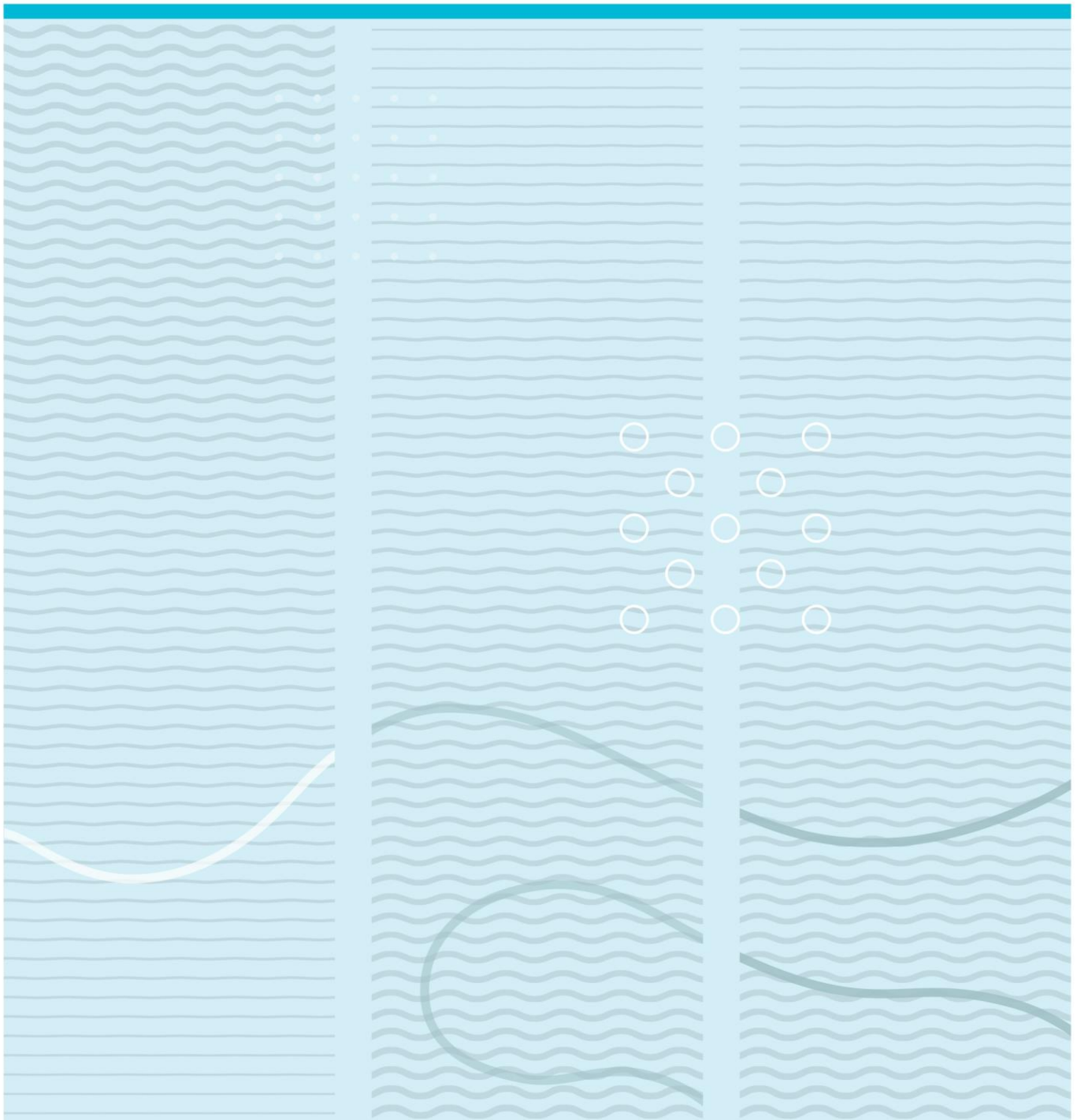


Mathias Strømmen

Potensialet for oppvandring og etablering av laksefisk i Borrevannsvassdraget



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

<http://www.usn.no>

© 2021 Mathias Strømmen

This thesis is worth 60 study points

Sammendrag

Norge har få næringsrike innsjøer med komplekse flerarts fiskesamfunn. Mange av disse er lokalisert på næringsrike marine avsetninger og befolkningsrike områder som i dag er sterkt utbygd. Dette gjør at de vil være utsatt for avrenning fra landbruket og bebyggelse, som ofte fører til at slike innsjøer har en eutrofigrad som ligger over det som er naturlig.

I områder med mye infrastruktur har mange små bekker og elver som er viktig for gyting, spesielt for sjøørreten blitt sterkt påvirket av menneskelige inngrep og aktivitet. Borrevannsvassdraget er et kystnært, naturlig næringsrikt vassdrag som også er et godt eksempel på menneskelig påvirkning. Utløpet av Borrevannet ble demmet opp rundt år 1740, samt at innsjøen har vært påvirket av eutrofiering forårsaket av hovedsakelig landbruk og bebyggelse i nedbørsfeltet. Denne oppgaven dokumenterer dagens fiskesamfunn i Borrevannsvassdraget med fokus på å utrede potensialet for oppvandring og etablering av anadrom laksefisk i systemet. Det er gjennomført prøvefiske i Borrevannet, kartlegging av gyteområder for laksefisk og elektrofiske i inn- og utløpselver/bekker for å registrere fiskearter på rennende vann. Borrevannet er påvirket av eutrofiering, og dette reflekteres i fiskebestanden. Vekstanalyser viser sein vekst som sammen med høye tettheter indikerer at næringskonkurransen er høy. Resultatet viser at det er en stor andelen karpefisker i vannet, hvor 66 % av fisken fanget var brasme, laue og mort. Anadrom ørret er ikke kjent fra Borrevannsvassdraget per i dag. Systematisk kartlegging viser at det er gode gyte/oppveksthabitater på rennende vann for ørret i systemet, men arealene er små og alle er oppstrøms Borrevannet. En eventuelt anadrom bestand er derfor nødt til å vandre gjennom Borrevannet før de når havet. Dette vil innebære en betydelig predasjonsrisiko, fortrinnsvis fra gjedde. I en sidebekk til hovedinnløpselva (Bondalsbekken) viste elektrofisket en stasjonær bestand av ørret, men ørret ble ikke påvist i andre deler av systemet. De biologiske forutsetningene for å eventuelt etablere en større bestand av (sjø)ørret i Borrevannet med tilløp, syntes å være begrensende. Høy næringskonkurransen fra karpefisker i selve innsjøen gjør denne lite aktuell som oppvekstområde for ørret. Det er ellers, begrensende gyte- og rekrutteringsarealer på rennende vann, og alle er oppstrøms innsjøen. Potensialet for en anadrom ørretbestand synes også lavt på grunn av den ekstra predasjonsdødeligheten en utvandring gjennom innsjøen vil medføre. Den kulturelle og historiske verdien av sjøørret i systemet er imidlertid høyere enn den biologiske verdien regnet om som ren avkastning. Verdien av en fri vannvei kan også være høy for den kritisk truede ålen i Borrevannet.

Abstract

Few Norwegian lakes are nutrient rich with complex fish communities. Many of them are often located on nutrient rich marine soils and in strongly developed areas. This makes them more exposed to runoff from farmland and urban areas, which often leads to a eutrophication level beyond what is natural. Development can often negatively affect small streams, which is important spawning grounds for anadromous trout. The Borrevannet watercourses is a good example of an area where human impacts have influenced the environment. Two dams were built between Lake Borrevannets and the Oslo fjord around year 1740, and the lake itself have been affected by eutrophication, mainly from runoff from farmland and housing in the watershed. This thesis documents the fish community in the watercourses with a focus on investigating the potential for establishing an anadromous salmonid population in the system. This is done by sampling fish from the lake with gillnets, mapping of spawning areas for salmonids and electrofishing in the inlets and outlets to register fish species in flowing waters. Lake Borrevannet is affected by eutrophication and this is reflected in the fish population. Slow growth is shown by growth analysis and with high fish densities in the lake, indicate high competition for nutrients. The result show large amounts of cyprinids in the lake, 66 % of caught fish was common bream, common bleak, and common roach. Anadromous trout is not known in the watercourses currently. Systematic mapping show that there are good spawning/nursery grounds for trout in the system, but the area is small and located upstream Lake Borrevannet. This means that an anadromous population must migrate through the lake, which will involve a considerable predation risk, mainly from pike. Electrofishing showed that there is a stationary population of trout in one of the tributaries (Bondalsbekken) to the main inlet river, but trout was not registered elsewhere. The biological potential of establishing a large population of trout in Lake Borrevannet and inlets, seems to be limiting. The lake itself is not suited for trout, mainly because of the high nutrient competition from the cyprinids. There is also limiting recruitment areas in the streams, and only upstream the lake. The potential for an anadromous population also seems to be low because of the extra mortality a migration through the lake would bring. The cultural and historical value of a population of sea trout is probably higher than the biological value, calculated as the yield of fish. The value of a free migration path might also be high for the critically endangered European eel that lives in Lake Borrevannet.

Forord

Denne masteroppgaven er en del av en toårlig masterutdanning i Natur- Helse og Miljøvern, og markerer slutten på en femårig utdanning innen natur og miljø ved Universitet i Sørøst Norge avdeling Bø (2016-2021). Studietiden i Bø har vært fantastisk, og beriket av alle de hyggelige medstudentene jeg har fått glede av å bli kjent med.

Jeg vil først rekke en stor takk til min veileder Jan Heggenes for god veiledning og tilbakemeldinger under hele prosessen. Jeg vil også gi en stor takk til vannområdekoordinator Miguel A. Segarra Valls, som foreslo oppgaven ovenfor USN, og har vært til god hjelp, både faglig og i felt.

Feltarbeidet ved Borrevannet hadde ikke vært mulig uten hjelp fra Gunn Henny Aasen og de andre ansatte ved Horten Natursenter, som var svært imøtekommende, og sto for utlån av båt og lot oss bruke fasilitetene for å arbeide med fangstmaterialet, tusen takk! Jeg vil også takke grunneier Bjørn-Tore Freberg for utlån av hytte, samt mye nyttig informasjon om Borrevannet. Jeg vil også gi en stor takk til min samboer og medstudent Mari Stubberud for god støtte, samt selskap og assistanse flere fine dager ute i felt! For god hjelp på biologilabben, samt faglig diskusjon vil jeg takke medstudent Mathias Leithe Haukø og for hjelp med utstyr og logistikken rundt felt og lab arbeid vil jeg takke overingeniør Frode Bergan.

Jeg vil til slutt takke Åge Brabrand for gode innspill om økologien i komplekse karpefiskedominerte innsjøer!

Bø i Telemark / 17. mai 2021

Mathias Strømmen

Innholdsfortegnelse

Sammendrag	2
Abstract	3
Forord	4
1 Innledning	6
2 Områdebeskrivelse	9
2.1 Beliggenhet og morfologi	9
2.2 Klima	13
2.4 Geologi.....	13
2.3 Økologi og tilstand.....	13
2.5 Historie.....	14
3 Metoder og materiale	16
3.1 Felt metoder	16
3.1.1 Prøvefiske med garn i Borrevannet	16
3.1.2 Kartlegging av potensielle gyteområder for ørret på elver/bekker	17
3.1.3 Elektrofiske	19
3.2 Laboratorie metoder.....	20
3.3 Statistiske analyser.....	22
4 Resultater	23
4.1 Prøvefiske med garn i Borrevannet	23
4.1.1 Fangst.....	23
4.1.2 Alder, lengdefordeling og vekst.....	24
4.1.3 Dybdefordelingen av arter i Borrevannet	28
4.1.4 Klassifisering av innsjø med fisk som biologisk kvalitetselement	29
4.1.5 Kondisjonsfaktor for fisk i Borrevannet	30
4.2 Kartlegging av gyteområder for ørret	31
4.3 Elektrofiske	33
5 Diskusjon	34
6 Konklusjon	43
Litteraturliste	44
Vedlegg	48

1 Innledning

I Norge er det et stort antall innsjøer og elver. De fleste innsjøene er relativt små, mindre enn 5 km² (Vann-Nett, 2021; Direktoratgruppen Vanndirektivet, 2018). Det er et relativt beskjedent arts mangfold av fisk i ferskvann i Norge, 44 arter er kjent, hvor 12 er innført av mennesker. De aller fleste innsjøene har kun få arter med enkle fiskesamfunn. Mange vann har kun ørret (*Salmo trutta*, L.) eller ørret sammen med laks (*Salmo salar*, L.), røye (*Salvelinus alpinus*, L.), trepigget-stingsild (*Gasterosteus aculeatus*, L.), ørekyt (*Phoxinus phoxinus*, L.) eller ål (*Anguilla anguilla*, L.) (Borgstrøm, 2000b).

Lav artsdiversitet og den naturlige utbredelsen til de forskjellige artene i norske innsjøer er i hovedsak et resultat av den siste istiden. Isen trakk seg tilbake fra de nordiske landene for omkring 9,000 år siden. Dette betyr at nordiske innsjøer er «unge» i biologisk forstand, og har blitt naturlig kolonisert av fisk over et kort og oversiktlig tidsrom (Pethon & Nyström, 2019). Landhevingen etter istiden har mye å si for hvor vi finner de forskjellige ferskvannsfiskeartene i Norge. De artene som var kuldetolerante og kunne leve både i salt- og ferskvann (diadrome) var de første som koloniserte ferskvann etter avsmeltingen, dette er arter som røye, ørret, laks og ål. De koloniserte alle vassdrag langs kysten etter hvert som de ble isfrie, og så langt inn i landet som det var frie vandringsveier.

Etter som isen smeltet og landet hevet seg, åpnet dette også for en ny bølge av kolonisering, ved at rene ferskvannsfisker kunne svømme inn fra Østersjøen som var en stor ferskvannsinnsjø for om lag 6500 år siden, såkalte østlige innvandrere. Abbor (*Perca fluviatilis*, L.), gjedde (*Esox lucius*, L.), ørekyt, mort (*Rutilus rutilus*, L.), brasme (*Abramis brama*) og laue (*Alburnus alburnus*) er noen av artene som vandret inn i denne innvandringsperioden. De seneste innvandrende artene kom trolig i en siste naturlige innvandringsbølge via vassdrag som var koblet til Vänern i Sverige og er arter som flire (*Blicca bjoerkna*, L.), gjørs (*Sander lucioperca*, L.) og sørv (*Scardinius erythrophthalmus*, L.). Dette naturlige innvandringsmønsteret er grunnen til at den Sør-Østlige delen av Norge har flest ferskvannsfiskearter. Øyeren er innsjøen i Norge med flest fiskearter og har omkring 25 arter (Borgstrøm, 2000b; Pethon & Nyström, 2019).

Artsrike og naturlige næringsrike innsjøer kan ha et svært omfattende næringsnett. Innsjøer med dominans av karpefisk, piggfinnefisk og gjedde vil ofte være mer komplekse

sammenlignet med de mange artsfattige innsjøene i Norge. Her vil hvert art ha en smalere økologisk nisje, som et resultat av interspesifikk konkurranse (Brabrand, 2000).

Innsjøens utforming, trofi-tilstand og artssammensetning vil fortelle mye om fiskesamfunnet. En dyp innsjø vil i sommermånedene ha stor hypolimnion som er et viktig refugium for kaldtvannsarter som lake (*Lota lota*, L.) og ørret. Varmekjære arter som karpefiskene liker bedre grunne områder med velutviklet kantvegetasjon (Brabrand, 2000).

Trofitilstand i innsjøen påvirker fiskene ved at produktivitet øker og siktedypet ofte senkes. Karpefisker vil generelt øke i antall og i høyeutrofe innsjøer vil karpefiskene ta helt over (Brabrand, 2000). Mange naturlige næringsrike innsjøer ligger i gode landbruksområder og i sterkt utbygde områder. Dette gjør at de vil være utsatt for avrenning fra landbruket og bebyggelse, som ofte fører til at slike innsjøer vil oppleve en eutrofigrad langt over det som er naturlig.

Eutrofe og varme innsjøer har lett for å bli dominert av karpefisker som mort, brasme og flire (Lennart, 1983). Dette vil senke artsdiversiteten, da mange arter ikke klarer å konkurrere med karpene i slike forhold (Perrow et al., 1997).

Artssammensetningen påvirker alle artene gjennom både inter- og intraspesifikk konkurranse. Tilstedeværelsen av en art, spesielt predatorer kan utgjøre en stor forskjell i nisjene til de forskjellige artene (Popova, 1978). Et eksempel på dette er en studie gjort i Nederland der de så på hvordan gjøres påvirket mort og brasme i eutrofe landbrukspåvirkede innsjøer. Her viste det seg at mort var et lettere bytte på grunn av kroppsformen. Dette holdte populasjonen nede og gjorde at brasme kunne konkurrere med morten for dyreplankton. Uten en predator til stede tok mort helt over og brasme ble tvung ut fra littoralsonen og gikk over til å spise fjærmygg i stedet (Lammens et al., 1992).

Ved både inter- og intraspesifikk konkurranse kan næringsnett i artsrike innsjøer bli komplisert. Dette gjør forvaltningen av slike innsjøer utfordrende.

Direkte tiltak som beskatning og fiskeregler kan ha en positiv påvirkning på vannkvaliteten. Beskatning av dyreplanktonspisende fisker og fremheving av predatorer, vil øke bestanden av dyreplankton som vil senke bestanden av planteplankton. Dette påvirker indirekte vannets siktedyp (Benndorf, 1992). Vannets siktedyp spiller en viktig rolle i innsjøer med dominans av karpe, piggfinnefisk og gjedde. Gjedde og fiskespisende abbor trenger klart vann og velutviklet kantvegetasjon for å jakte effektivt. (Brabrand, 2000; Perrow et al., 1997).

Indirekte virkemidler som å begrense tilførselen av næring er kanskje den viktigste faktoren. Her kan tiltak som omlegging fra høstpløying til vårpløying være et effektivt tiltak (Bechmann & Bøe, 2019).

Tiltak og forvaltningen av vannforekomster organiseres i dag gjennom Vannforskriften. Dette er et rammeverk for EU/EØS land for «fastsettelse av miljømål som skal sikre en mest mulig beskyttelse og bærekraftig bruk av vannforekomstene» (Vannforskriften, 2006). For innsjøer og vassdrag som ikke har god nok økologisk eller kjemisk tilstand må forbedringstiltak innsettes. Det skal da etter forskriften streves etter å ha en slik kvalitet på vannet som er lik som naturtilstanden (Direktoratsgruppen Vanddirektivet, 2018b). Dette vil som regel innebære å reversere menneskelige påvirkninger som har hatt negative følger for den økologiske eller kjemiske tilstanden til en vannforekomst. Påvirkninger som vannkraft, landbruk, introduserte arter- og sykdommer, avløpsvann og langtransporterte forurensinger er noen av de vanligste påvirkningene i Norge (Vanddirektivet, 2021b). Nærmere 2000 elver og bekker i Norge er påvirket av vannkraft (Vanddirektivet, 2021b). Dette innebærer ofte at elver/bekker stenges helt eller delvis av og at vannet nedstrøms vil oppleve regulering av vannstanden. Forbedringstiltak i slike sammenhenger kan være å installere fisketrapp og regulere vannmengden slik at det alltid er nok rennende vann i elva.

Slike tiltak vil forbedre leveområdet for diadrom fisk. I Norge er interessen for sportsfiske av anadrom laksefisk stor og bevarings av fiskens leveområdet er derfor viktig (SSB, 2020). I områder med mye utvikling kan mange av de små bekkene/elvene som er viktig for gyting for spesielt sjørreten bli sterkt påvirket av menneskelig aktivitet.

Forbedring av gyteområdene krever helhetlig forvaltning av området og vil være berikende for både mennesker og naturen.

Utløpselva til Borrevannet i Vestfold har siden 1740 vært påvirket av omfattende demningsinnretninger som hindrer oppvandring av diadrom fisk. Denne oppgaven skal beskrive systemet i sin helhet og se på potensialet for oppvandring av anadrom laksefisk (hovedsakelig sjørret). Informasjon om dette er interessant for kommunen som kan vurdere å sette inn tiltak for å forbedre fiskens habitat, som for eksempel å lage fisketrapp.

Ut fra den naturlige innvandringshistorikken, er det logisk at anadrom fisk som ørret og laks har svømt opp i systemet før demningsinnretningene ble bygd.

2 Områdebeskrivelse

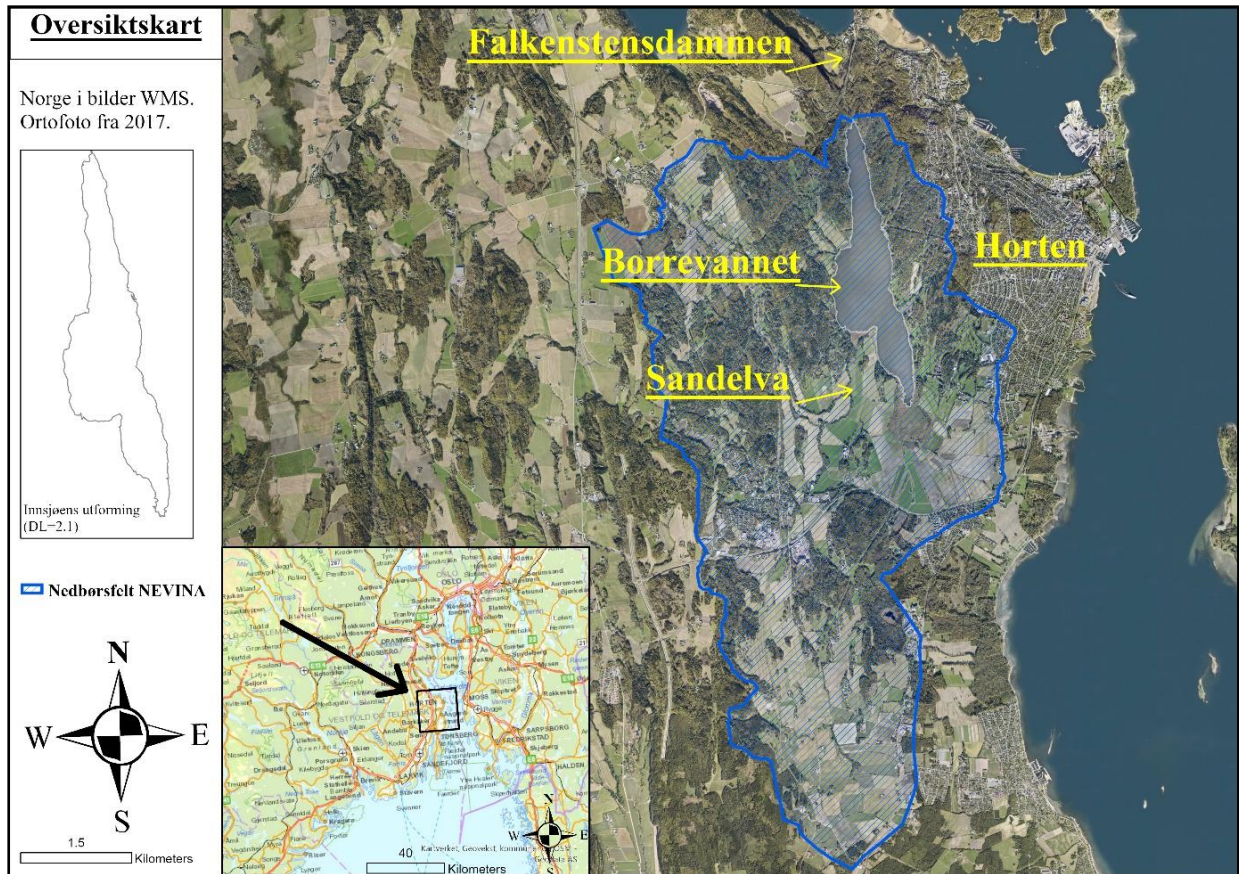
2.1 Beliggenhet og morfologi

Borrevannet (59.409921, 10.432796) er en eutrof og kalkrik innsjø i Horten kommune, som hører til Horten-Larvik vannområdet i Vestfold og Telemark vannregion (Figur 1, Tabell 1). Vannet er omringet av skog i nord/nord-øst og landbruksområder med noe spred bebyggelse i sør/sør-vest (Figur 1). Skogen rundt vannet består av en blanding mellom barskog og edelløvskog og i landbruksområdene dyrkes det fortrinnsvis korn (Lund, 2013; Spikkeland, 2011).

Vannkanten i Borrevannet er dominert av høy vegetasjon, det er hovedsakelig takrør (*Phragmites australis*) som dominer og takrørbelte er opp til 200m bredt steder (Spikkeland, 2011). Området helt sør i vannet, Vassbånn, er svært tilgrodd (Figur 2).

Tabell 1: Morfologiske forhold for Borrevannet. Kilder: Vann-nett og dybdekart (Kovsand, 2017; Vanndirektivet, 2021a).

Areal innsjø	1.77 km ²
Areal nedbørsfelt	32.31 km ²
Maksdybde	15 m
Høyde over havet	9 m
Makslengde	3.87 km (N/S)
Bredde	Ca. 0.8 km (Ø/W)
DL (shoreline development index)	2.1
Volum	0.011 km ³
Gjennomsnittsdybde	6,4m



Figur 1: Oversiktskart over Borrevannet, og nedbørsfeltet. Laget i ArcGIS pro, med WMS fra Kartverket (2021b). Nedbørsfeltdata hentet fra NVE (2021)

Borrevannet naturreservat ble opprettet i 1981 som en del av verneplanen for våtmarksområder i Vestfold. Formålet var å bevare viktige våtmarksområder og det rike fuglelivet, annet dyreliv og vegetasjonen. Vernet areal utgjør ca. 2,2 km², hvor ca. 1,8 km² er vannareal (Figur 2) (Spikkeland, 2011).

Mølledammen som er del av utløpet for vannet, er også fredet. Her ble det etablert et dyrefredningsområdet i 2006 for å ta vare på sjeldne arter, spesielt øyenstikkeren Blåbåndvannymfe (*Calopteryx splendens*, Harris, 1782). Dammen er omtrent 500 meter lang og opp til 50 meter bred (Blomdal, 2018). Dammen har en liten innløpsbekk (28.2 l/s) utenom hovedløpet fra Borrevannet som heter Nykirkebekken (Figur 3).

Mølledammen er demmet opp i den nordlige delen ved Falkensten Mølle. Demningen ble bygd for omtrent 280 år siden og har et fall på omtrent 4 meter (Vedlegg 2) (Kartverket, 2021a). Demningen har ålekasser som har vært brukt for å fange ål. På nordsiden av demningen renner vannet omkring 50 meter før det møter Oslofjorden. Mølledammen og Kvisla danner sammen utløpet for Borrevannet og har en gjennomsnittlig vannføring på 445 l/s (NVE, 2021). Ved den

gamle demningen ved øvremølla er det mulighet for å regulere vannstanden i Borrevannet. Øvremølla er mest sannsynlig ikke et hinder for vandrende fisk i dag, da vannet renner under demningen (Vedlegg 3).

Borrevannet har flere små innløpsbekker, men Sandelva i den sør-vestlige delen av vannet er den største og har avrenning fra 61% av nedbørsfeltet (Figur 1). Sandelva er en roligflytende og dyp elv der den møter innsjøen og har en gjennomsnittlig vannføring på 283 l/s (NVE, 2021). Omtrent 850m innover elveløpet forgreiner den seg til to mindre bekker. Den miste bekken (Bondalsbekken) har nedbørsfelt nordover og har gjennomsnitts vannføring på 86 l/s, mens den største bekken (Sandelva) har nedbørsfelt sørover og gjennomsnittlig vannføring på 193 l/s (NVE, 2021). Etter forgreiningen har Sandelva 1.7 km med frie vannveier før den møter en demning ved Sande mølle og sagbruk (Vedlegg 5).



Figur 2: Detaljkart over Borrevannet, med grense for verneområder. Laget i ArcGIS pro, kartlag «Norge i Bilder» WMS og Miljødirektoratet (2021)



Figur 3: Kart over Borrevannets utløpselva (Kvisla), og Mølledammen. Laget i ArcGIS Pro, med «Norge i Bilder» WMS og (Kartverket, 2021b; Miljødirektoratet, 2021)

2.2 Klima

Borrevannet har et temperert kystklima. Sommeren er ofte varm og vinteren er ofte snøfri (Spikkeland, 2011). Den varmeste måneden er juli med gjennomsnittlig 17.2° og januar/februar de kaldeste med -1.4°. Årlig gjennomsnitt er 6.8° og 1089 mm nedbør (1991-2020). I 2020 var gjennomsnittstemperaturen og nedbøren over normalen med 8.6° og 1390 mm nedbør (Meteorologisk Institutt, 2021).

Vannet er sjiktet om sommeren, med en termoklin som gradvis beveger seg nedover i vannsøylen utover sommeren. Delvis sirkulasjon starter i vannet i oktober, og full høstsirkulasjon skjer i starten av november. Vannet er islagt fra november/desember med en omvendt sjikting. Isen ligger på vannet til april, da det er vårsirkulasjon. I løpet av sensommeren og senvinteren er det stagnasjon i vannet (Økland, 1964).

2.4 Geologi

Borrevannet ligger innenfor oslofeltet og har dominans av bergarten rombeporfyr med noe innslag av basalt (NGU, 2021a). Dette danner et næringsrikt forvittringsmateriale og sammen med hav og fjordavsetninger gjør området rikt i næringsstoffer.

Mesteparten av nedbørsfeltet er dekket av marine avsetninger (NGU, 2021b; NVE, 2021). Jorda er god matjord og 39% av nedbørsfeltet er dyrket mark (NVE, 2021). Rundt nordsiden av vannet er det enkelte partier med bart grunnfjell, mens i sørsiden (Vassbånn) finner man noe innslag av myr og torv (Figur 1, 2) (Spikkeland, 2011).

Vestfoldraet strekker seg i en nord-sørlig retning like øst for Borrevannet. Dette gjør at vannet ligger i bakkant av raet.

2.3 Økologi og tilstand

Borrevannet har et rikt plante og dyreliv og det er til sammen registrert 9 fiskearter. Bestanden av karpefisk er stor med arter som brasme, laue, mort, sørv og suter (*Tinca tinca*, L.). I tillegg er det også abbor, gjedde, gjørs, og ål (Spikkeland, 2011). Suter og gjørs er de eneste artene som ikke har vandret naturlige inn i Borrevannet. Suter ble satt ut i Borrevannet på 1960-tallet (Fredberg, 2021), og gjørs har vært satt ut som et tiltak mot eutrofiering. Gjørs var først satt ut i 1989, men det er ingen bevis på at den har etablert seg. Ål er fredet, men forholdene kan være vanskelig for den på grunn av vandringshinderet ved Mølledammen (Durif et al., 2008).

Fiskesamfunnet i Borrevannet er dominert av et stort antall karpfisk, spesielt mort og laue. Laue og mort har et stort beitetrykk på dyreplankton og begge artene bruker både den øvre delen av pelagialen og litoralen. Sørv bruker mest sannsynlig kun pelagialen, mens brasme bruker de bentiske og litorale områdene av vannet. Borrevannet er kjent for gjedde og abborfiske. Det er registrert gjedde på 18 kg i vannet og abbor opp mot 2 kg (Spikkeland, 2011). Gjedd og store abbor (> 20 cm) er hovedpredatorene i Borrevannet, og holder seg hovedsakelig i littoralsonen. Ved utsettelse av gjørs i 1989 var det tenkt at predatortrykket på artene laue, mort og sørv skulle økes ved å tilføre en predator som oppholdte seg i pelagialsonen av vannet.

I tilløpselva Sandelva og dens sidebekker er fiskeartene ørekyt og ørret registrert ved elektrofiske (Greipsland et al., 2019). Tettheten av ørret er god i Bondalsbekken, mens det er få eller ingen ørret i Sandelvas hovedløp fra vannet og til vandringshinderet ved Sande mølle og sagbruk (Bratli & Skiple, 1998).

Etter vannforskriften er Borrevannet klassifisert til kategorien «dårlig», Sandelva til kategorien «svært dårlig» og Bondalsbekken til «moderat» tilstand. Både Borrevannet og Sandelva når ikke miljømålet hovedsakelig på grunn av eutrofiering. Mølledammen er derimot klassifisert til «god» økologisk tilstand (Vann-Nett, 2021).

2.5 Historie

Det har trolig vært menneskelig aktivitet rundt Borrevannet så langt tilbake som eldre steinalder. Husdyrhold og dyrking av jorda rundt vannet begynte trolig i jernalderen (500 f. Kr), kulturlandskapet er derfor et resultat av sammenhengene utvikling frem til i dag (Spikkeland, 2011).

Vannet har trolig vært viktig som fiskevann frem til nyere tid, da eiendomsgrensene kan vise til at fiskerett var ønskelig for grunneiere rundt vannet (Spikkeland, 2011). Ålekassene ved Mølledammen har fanget ål frem til totalfredningen i 2009 (Durif et al., 2008).

Mølledammen renner ut ved Falkensten gård, som i 1315 het Sledavågr. Sleda er et gammel laksefiskeredskap etter laksefisk og våg betyr vik. Dette kan betyr at laksefiske har vært viktig i området på denne tiden (Schmidt, 1989).

Borrevannet ble demmet opp av Jørgen Qvall rundt 1740. En demning ble bygd ved øvremølla og en i nordenden av mølledammen (Schmidt, 1989). Elva ned fra Borrevannet har da mest sannsynlig hatt vandringsinder i 280 år.

Fallet i Kvisla fra Borrevannet og til Oslofjorden er 9 m og har blitt utnyttet til elektrisitet, mølle, sagbruk, teglverk og ullvarefabrikk. Fallet ble sist utnyttet til strømproduksjon, som ble lagt ned i 1946. (Schmidt, 1989).

Det er ikke gjort noe vurderinger på om det er mulighet for å reversere de menneskeskapte påvirkningene ved utløpet av Borrevannet. Dessuten er demningen ved Falkensten viktig for mølledammen og dyrefredningsområdet der.

Borrevannet ble brukt som drikkevannskilde for Horten og deler av Tønsberg fra 1905 til 1975 og var reservedrikkvann frem til 2006 (Hansen, 1992; Spikkeland, 2011). I senere tid har pumpehuset blitt erstattet med et natursenter. Natursentret blir brukt til undervisning i naturfag for grunnskolen og for naturovervåkning.

Borrevannet er en innsjø som har vært godt studert opp gjennom tiden. Professor i limnologi Jan Økland skrev i 1964 doktorgraden sin om vannet (Økland, 1964). Prøver av vannet ble regelmessig tatt når det ble brukt som drikkevann og dette arbeidet har fortsatt selv etter nedleggelsen av pumpestasjonen. I dag blir vannet overvåket av kommunen da eutrofiering og medfølgende algeoppblomstringer er en utfordring.

Det er dokumentert relativt næringsrike forhold i Borrevannet lenge, men utover i åttiårene ble algeoppblomstringer stadig mer vanlig. Dette fører jevnlig til at bunnvannets oksygenforhold er dårlig i stagnasjonsperiodene. Utløst jern og mangan i råvannet fra dypet da vannet ble brukt som drikkevannskilde viste at problemet hadde startet allerede på tidlig syttitallet. Ved oksygenvinn i dypet vil fosfor lekke ut fra sedimentet og innsjøen vil gjødsle seg selv. Dette kan føre vannet inn i en positiv tilbakeføring, hvor eutrofieringen blir et stort problem.

Det ble derfor utarbeidet en tiltaksorientert overvåkning av vannet i 1993, med en revisjon av arbeidet i 1997. Overvåkingen viser at det er stor tilførsel av fosfor til vannet fra landbruket og bebyggelse. Det var da satt som mål å halvere den årlige fosfortilførselen fra 1.2 tonn i året til 0.6 tonn i året. I det reviderte arbeidet ble det estimert at en reduksjon ned til 0.45 tonn fosfor i året er tilstrekkelig for å nå målet om en totalfosfor konsentrasjon på 15 µg/l i vannet (Bratli & Brettum, 1993; Bratli & Skiple, 1998). I vekstsesongen 2020 hadde Borrevannet en totalfosfor konsentrasjon på gjennomsnittlig på 34,4 µg/l (Horten kommune, 2021).

3 Metoder og materiale

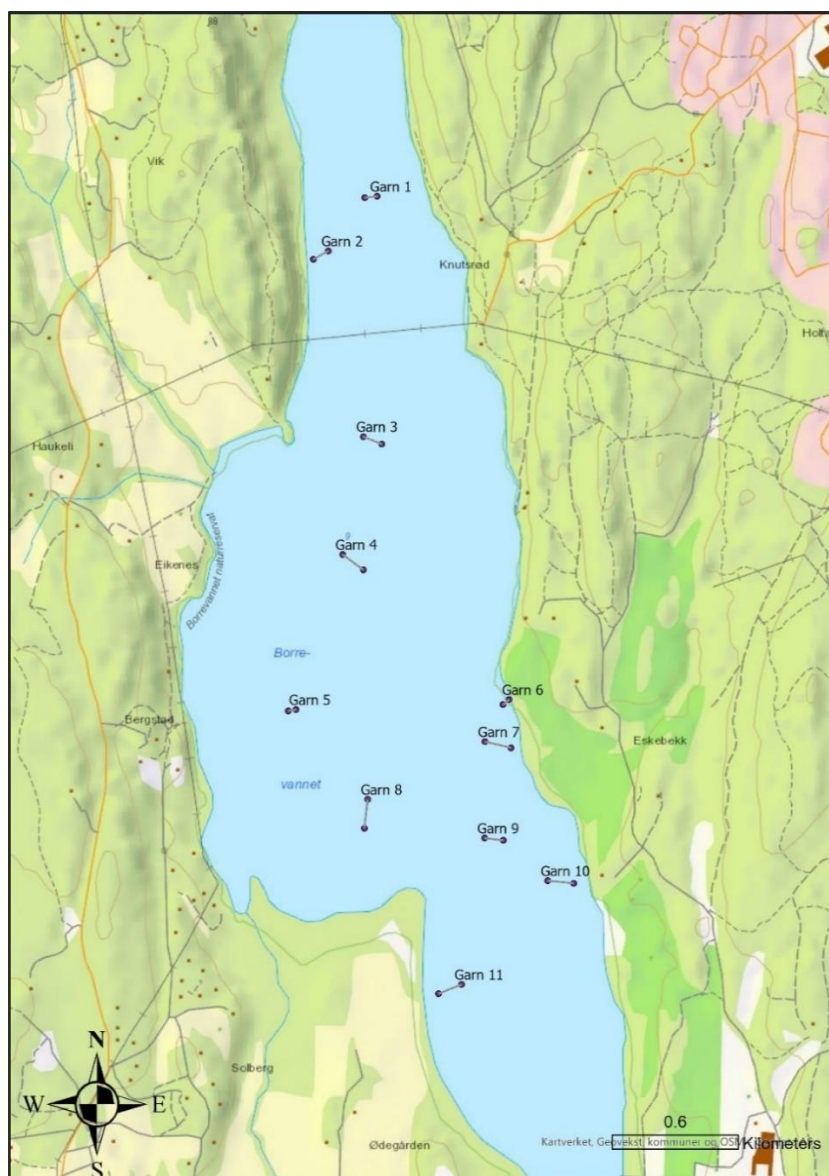
3.1 Felt metoder

3.1.1 Prøvefiske med garn i Borrevannet

All fisk ble fisket i et systematisk prøvefiske gjennomført med Nordisk serie sammensatte prøvefiskegarn 13.-14. september 2020 i Borrevannet. Komplette utstyrsliste for prøvefiske er vedlagt i Vedlegg 1. Elleve prøvegarn av Nordisk ble brukt og prøvefisket gjennomført etter norsk standard NS-EN 14757:2015 (Standard Norge, 2015). Standard innsatts ble estimert til 32 garnnetter, men antall garnnetter ble redusert til 11, det vil si omtrent 1/3 innsatsen etter norsk standard. Garnnetter ble redusert på grunn av de svært høye bestandene av fisk i Borrevannet og dermed stor mengde fisk i fangsten. Alle garn ble plassert ut to timer før solnedgang den 13. september og arbeidet med utsettingen av garn tok omtrent 3 timer. Garn ble tatt opp to timer etter soloppgang den 14. september, arbeidet med opptak av garn varte omtrent 2 timer. All utplassering og henting av garn ble utført med robåt. Vanddybden og koordinater ble registrert ved begge ender av garn ved utsettelse. All fiske i Borrevannet ble gjort sammen med en feltassistent.

Fisken ble tatt ut av garn den 14.-15. september. De ble sortert etter art og garnet de ble fanget i. Den totale vekten for hver art i hvert garn ble registrert. All fisk ble fryst ned på stedet etter at de hadde blitt tatt ut av garnet. På grunn av stort antall fisk ble noen garn liggende opp til 30 timer før fisken ble tatt ut.

Garnplassering fulgte et stratifisert og randomisert forsøksdesign, og ble bestemt på forhånd ved hjelp av et dybdekart av Borrevannet (Figur 4) (Kovsund, 2017; Standard Norge, 2015). For å velge garnplassering ble et rutenett plassert over dybdekartet og ruter innenfor fire forskjellige dybdeintervaller ble angitt nummer. De fire dybde-intervallene var: grunnere enn 3m, 3 til 5.9m, 6 til 11.9m og dypere enn 12m. Hver enkelt rute hadde en størrelse på 98x98m og kun ruter som var mer enn 50% innenfor sitt dybdeintervall ble tildelt et nummer. Tilfeldig rute ble trukket ved hjelp av Excels «TILFELDIG» formelsyntaks. Garn nr. 6 ble stående innenfor to dybdeintervaller (3-5.9 og 11.9m), disse to intervallene ble derfor slått sammen i resultatet.



Figur 4: Garnplassering for prøvefiske utført 13. - 14. september 2020, med 11 nordisk serie prøvefiskegarn

3.1.2 Kartlegging av potensielle gyteområder for ørret på elver/bekker

Metode for habitatkartlegging av potensielle gyteområder for ørret ble hentet fra (Hindar et al., 2019). Denne metoden er tidligere benyttet i forbindelse med etablering av gytebestandsmål i norske lakseelver, og består av en enkel klassifisering av seks hydrofysiske variabler med hovedvekt på substrat (Tabell 2). En ekstra variabel ble lagt til metoden, og det var «bredde» på bekken. På variabelen «overflate» ble det lagt til en ekstra kategori, stryk. På variabelen «substrat» ble det lagt til en ekstra kategori, leire.

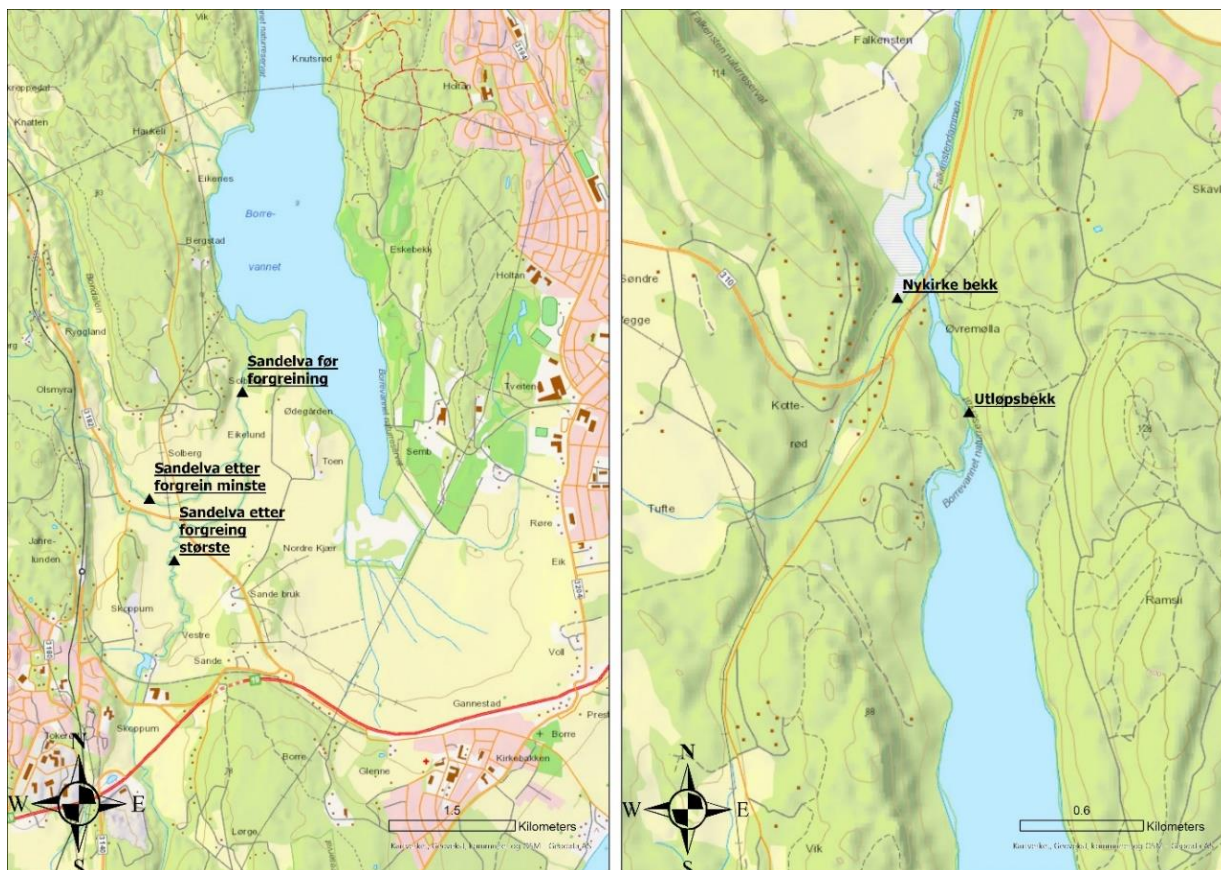
Kartleggingen ble gjennomført ved å starte lengst nedstrøms og registrere alle habitatvariabler i punkter med koordinater oppover i bekken. Punkter ble satt der det var en endring i habitatet. Bekkene kartlagt er vist i Figur 5.

Tabell 2: Variabler brukt for å kartlegge potensielle gyteområder for ørret. Metode hentet fra Hindar et al. (2019)

Variabler	Beskrivelse
Overflate	Tre klasser: glatt, stryk, turbulent
Bredde	I meter
Helningsgrad	To klasser: bratt (>4%), moderat
Vandybde	To klasser: grunn (<70cm), dyp
Vannhastighet	To klasser: treg (<0,5m/s), hurtig
Substrat	Seks klasser

Ved klassifisering av **overflate** ble det visuelt skilt mellom glatt, stryk eller turbulent parti. Glatt er stilleflytende vann, hvor vannoverflaten var lite påvirket av bunn. Stryk var områder der vannet sildret raskere og vannoverflaten var tydelig påvirket av substratet under. Turbulente parti var partier med «hvitt vann», der det ble pisket opp. Ved klassifisering av **bredde** ble de smaleste og bredeste områdene i nærheten av punktet målt til nærmeste meter. Ved klassifisering av **helningsgrad** ble det skilt mellom bratt og moderat, her var grenseverdien 4% helning og ble målt med linjal på 1 meter samt vater applikasjon på smarttelefon. Ved klassifisering av **vandybde** ble det skilt mellom grunt og dypt, her var grenseverdien 70cm. Ved klassifisering av **vannhastighet** ble det skilt mellom hurtig og treg hvor grenseverdien var 0.5m/s. Dette ble målt ved stoppeklokke på smart-telefon samt en linjal på 1m. Ved klassifisering av **substrat** ble det visuelt skilt mellom seks kategorier; leire, sand, grus, stein, stor stein og berg.

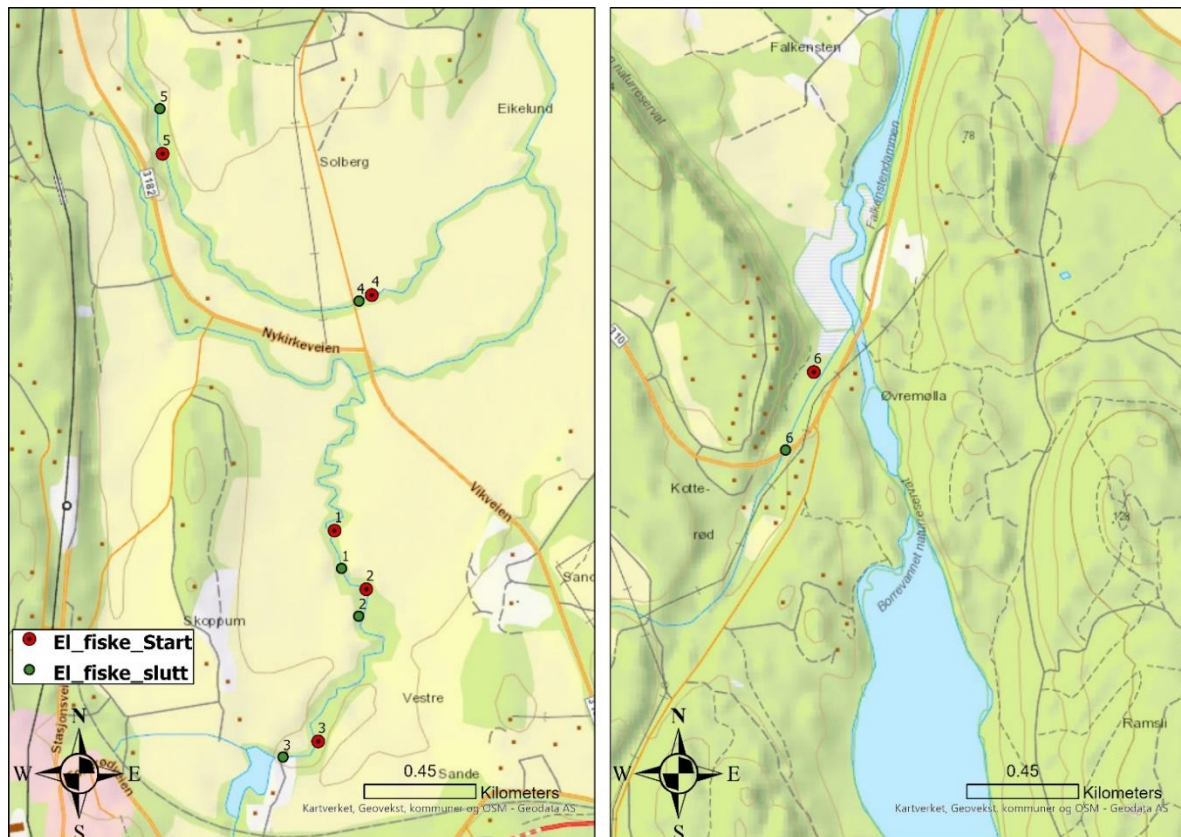
Kartlegging ble gjennomført i to omganger, først den 16. oktober 2020 og den 6. november 2020. Begge omgangene var en feltassistent med og det ble til sammen kartlagt tre bekker/elver. Sandelva/Bondalsbekken ble valgt å kartlegge på grunn av størrelsen, mens Nykirkebekken ble valgt å kartlegge på grunn av gunstig lokalitet i forhold til oppvandring for anadrom fisk uten å måtte innom Borrevannet først.



Figur 5: Områder kartlagt for potensielle gyteområder for ørret. 11 km elvestrekning ble kartlagt i Sandelva/Bondalsbekken, 251 meter ble kartlagt ved utløpsbekken og 835 meter ble kartlagt av Nykirkebekken. «Sandelva etter forgreining minste» er Bondalsbekken, mens «største» er Sandelvas hovedløp.

3.1.3 Elektrofiske

Elektrofiske ble gjennomført den 27. november 2020. Lokalitetene for elektrofiske ble valgt ut fra habitatkartleggingen. Områder med grovt substrat og rask vannhastighet ble prioritert for elektrofiske på grunn av ørretens gytemuligheter i denne type habitat (Hindar et al., 2019). Områder fisket er vist på Figur 6.



Figur 6: Kart som viser de seks strekningene elektrofisket 27. november 2020.

Koordinater (mobil), konduktivitet og temperatur (Thermoscientific Eutech Elite CTS) ble målt i bekkene før elektrofiske begynte. Elektrofiske apparatet (FA4, Geomega a/s) ble satt til 1400 volt og hele bredden mellom startpunkt og slutt punkt ble fisket. Målet med fiske var å registrere hvilke fiskearter som var til stede og estimere bestandstettheter. Om tilstrekkelig mengde fisk ble fanget ville det blitt utført en tetthetsmåling. Mengden fisk var ikke tilstrekkelig til å gi pålitelig bestandsestimater på noen av de undersøkte strekningene, så kun artssammensetningen ble registrert.

3.2 Laboratorie metoder

All fisk fra prøvofisket ble målt til nærmeste centimeter og veid til nærmeste gram. Fisken var delvis frossen når den ble målt og veid. Lengde, vekt og garn fanget i ble registrert i et Excel-ark.

Et stratifisert, randomisert utvalg på 30 individer av abbor, brasme, mort og hele fangsten av gjedde (5 individer) ble bearbeidet for aldersbestemmelse. Fiskene ble stratifisert etter lengde, sånn at fisker på alle lengdeintervaller fra kortest til lengst ble med i utvalget.

Dissekering av relevant aldersstruktur for aldersavlesning fra respektive fiskearter ble utført ved det biologiske laboratoriet på Universitetet i Sør-øst Norge, avdeling Bø. Dette ble utført i perioden 05.01.2021 – 24.02.2021.

Otolitter ble dissekert fra abbor, brasme og mort ved å først tine fisken fra frossen tilstand. Deretter ble fiskehodet skåret i to deler med et loddrett snitt med en skalpell. De synlige otolittene ble så plukket ut med en pinsett. I tillegg ble gjellelokk også dissekert fra de samme artene, og lagt i kokende vann i ca. 2-5 minutter. Gjellelokkene ble så gnidd reine med papir. Gjellelokkene ble plassert sammen med otolittene i en papirkonvolutt for hver fisk. For morten ble det tatt skjellprøver i tillegg. Skjell fra mortens midtparti, litt bak og under ryggfinnen ble fjernet med en pinsett og lagt på en liten bit av et ark. Papirbiten med skjellene ble så plassert i liten plastpose. Plastposen ble så plassert i papirkonvolutt sammen med otolittene og gjellelokkene. For gjedde ble vingebinet fjernet og kokt i omtrent 2 minutter, for så å gni det rent med papir.

Ved aldersbestemmelse ble aldersstrukturene plassert under en lupe (Zeiss Stemi 305, [Lupe](#)) med et kamera ([Kamera](#)). Bilder ble tatt av otolitt og gjellelokk med programvare på datamaskin (Windows Camera app), mens skjell ble plassert på en mikrofilm prosjektor (Microfiche Reader 3M Brand Consultant 114) og bilde av skjermen ble tatt med mobil (Iphone 8, oppløsning: 4032 x 3024). For abbor og brasme ble otolittene delt på midten og brent i tillegg. Kontrastvæske (1,2 -propandiol) ble brukt for å gjøre avlesning av aldersstrukturene lettere.

Alle bildene ble lagret, og aldersbestemmelsen ble gjort ved å identifisere vintersoner i aldersstrukturene på bilde.

Tilbakeberegning av vekst ble utført ved å markere vintersone på otolitter i et dataprogram med en plugin ([Program og plugin](#)) (Vischer et al., 2018). Lengden fra otolitt senter til kanten av otolitten, samt lengden fra senter til hver vintersone i piksler ble overført til Excel og fiskens lengde ved hver vintersone ble kalkulert ved bruk av Dahl-Lee metoden etter formel:

$$L_t = \left(\frac{O_t}{O_T} \right) \cdot L_T$$

Hvor L_t = lengde av fisken ved alder t år, L_T er fiskelengden ved fangsttidspunktet, O_t er lengde av strukturen ved alder t og O_T er totallengde av strukturen. Tilbakeberegning av vekst ble gjort

kun for abbor, da aldersstrukturene til mort og brasme var mer utydelig, og det ble brukt flere strukturer sett sammen for aldersbestemmelse av disse artene.

Utrekning av gyteområder for ørret ble gjort i programmet ArcGIS Pro (Version 2.7.0). Punktdata registrert i felt med variabler ble overført til et Excel ark og ble importert i ArcGIS Pro ved verktøyet «import XY event layer». Polygoner av vannkonturen ble skjermdigitalisert for hånd ved å følge GIS basiskart og ortofoto av området tatt i 2017 (Kartverket, 2021b). Ved å bruke punktdata fra felt og polygoner av vannkonturen kunne arealet av mulige gyteområder for laksefisk regnes ut (Hindar et al., 2019).

Alle kart ble laget i ArcGIS Pro. Volumet av Borrevannet ble regnet ut ved å georeferere dybdekartet av Borrevannet (Kovsand, 2017). Dybdekartet ble georeferert til ortofoto fra «Norge i bilder WMS» (Kartverket, 2021b). Dybdekurvene ble skjermdigitalisert som polygoner for hånd og areal for hvert dybdeintervall regnet ut. Utrekning av volum ble gjort etter metoden beskrevet i (Cole & Weihe, 2016b).

3.3 Statistiske analyser

Alle tabeller og grafer ble laget i Microsoft Excel.

Catch Per Unit Effort (CPUE) utregninger:

- CPU = Antall fisk per 100m² garn flate
- CPUE = CPU/garnnetter brukt
- Justert CPUE = CPUE hvor panel med maskestørrelse som ikke fanger arten er fjernet fra utregningen.
- WPUE = (Vekt i gram/antall per 100m²)/garnnetter

Utrekning av EQR verdien for EindexW3 (eutrofieringsindeks) ble gjort i et Excel ark, hvor verdien for parameteren ble satt inn (Direktoratsgruppen Vanndirektivet, 2018a). Lengden for fiskespisende abbor ble satt til 17 cm, da Pethon and Nyström (2019) beskriver det fiskespisende stadiet for abbor å starte rundt 15 – 20 cm.

Fulton's kondisjonsfaktor (k) ble regnet ut etter formel: $K = \frac{W}{L^3}$

4 Resultater

4.1 Prøvefiske med garn i Borrevannet

4.1.1 Fangst

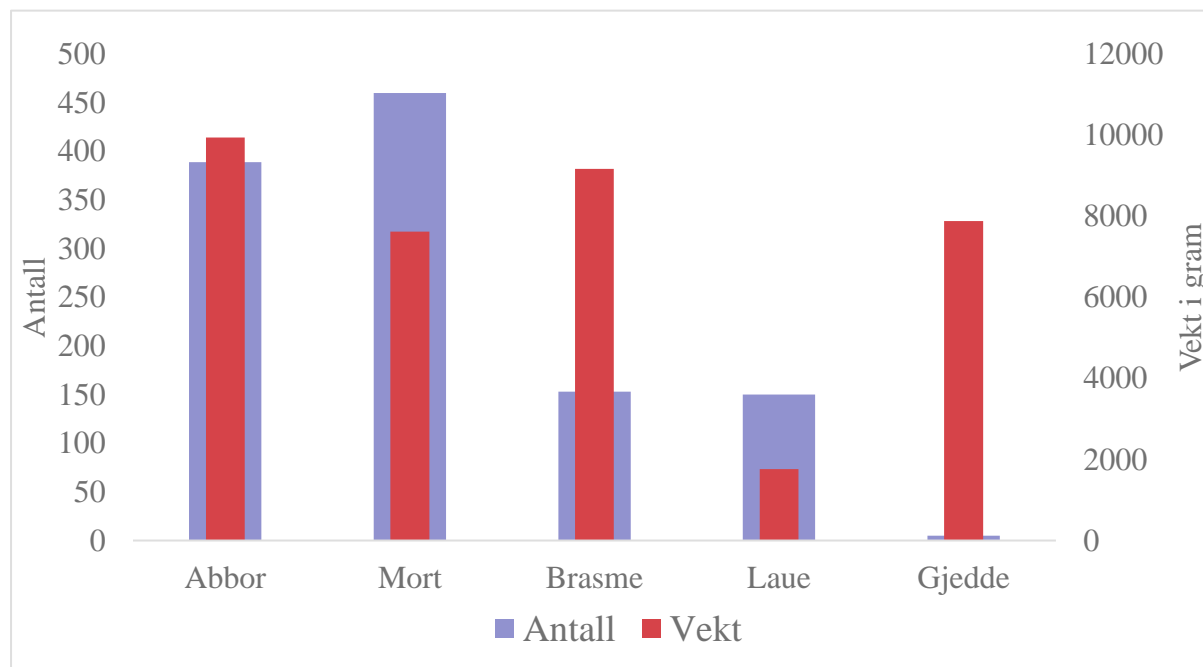
Det ble til sammen fanget 1159 fisk ved 11 garnnetter i Borrevannet. Av ni registrerte arter ble fem fanget i prøvefiske. Abbor og mort hadde klart høyest abundants, mens brasme og gjedde utgjorde størst vekt i fangsten (Tabell 3, Figur 7).

Gjennomsnittslengden på abbor var lav, 10.7 ± 4.6 cm (Figur 9). Omtrent 65% av abbor fanget var i lengdeklassen 4 - 11 cm. Den største abboren var på 35 cm og veide 1 kg.

Fem gjedder ble fanget, fire i lengdeklassen 50 - 54 cm, og en på 74 cm og 3.6 kg.

Karpefiskene brasme, laue og mort utgjorde 51% av fangsten i vekt og 66% i abundants. Mort har høyest abundants og har en gjennomsnittslengde på 11.5 ± 2.7 cm (Figur 10). Kun 12 mort var 17 cm eller lengre. Brasme hadde gjennomsnittslengde på 17.6 ± 3.4 cm (Figur 9) og gjennomsnittsvekt på 58.6 ± 45.5 gram (Tabell 3).

Laue hadde en gjennomsnittslengde på 11.6 ± 1.9 cm (Figur 10), og maks lengden var kun 14 cm.



Figur 7: Antall og vekt av fem forskjellige fiskearter i Borrevannet fanget høsten 2020 med Nordisk serie prøvefiskegarn

Tabell 3: Abundants og vekt av frem forskjellige fiskearter i Borrevannet fanget høsten 2020 med Nordisk serie prøvefiskegarn. CPU = Antall per 100m² garn flate. CPUE = CPU/garnnetter brukt. Justert CPUE=CPUE hvor panel med maskestørrelse som ikke fanger arten er fjernet fra utregningen. WPUE=(Vekt i gram per 100m²)/garnnetter.

Art	n	Garnnetter	Vekt (g)	CPU	CPUE	Justert CPUE	WPUE
Abbor	389	11	9943	78.6	7.1	7.1	183
Brasme	155	11	9163	31.3	2.8	2.8	168
Mort	460	11	7623	92.9	8.4	12.7	140
Laue	144	11	1765	29.1	2.6	5.3	32
Gjedde	5	11	7882	1.0	0.1	0.1	145
Sum	1159	11	36376	234.1	21.3	21.3	668

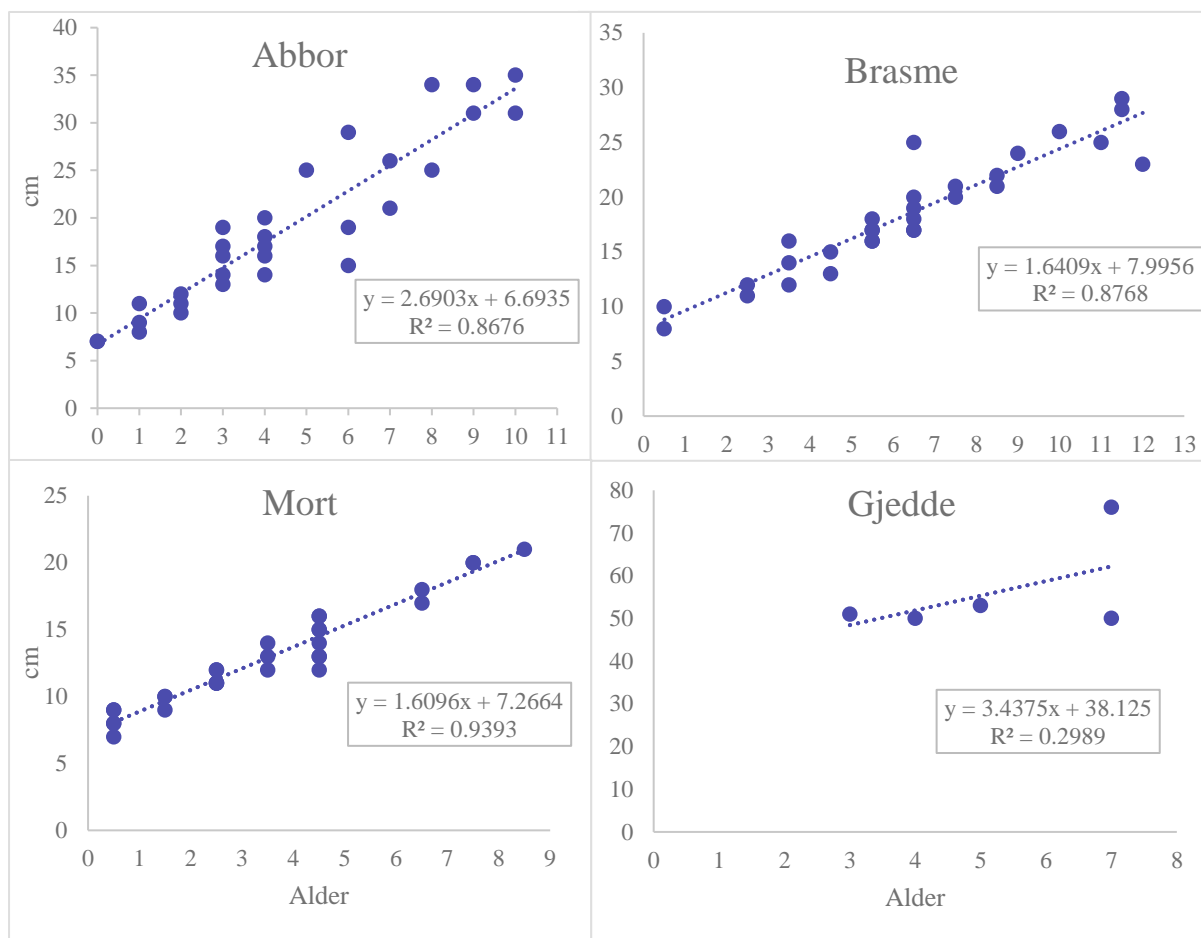
4.1.2 Alder, lengdefordeling og vekst

Et stort antall av abborfangsten var individer på 7 cm (n = 122). Denne lengdegruppen tilsvarer årets kull (2020). Lengdeklassen på 11 cm (n = 54) og på 14 cm (n = 28) ser ut til å være toåringer og treåringer når man ser de i sammenheng med tilbakeberegningen av veksten (Figur 9, Tabell 4).

I lengdefordelingen til mort er det også et stort antall individer i årets kull (8 cm) (n = 54) (Figur 8, 10). Høyest antall individer er det i lengdeklassen på 11 cm (n = 74) med en alder på 2-3 år (Figur 8, 10).

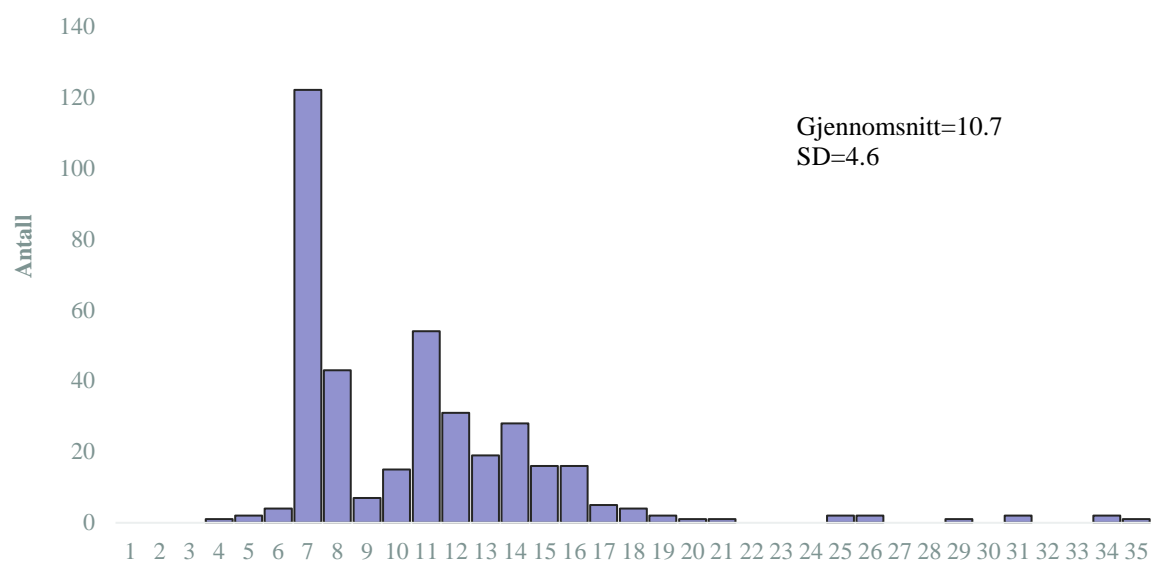
Lengdefordelingen av brasme følger en normalfordelingskurve, der de fleste individene er 17 cm (n = 39). Ved å følge aldersfordelingen av brasme er denne lengdegruppen rundt 5-6 år. Få individer av de yngste aldersklassene ble fanget, kun 4 individer i lengdeklassen for årets kull (Figur 8, 9).

De fleste individene av laue er i lengdeklassen 11-13 cm. Få individer utenfor denne klassen ble fanget (Figur 10).

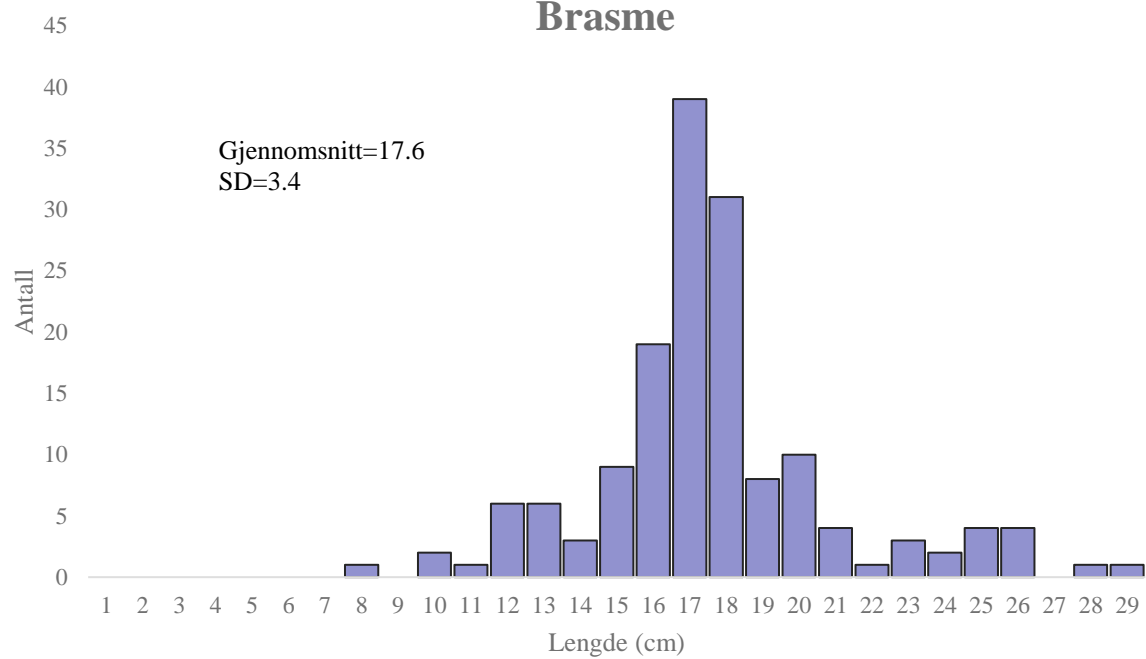


Figur 8: Regresjoner mellom alder og lengde viser aldersfordeling av 30 utvalgte abbor, brasme og mort, samt 5 gjedder fra prøvefiske i Borrevannet høsten 2020.

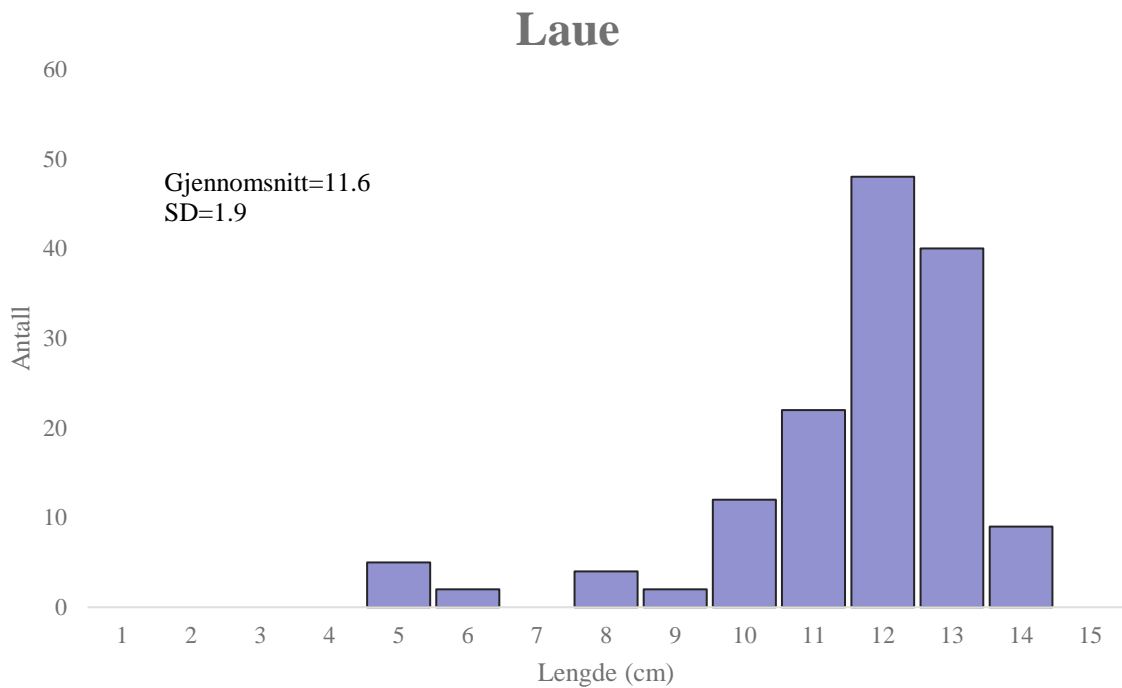
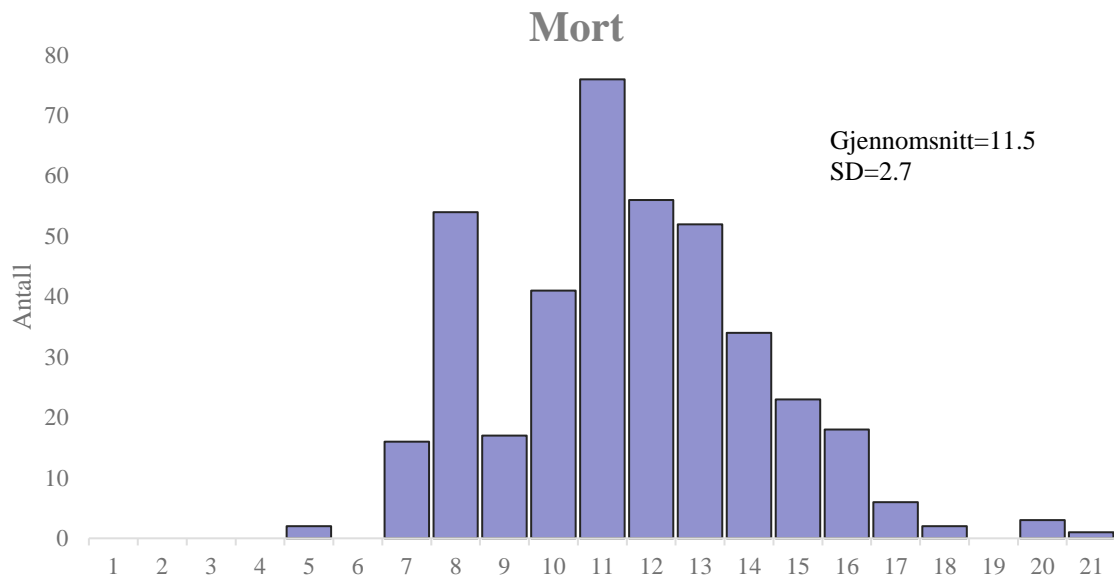
Abbor



Brasme



Figur 9: Lengdefordeling av abbor ($n = 381$) og brasme ($n = 155$) fanget i Nordisk serie prøvefiskegarn i Borrevannet høsten 2020



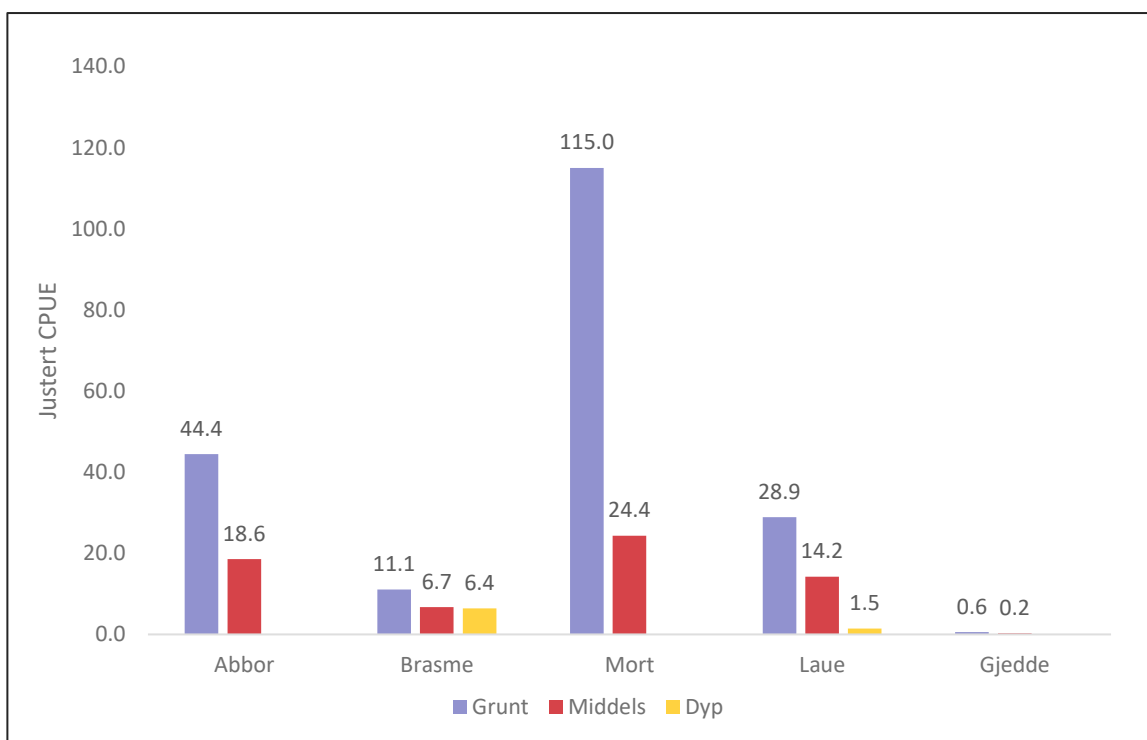
Figur 10: Lengdefordeling av mort (n = 401) og laue (n = 144) fanget i Nordisk serie prøvefiskegarn i Borrevannet høsten 2020.

Tabell 4: Tilbakeberegnete verdier av standard lengde hos abbor fra Borrevannet ved Dahl-Lee metoden. Fisken ble fisket med Nordisk serie prøvefiske garn høsten 2020.

Alder grupper	Standard lengde i følgende år										n
	L1	L2	L3	L4	L5	L6	L7	L8	L9	L10	
1	6										3
2	5	8									3
3	7	11	13								5
4	7	11	13	15							5
5	8	13	17	19	22						1
6	7	11	13	15	17	19					3
7	6	11	14	16	17	19	21				2
8	8	12	16	18	21	23	25	28			2
9	9	13	15	17	20	22	25	28	31		2
10	7	10	13	16	18	21	24	26	29	31	2
Gjennomsnitt	7.1	11.2	14.3	16.7	19.2	20.8	23.8	27.4	29.8	31.0	n = 28
Økning	7.1	4.1	3.1	2.4	2.6	1.6	2.9	3.6	2.4	1.2	n = 28

4.1.3 Dybdefordelingen av arter i Borrevannet

CPUE var høyest i littoralsonen av vannet. Brasme var den eneste arten som ble fanget i alle dybdeintervaller, fangsten av noen laue på dypet kommer trolig fra når garnet ble senket ned, eller hentet opp (Figur 11).



Figur 11: Justert CPUE for forskjellige arter i dybdeintervaller i Borrevannet. «Grunt» er garn som var satt ut under 3 meter dybde. «Middels» er garn som var satt mellom 3-11 meter og «Dyp» er garn som sto på 12 meter eller dypere.

4.1.4 Klassifisering av innsjø med fisk som biologisk kvalitetselement

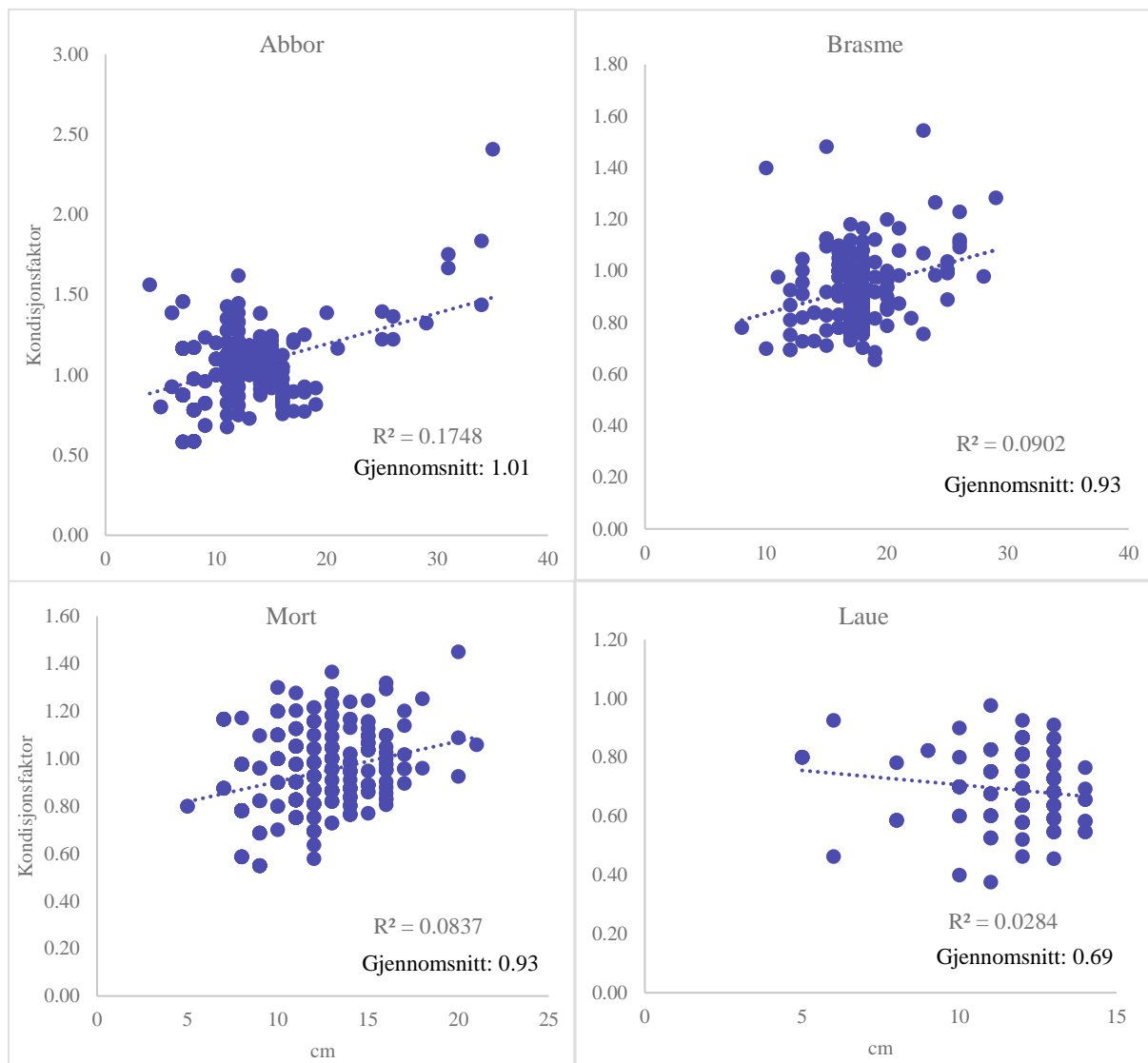
Utrekning av EIndex W3 (index for innsjøer påvirket av eutrofiering) gir en EQR verdi på 0.36, og nEQR på 0.39. Dette plasserer Borrevannet i kategorien «Dårlig», svært nært «moderat» (Tabell 5). Tabell for klassegrenser som vedlegg (Vedlegg 11).

Tabell 5: Verdien for fiskeparametere brukt for utregning av EIndex W3 og EQR verdi resultatet. Miljøparametere brukt er ikke vist, men ligger som Vedlegg 10. Parametere er forklart i veileder for klassifisering av miljøtilstand av vann (Direktoratsgruppen Vanndirektivet, 2018b).

Fiskeparametere								EIndex
CPUE _N	CPUE _{mort}	AntArter	gmL _{abbor}	gmL _{mort}	bmA _{karpefisk}	bmA _{fsabborf}	indA _{kaldtv}	
fisk / nett	fisk / nett		mm	mm	%	%	%	EQR-verdi
99.5	35.0	5.0	99.9	112.3	51.0	15	0.0	0.36

4.1.5 Kondisjonsfaktor for fisk i Borrevannet

Kondisjonsfaktoren for abbor, brasme og mort er stigende ved lengde, som tilsier at artene får en bedre kondisjon når de er større. Kondisjonen til abbor ser ut å bli bedre rundt 20 cm, som er når arten blir hovedsakelig fiskespisende. Hos laue synker kondisjonen ved lengde (Figur 12).



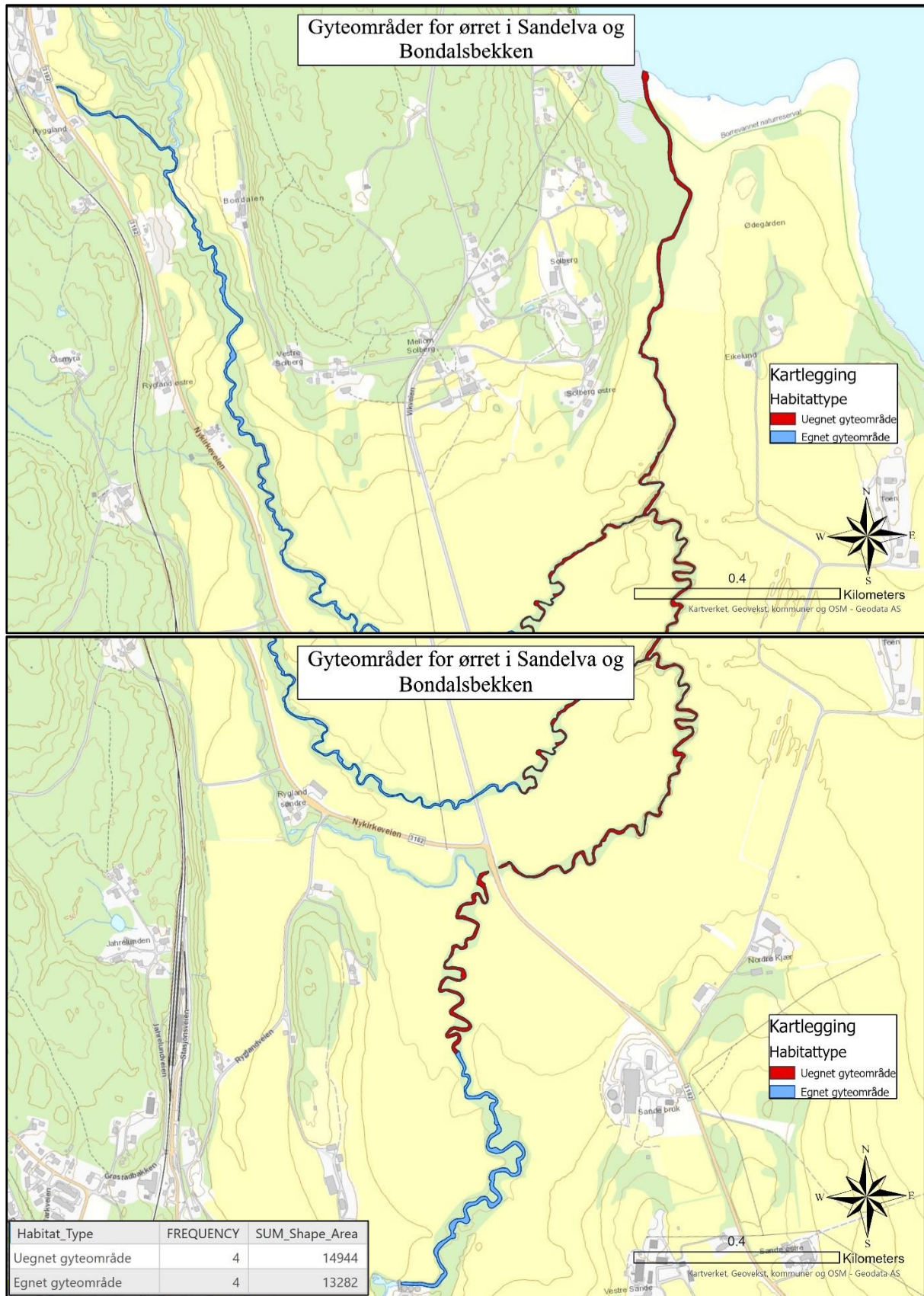
Figur 12: Kondisjon-faktor for all abbor, brasme, mort og laue fanget i prøvefiske i Borrevannet høst 2020.

4.2 Kartlegging av gyteområder for ørret

Kartleggingen viste at Sandelva besto av to hovedtyper habitat. Den ene typen habitat er dyp, sakteflytende elv med bunnssubstratet bestående av hovedsakelig leire. Denne typen habitatet var dominerende i den nederste delen av Sandelva.

Den andre typen habitat var elv/bekk som hadde raskflytende strykpartier og kulper med dypere vann om hverandre. Substratet var sammensatt av grus, sand, silt og leire. Denne typen habitat begynte omtrent 2 – 3 km oppstrøms Sandelvas utløp i Borrevannet, og habitattypen begynte før i Bondalsbekken som har mindre vannføring enn hovedløpet, Sandelva (Figur 13). Elektrofiske viste at denne typen habitat hadde en bestand av ørret, og habitattypen er derfor beskrevet som egnet gytehabitat.

Kvisla ved utløpet av Borrevannet er dyp og sakteflytende, og veldig kort og er derfor uegnet som gyteområde for laksefisk. Nykirkebekken er raskt flytende og har stein og grus substrat i bunn, men bekken har svært lav vannføring (28.2 l/s). Etter Jonsson et al. (2001) er en vannføring på 40 l/s nærme grensen for gyting og oppvekst for anadrom ørret.

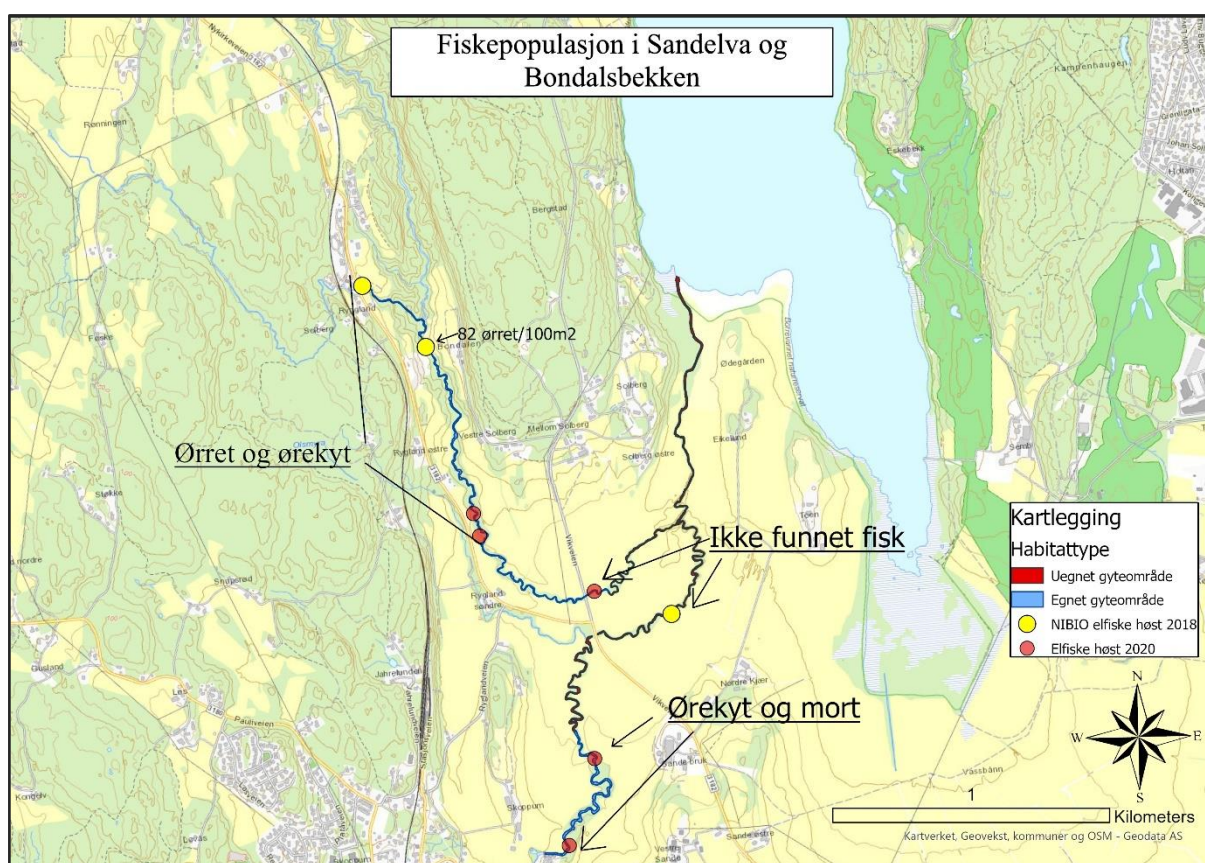


Figur 13: To kart som viser egnert og uegnet gyteområder for laksefisk i Sandelva. Kartlagt høsten 2020, fra Borrevannet og sør til Sande mølle og sagbruk. De to kartene overlapper noe.

4.3 Elektrofiske

Elektrofiske viste at det er en stasjonær allopatisk bestand av ørret i Bondalsbekken. Ørekyte er den andre arten i Bondalsbekken, ørekyte ble også registrert i hovedløpet til Sandelva, samt et individ i Nykirkebekken. En mort ble registrert i Sandelva sør for Vikvegen (Figur 14). Resultat fra NIBIO er også vist, da det i 2018 var utført el-fiske i sammenheng med anleggsarbeid ved Vestfoldbanan som er i nærheten av Bondalsbekken. På bakgrunn av NIBIOs bestandsmål av ørreten i Bondalsbekken (82 per 100 m²) havner bekken i kategori «Svært god» for økologisk tilstand (Greipsland et al., 2019; Direktoratgruppen Vanndirektivet, 2018b).

Arealet av bekk som har ørretbestand er minimum 5305 m², arealet er trolig høyere da bekken lengre nord ikke er kartlagt. Ut fra NIBIOs bestandsmål kan det være omkring 4350 individer i bekkestrekningen.



Figur 14: Kart som viser fiskebestanden i Sandelva og Bondalsbekken. Data fra el-fiske høsten 2020, samt NIBIOs undersøkelse i 2018 (Greipsland et al., 2019).

5 Diskusjon

Fiskesamfunnet i Borrevannet

Mort og abbor var de vanligste artene i fangsten fra prøvofiske i Borrevannet, etterfulgt av brasme og laue (Figur 7). Disse artene er alle hovedsakelig plankton og/eller bunndyrspisende arter. På grunn av få abbor i det noe større, fiskespisende stadiet spiser sannsynligvis abboren i Borrevannet også hovedsakelig plankton og bunndyr (Figur 9). Disse artene fører med seg et høyt beitepress på dyreplankton, noe som gjør at det blir store mengder planteplankton i vannet (Brabrand, 2000). Dette senker i sin tur siktedypet, og medfører ofte oksygenvinn ved bunnen der biomassen brytes ned (Cole & Weihe, 2016a). Dette forholdet var også beskrevet i NIVAs rapport fra 1993, der de så et høyt beitepress på dyreplankton og et høyt innhold av planteplankton, hovedsakelig fureflagellater (Bratli & Brettum, 1993). I denne typen innsjøer vil karpefiskene nå høye tettheter, ofte på bekostning av andre arter. Den høye tettheten påvirker også karpefiskene ved at næringskonkurransen fører til lav kondisjon hos disse også (Figur 12). Høy konkurranse og klar dominans av varmtvannsfisker, tyder på at Borrevannet ikke vil være velegnet oppveksthabitat for laksefisk som er mer utbredt i kalde, klare, næringsfattige og større innsjøer (Sandlund & Næsje, 2000).

Av totalt ni tidligere registrerte fiskearter i Borrevannet ble fem fanget i prøvofisket. Det ble ikke fanget sørv, men arten ble registrert i et prøvofiske utført av kommunen i 1998 (Vedlegg 9). Arten kan være fåtallig i Borrevannet, eller så kan bruken av et flytegarn i prøvofiske i 1998 forklare hvorfor arten ble fanget da og ikke nå. Verken i 1998 eller nå ble gjørs registrert. Noe som kan bety at populasjonen er lav eller fraværende, og at utsettingene ikke har vært vellykket. Ingen suter eller ål ble fanget, ål kan være vanskelig å fange med garn og suter kan være fåtallig da arten ikke ble fanget i 1998 eller nå.

Abbor i Borrevannet og forholdet mellom abbor og mort

Lengdefordeling av abbor kan si mye om økologien i vannet da arten har forskjellige nisjer ved forskjellige livsstadier. Det første året når den er liten lever abbor av plankton, mens når den er blitt 11-12 cm, går den over til å spise insektlarver, krepsdyr og småfisk (Pethon & Nyström, 2019). Abborpopulasjonen i Borrevannet er dominert av små individer (90 % \leq 15 cm; Figur

9). Lengdefordelingen viser at det er få individer i det, noe større fiskespisende stadiet, som er når abborer vokser til omkring 15–20 cm (Figur 9) (Pethon & Nyström, 2019).

Ved sammenligning av abborpopulasjonen i Borrevannet med et likt vann, med tanke på beliggenhet, eutrofi-grad og størrelse, Akersvannet, ser det ut til at abborer i Borrevannet vokser sene. Tre år gammel abbor i Borrevannet er etter tilbakeberegningen av vekst gjennomsnittlig 14.3 ± 1.41 cm (Tabell 4), mens i Akersvannet er den 17 cm (Fjeld et al., 1996). Tilbakeberegningen av vekst fra Akersvannet er påvirket av «Lee's fenomen», som er når den tilbakeberegnete lengden ved lavere alder, er lavere når den er tilbakeberegnet fra eldre individer, enn fra yngre. Dette kommer av selektiv dødelighet, dvs. at individer som vokser fort har mindre sannsynlighet for å bli gamle (Borgstrøm, 2000a). Fenomenet ser ikke ut til å påvirke dataene fra prøvefiske i Borrevannet, og kan komme av at tilbakeberegningen var gjort på yngre individer sammenlignet med Fjeld et al. (1996) (Tabell 4). Dette vil si at forskjellen i vekst mellom de to innsjøene er trolig enda større enn hva tilbakeberegnet gjennomsnitt antyder (Fjeld et al., 1996).

Den seinere veksten i populasjonen av abbor i Borrevannet kan komme av høy konkurranse fra karpefiskene i både de dyreplankton og bunndyrspisende stadiene. Kondisjons-faktoren til abbor i Borrevannet stiger med lengden (Figur 12). Det viser at fisken får en bedre kondisjon når den vokser inn i det større, fiskespisende stadiet. Abborer får da sannsynligvis et større matfat og mindre konkurranse. Sumari (1971) fant en omvendt proporsjonal sammenheng mellom mengden mort og abbor i 32 undersøkte innsjøer i Finland. Mengden mort synes direkte å undertrykke mengden abbor i innsjøene via næringskonkurranse og predasjon på unge abbor. Selv om abbor er en predator på mort når abbor når en viss størrelse, undertrykker næringskonkurransen fra mort abborer i større grad (Brabrand, 2000; Sumari, 1971). Dette kan forklare forskjellen i vekst mellom Akersvannet og Borrevannet, med henhold til at Akersvannet ikke har en populasjon av mort (Spikkeland, 2011).

Karpefisk i Borrevannet

Også veksten til brasme kan ansees å være sen i Borrevannet, sett i sammenheng med veksten i andre innsjøer. Brasme fra Øyeren og Vansjø var 24,8 og 26 cm ved fem år, mens i Borrevannet er den omkring 17 cm ved samme alder (Figur 8, 9) (Brabrand, 1979; Pethon & Nyström, 2019). Veksten til mort er trolig bedre da sammenligninger med vekst hos mort fra Vansjø og Skasen (Hedmark) er ganske lik som i Borrevannet (Figur 8) (Brabrand, 1979; Haugerud, 2011). Gjennomsnittlig kondisjons-faktor for brasme og mort er begge 0.93 og er

trolig lavt (Figur 12). Den er spesielt lavt for brasme som vokser mye i høyden forhold til lengden. Kondisjon undersøkt hos brasme andre steder i Europa, beskriver en kondisjonsfaktor på 2.0 som god, og over dette som svært god (Kakareko, 2001; Kangur, 1996; Khristenko & Kotovska, 2017). For laue er gjennomsnittlig kondisjonsfaktor 0.69, men på grunn av den lange og tynne kroppen kan dette være normalt. Kondisjonen til laue avtar med størrelsen, og kan indikere at den har problem med å finne tilstrekkelig med mat når den blir større (Figur 12).

Forholdet mellom karpefiskene kan sees på som et av «tilsynelatende konkurranse», som betyr at de er næringskonkurrenter og byttedyr for rovfisk. Lammens et al. (1992) fant et negativt forhold mellom mengden mort og brasme i seks små eutrofe innsjøer i Nederland. Brasme klarte bedre å konkurrere med mort for føde, når det var rovfisk i vannet (gjørs). Dette er på grunn av brasmes høye kroppsform som er en adaptasjon mot predasjon (Fagertun, 2020). I tilfeller uten rovfisk bevegde brasme seg mer ut på dypet og spiste hovedsakelig fjærmygg, som var begrensede føde for populasjonen av brasme. Dybdefordelingen fra prøvefiske viser at mange brasmer oppholder seg på dypere vann (Figur 11). Dybdefordelingen og den sene veksten hos brasme kan tyde på at konkurransen fra arter som mort, laue og små abbor i litoralen tvinger brasme ut på dypet, og at disse artene da opplever et lavt predasjonstrykk i littoralsonen. Næringstilbudet for bunndyrspisende fisk er sannsynligvis lavt på dypet i Borrevannet, da vannet opplever oksygenvinn i perioder. Bunndyr blir negativt påvirket av lite oksygen, ved at metabolismen deres senkes drastisk (Hamburger et al., 2000). Dette fører trolig til at hard konkurranse om føden også på dypet, og spiller trolig en rolle i brasmes sene vekst.

Mye av konkurransen i littoralsonen kan komme av mange årsunger av både karpefisk og abbor. Det er store grunne områder med mye vegetasjon i Borrevannet som egner seg godt som oppvekstområde. Årsunger av abbor og mort, utgjorde en stor andel av fangsten i prøvefiske, og disse er trolig viktige dyreplanktonspisere i vannet (Figur 9, 10). På grunn av Borrevannets morfologi (grunt, og lite pelagisk vannvolum), så gir dette lite mulighet for habitatsegregering, og alle artene blir tvungent til å leve semipelagisk/litoralt, som igjen kan føre med seg mer inter og intraspesifikk konkurranse i vannet (Brabrand, 2021).

Gjedde i Borrevannet

På grunn av få gjedder i fangstmaterialet er det vanskelig å si noe nærmere om strukturen til populasjonen, men få gjedder kan i seg selv antyde at populasjonen er lav. En masteroppgave om gjeddepopulasjonen i Borrevannet fra 2014 konkluderte med at populasjon er lav i forhold til sammenlignbare vann. Imidlertid var materialet til denne oppgaven neppe helt representativ da gjedde fra Vassbånn som trolig er det beste gjeddehabitatet i Borrevannet, ikke var med i studien på grunn av fiskeforbud i forbindelse med hekketid (Aasrum, 2014). Dette kan ha gjort at gjeddepopulasjonen ble underestimert. Hvis gjeddepopulasjonen er så lav som antatt og antall fiskespisende abbor også er lav, kan dette indikere at andelen rovfisker i Borrevannet er generelt lavt. Få tallige rovfisker kan komme av lavt siktedyp grunnet eutrofiering. Et begrenset siktedyp vil påvirke kantvegetasjonen ved å hindre god plantevekst, og dette påvirker spesielt rovfisker som trenger skjul siden mengden vegetasjon i vannet er den viktigste faktoren for et bra gjeddehabitat (Casselman & Lewis, 1996).

Eutrofiindeks EindexW3

Resultatet fra eutrofiindeksen EindexW3 viser at fiskepopulasjonen i Borrevannet er påvirket av eutrofiering. EQR verdien fra utregningen gjør at Borrevannet lander i kategorien «dårlig», men nært kategorien «moderat» for økologisk tilstand (Tabell 5). Dette er den økologiske tilstanden Borrevannet allerede er klassifisert som, og er beregnet ut fra planteplankton, nitrogenforholdet og fosforforholdet (Vanndirektivet, 2021a). EindexW3 krever en lengre serie med standardisert prøvefiske (tre år eller mer) for å kunne brukes, i henhold til veilederen for klassifisering av miljøtilstand i vann. Dette kravet oppnår ikke prøvefiske i Borrevannet så langt (Direktoratsgruppen Vanndirektivet, 2018b). Kravet til indeksen er høy, også med tanke på fiskeinnsats. Et standardisert prøvefiske i minimum tre år kan være vanskelig å få til ved praktisk hensyn. Siden kravet til indeksen er så høyt, må resultatet sees i sammenheng med innsatsen i prøvefiske.

Ørret i det lentiske systemet

Selv om ørret kan leve i elver, bekker og innsjøer hvor andre arter som gjedde, abbor og forskjellige karpfisker er tilstede (Jonsson, 2000), vil ørret i Borrevannet trolig ikke ha et utbredt refugiet. I store innsjøer med komplekse fiskesamfunn har ørreten en tendens til å bli

forvist til det åpne overflatelaget (Sandlund & Næsje, 2000). Ørret er mer utsatt for direkte konkurranse i bunn- og strandsonen hvor karpefisk kan opptre i tette bestander og spise mindre organismer, og dermed furasjere mer effektivt. Siden Borrevannet er relativt lite, og littoralsonen er stor, er trolig dette refugiet for ørret i pelagialen lite. Borrevannets eutrofe tilstand fører også til lavt siktedyp og stagnasjon i vannet, laksefisker er generelt avhengig av gode oksygenforhold (Vedlegg 8) (Sandlund & Næsje, 2000).

Den harde konkurransen om næring og plass vil trolig føre til at en ørretbestand ikke kan klare seg i Borrevannet. Dette er også trolig grunnen for at en bestand ikke allerede har etablert seg i vannet selv om det er en ørretbestand i Bondalsbekken (Figur 14). Oppveksten for ørret må derfor skje i Sandelva/Bondalsbekken, og en potensiell anadrom bestand må vandre gjennom Borrevannet og Mølledammen før de når sjøen.

Tekniske inngrep

En fri vannvei for fisk mellom Borrevannet og Oslofjorden vil innebære å undersøke, og mulig gjøre endringer på de to gamle demningene. Demningen ved øvremølla er trolig ikke et vandringshinder i dag, da vannet ser ut til å renne under betongkonstruksjonen (Vedlegg 3). Demningen som demmer opp Mølledammen ved Falkensten er trolig det eneste hinderet. Fallhøyden er omkring 4 meter, og demningen er viktig for dyrefredningsområdet (Vedlegg 2, Figur 3). Fisketrapp er da mest sannsynlig det beste alternativet for en fri vandringsvei for fisk. Ålekassene som allerede er bygd ved demningen kan muligens gjøre arbeidet med å bygge en fisketrapp både lettere og billigere (Vedlegg 2).

Ørret i det lotiske systemet

Bestanden av ørret i Bondalsbekken er viktig for å vurdere potensialet for en anadrom bestand i systemet. Ørret klarer seg bedre i bekkene, spesielt der vannhastighet er høyere. Her vil ørreten ha mindre konkurranse fra mange av karpefiskene, som foretrekker roligere vann. Ørekyte er utbredt i både Sandelva og Bondalsbekken og kan påvirke ørretbestanden negativt da de to artene kan ha stor overlapp i diett (Museth et al., 2010).

Når ørret forekommer i elver og bekker som har fri tilgang til en innsjø eller havet, så kan individer gradvis bevege seg ut på utkikk etter føde (Jonsson, 2000; Klemetsen et al., 2003). Denne bevegelsen kan starte kort tid etter at ørretyngelene kommer opp fra grusen på våren,

men ørreten kan også være i oppvekstelva lengre. Noen blir stasjonære ørreter selv om det er tilgang til innsjø/hav, slik at det ofte er et kontinuum av livshistorie strategier innen samme vassdrag (Cucherousset et al., 2005; Klemetsen et al., 2003).

Potensialet for en anadrom bestand i Borrevannsvassdraget kommer an på hvor mange ørret som smoltifiserer på bekkene, og legger ut på vandring. Hvor stort gyte/oppveksthabitatet er i systemet, er derfor viktig.

Sandelva og Bondalsbekken har habitater som er egnet som gyteområder for ørret (Figur 13). Dette innebærer grovt substrat og hurtig vannføring (Klemetsen et al., 2003). Denne typen habitatet starter omtrent 2 – 3 km oppstrøms utløpet til Sandelva, og er til sammen omtrent 13300 m², hvor 5300 m² er områder hvor det er en sikker bestand av ørret (Bondalsbekken) (Figur 13, 14). Fysiske tiltak som å fjerne vandringshinder i nedbørsfeltet til Borrevannet, kan øke andelen ørrethabitat, da det er mange bekker sør for vandringshinderet ved Sande Mølle og Sagbruk (Vedlegg 5, 6).

Produksjon av smolt

Produksjonen av smolt i en dansk bekk som har omtrent halvparten av Bondalsbakkens vannføring (årlig gjennomsnitt: 45 l/s) ble beregnet til å være 4 individer årlig per 100 m² (Mortensen, 1977). Rasmussen (1986) undersøkte produksjonen i en litt større dansk bekk (34 – 152 l/s), og fant at produksjonen var omkring 15 – 20 smolt per 100 m². Danske systemer er generelt mer produktive enn norske (L'Abée-Lund et al., 1989), men med tanke på Borrevannets klima og topologi kan en sammenligning være relevant her.

En beregnet smoltproduksjon for Bondalsbekken vil være litt i overkant av 200 individer årlig, om man legger til grunn den laveste beregningen for produksjon (4 smolt per 100 m²). Dette er mest sannsynligvis ikke tilfelle, da tetthetsmålinger av ørret i Bondalsbekken utført av NIBIO klassifiserer bekken til kategorien «svært god» for økologisk tilstand, som tilsier at andelen ørret i bekken er god (Greipsland et al., 2019; Direktoratgruppen Vanndirektivet, 2018b). En beregnet smoltproduksjon vil være litt i overkant av 1000 individer, ved å legge til grunn den høyeste produksjonen (20 smolt per 100 m²). I Bondalsbekken og Sandelva er det ørekyte, og dette kan påvirke produksjonen av smolt i systemet, da ørekyte vil være en næringskonkurrent for ørreten (Museth et al., 2010). Produksjonen av smolt i Bondalsbekken vil trolig være et sted mellom beregningene for lavest og høyest produksjon, som er generelt lavt.

Dødeligheten for vandring gjennom et lentisk system

Dersom ørret vokser opp og smoltifiserer på tilløpsbekken til Borrevannet, må smolten vandre gjennom Borrevannet for å komme til sjøen. Noe som vil innebære en betydelig predasjonsrisiko, fortrinnsvis fra gjedde. Jepsen et al. (2000) fant det at gjedde og gjørs som var radiomerket i et dansk menneskeskapt reservoar nær havet, oftere oppholdte seg utenfor innløpsbekken til reservoaret i den perioden ørretsmolt migrerte ut. Dette viste at gjedde og gjørs justerte adferden for å fange migrerende smolt. Tyve ørret smolt ble radiomerket i studiet, og kun en av disse kom seg levende gjennom det 2.5 km lange reservoaret.

Schwinn et al. (2018) så på overlevelsen til migrerende ørret igjennom et annet menneskeskapt reservoar i Danmark. Studien så en gjennomsnittlig dødelighet på 74% gjennom det ca. 1 km lange reservoaret. Det påpekes at gjedde var hovedpredatoren, og gjeddepopulasjonen var trolig stor i reservoaret, men det var ikke gjort noe studie på fiskefaunaen i reservoaret (Schwinn et al., 2018). Studiet konkluderte med at ørretbestanden mest sannsynlig ikke klarer å opprettholde seg selv, selv ved hjelp av utsetning av ørret i systemet. Studieområdene for både Jepsen et al. (2000) og Schwinn et al. (2018) var begge menneskeskapt reservoarer med lavt middeldyp. Dødeligheten for migrerende ørret vil mest sannsynlig være høyere i disse systemene enn et naturlig system, på grunn de fysiske miljøendringene, samt introduksjon av gjørs i reservoarene (Schwinn et al., 2018).

For migrerende ørret gjennom Borrevannet kan innsjøens naturlige utforming være positiv for overlevelsen. Fra Bondalsbekken til Oslofjorden kan ørret måtte vandre omkring 5 km, hvor omtrent halvparten av distansen er gjennom Borrevannet. I migrasjonstiden (april/mai, sør i landet) vil Borrevannet være stratifisert med oksygenrikt bunnvann. De dype områdene av Borrevannet er lokalisert i midten og i de nordlige områdene av innsjøen (Vedlegg 7) (Jonsson, 2000). Utløpselva (Kvisla) renner ut i nordenden, og migrerende ørret har derfor migrasjonsruten gjennom de dypeste områdene, samt områdene med minst littoralsone. Data for fiskesamfunnet i Mølledammen er ukjent, men ved å anta at de samme artene er i dammen som i Borrevannet, kan dødeligheten gjennom den 500 meter lange dammen være betydelig.

Dødeligheten i havet og potensialet til systemet

For at en populasjon av anadrom sjøørret skal kunne opprettholde seg selv i Borrevannvassdraget, må dødeligheten gjennom Borrevannet, samt dødeligheten i havet være lav nok at gytemoden fisk kommer seg opp til gyteområdene igjen. Dødeligheten for anadrom ørret er høy i sjøen, der den kan bli spist av pattedyr, andre fiskespisende fisk som torsk (*Gadus morhua*, L.) og forskjellige sjøfugler (Klemetsen et al., 2003; Lyse et al., 1998). Overlevelsen den første sommeren i Vardneselva i Nord-Norge var 37% den første sjømigrasjonen og 56-68% for gjentatte migrasjoner (Berg & Jonsson, 1990). På Skagerak kysten kan kjønnsmodning av ørret allerede skje etter første sommer i sjøen, men de fleste vil vente til den andre eller tredje sommeren (Jonsson, 2000).

Selv om dødeligheten gjennom Borrevannet og Mølledammen sannsynligvis vil være mindre enn i studieområdene for Jepsen et al. (2000) og Schwinn et al. (2018), vil den likevel sannsynligvis være vesentlig, og komme i tillegg til dødeligheten i havet. Ved å øke ørretbestanden i Sandelva og dens sidebekker vil potensialet for en anadrom ørretbestand være bedre, da flere smolt vil øke sannsynligheten for at gytemoden fisk returnerer til elva/bekken (Jonsson, 2000).

Estimat for antall individer som teoretisk kan returnere til gyteområde etter første sjømigrasjon vil ligge omkring 40 individer, om man legger til grunn den laveste smoltproduksjonen (4 smolt per 100 m²), dødelighet gjennom Borrevannet og Mølledammen på 50% og en overlevelse på 37% for første sjømigrasjon. Ved å legge til grunn den høyeste smoltproduksjonen (20 smolt per 100 m²), kan i underkant av 200 individer teoretisk returnere etter første sjømigrasjon. På grunn av forskjeller i alle naturlige systemer, kan en kun spekulere i returraten, men mengden ørret som teoretisk kan returnere blir trolig lav i Borrevannsvassdraget uansett.

Historisk og kulturell verdi for en bestand av sjøørret i systemet

I hvilken grad vassdraget hadde en populasjon av anadrom laksefisk før demningene ble bygd er vanskelig å si, men fangsten av laksefisk i Oslofjorden utenfor utløpet av Borrevannet, var trolig viktig på 1300-tallet da Falkenstein Herregård hadde navnet «Sledavågr». «Sleda» er et gammelt fiskeredskap etter laks, og «vågr» er det gamle ordet for vik. Laksefiske i område må ha betydd mye som nærings og inntektskilde, da gården ble oppkalt på grunnlag av dette (Schmidt, 1989).

Innvandringshistorien for ferskvannsfisk i Norge tilsier at laksefisk var blant de første til å utnytte elver, bekker og innsjøer langs hele kysten, og var derfor trolig til stede i systemet for om lag 9000 år siden. De kan ha blitt fortrent av de rene ferskvannsfiskene, som abbor, gjedde, mort, brasme og sørv, da disse vandret inn i tre innvandringsbølger fra om lag 7500 – 6000 år siden (Pethon & Nyström, 2019).

Etter vannforskriften skal økologisk tilstand for fisk sammenlignes med en referansetilstand, som av praktisk hensyn er satt til tilstanden som var rundt år 1900. Da var ingen sjøørret/laksebestand i Borrevannet/vassdraget kjent. På grunn av dette vil det ikke være pålagt etter vannforskriften å legge til rette for anadrom laksefisk i systemet. Tilrettelegginger må derfor eventuelt skje gjennom frivillig engasjement.

Interessen for anadrom laksefisk er høy i område og rekreasjonsverdien for sjøørretfiske vurderes som meget stor (Kolderup, 2015). Et vestlig vannforvaltnings-spørsmål i Horten – Larvik vannområde er tap av naturmangfold, og lite verdsettelse av bekker og deres bidrag som «sjøørretprodusent» (Kolderup, 2015). Menneskelige påvirkninger på de mange små bekkene i området, gjør at det å «ordne opp i gamle synder» er og vil være viktig i fremtiden. Borrevannsvassdraget er et godt eksempel på dette, og en «innføring/tilbakeføring» av sjøørret i systemet kan ha en verdi høyere enn den biologiske verdien alene, som ren økonomisk avkastning. Her kan sjøørret fungere som en «flaggskip-art», og tilrettelegginger for den kan ha positive ringvirkninger, som for eksempel for ålen i Borrevannet, som er en katadrom art (Durif et al., 2008).

Den kulturelle verdien for sjøørret i område kan være viktig, og forbedringer av dens habitat kan være positivt for både fritidsfiskere og stedsidentiteten, da laksefiske har vært historisk viktig i område.

6 Konklusjon

De biologiske forutsetningene for å eventuelt etablere en større bestand av (sjø)ørret i Borrevannet med tilløp, syntes å være begrensende, hovedsakelig på grunn av den høye næringskonkurransen fra karpefisker i selve innsjøen, og begrensende gyte- og rekrutterings arealer på rennende vann. Potensialet for en anadrom ørretbestand er lavt også, på grunn av den ekstra predasjonsdødeligheten en utvandring gjennom Borrevannet og Mølledammen vil medføre. Ved å forbedre ørretens gyteområde i Sandelva og dens sidebekker vil trolig potensialet være høyere, da dette kan øke antall ørret som smoltifiserer i bekkene.

Ørret er en viktig art for folk flest og den kulturelle verdien ved å ha en anadrom bestand i systemet, vil være langt høyere enn den biologiske verdien alene regnet om som ren økonomisk avkastning. Verdien av en fri vannvei kan også være høy for den kritisk truede ålen, som har en bestand i Borrevannet og som har blitt fanget i ålekasser ved demningen ved Falkensten. Om ålekassene gjør arbeidet med å bygge en fisketrapp lettere, så kan miljøpotensialet være høyt i forhold til innsats og pris.

Litteraturliste

- Aasrum, M. B. (2014). *A one-year capture-mark-recapture study of Northern Pike (Esox lucius) in the lake Borrevannet, southeastern Norway : estimates of key demographic- and population dynamic rates.* (Master). Norwegian University of Life Sciences, Ås.
- Bechmann, M., & Bøe, F. (2019). Erosjon og næringsstofftap ved ulik jordarbeiding på flate arealer – 2014–2018. *NIBIO POP.*
- Benndorf, J. (1992). The control of indirect effects of biomanipulation. In D. W. Sutcliffe & J. G. Jones (Eds.), *Eutrophication: research and application to water supply* (pp. 82-93). Ambleside, UK: Freshwater Biological Association.
- Berg, O. K., & Jonsson, B. (1990). Growth and survival rates of the anadromous trout, *Salmo trutta*, from the Vardnes River, northern Norway. *Environmental biology of fishes*, 29(2), 145-154.
- Blomdal, E. J. (2018). *Falkenstendammen dyrefredningsområde.* Retrieved from <https://www.statsforvalteren.no/nb/vestfold-og-telemark/miljo-og-klima/verneomrader/vestfolds-verneomrader/falkenstendammen-dyrefredningsomrade/>
- Borgstrøm, R. (2000a). Bestandsanalyser. In *Fisk i ferskvann : et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning* (pp. 179-193). Oslo: Landbruksforlaget.
- Borgstrøm, R. (2000b). Ferskvannsfisk - en viktig ressurs i fortid og nåtid. In *Fisk i ferskvann : et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning* (2. utg. ed., pp. 11-20). Oslo: Landbruksforlaget.
- Brabrand, Å. (1979). Fiskeribiologiske undersøkelser i forbindelse med eutrofiering av Vansjø, østfold. *Rapp. Lab. Ferskv. økol. Innlandsfiske. Oslo*, 40, 42.
- Brabrand, Å. (2000). Fisk i innsjøer. Komplekse fiskesamfunn med dominans av karpfisk, abborfisk og gjede. In *Fisk i ferskvann : et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning* (2. utg. ed., pp. 130-143). Oslo: Landbruksforlaget.
- Brabrand, Å. (2021, 14.05.2021). [Innspill om økologien i Borrevannet per E-post].
- Bratli, J. L., & Brettum, P. (1993). Restaurering av Borrevannet. Tiltaksorientert overvåking av Borrevannet og tilførselsbekker 1992. In: Norsk institutt for vannforskning.
- Bratli, J. L., & Skiple, A. (1998). Overvåking og tilstandsklassifisering av Borrevannet 1992-1996. Revidert tiltaksplan for 1997. In: Norsk institutt for vannforskning.
- Casselman, J. M., & Lewis, C. A. (1996). Habitat requirements of northern pike (*Esox lucius*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53(S1), 161-174.
- Cole, G. A., & Weihe, P. E. (2016a). Oxygen and Other Dissolved Gases. In *Textbook of limnology* (5th ed. ed., pp. 253-279). Long Grove, Ill: Waveland Press.
- Cole, G. A., & Weihe, P. E. (2016b). Shapes and Sizes of lakes. In *Textbook of limnology* (5th ed. ed., pp. 119-140). Long Grove, Ill: Waveland Press.
- Cucherousset, J., Ombredane, D., Charles, K., Marchand, F., & Baglinière, J.-L. (2005). A continuum of life history tactics in a brown trout (*Salmo trutta*) population. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62(7), 1600-1610. doi:10.1139/f05-057
- Durif, C. M. F., Knutsen, J. A., Johannessen, T., & Vøllestad, L. A. (2008). Analysis of European eel (*Anguilla anguilla*) time series from Norway. In *Analyse av bestandsutviklingen til ål i Norge – i sjø og ferskvann:* Havforskningsinstituttet.
- Fagertun, C. H. H. (2020). *A comparison of body height in Crucian carp (Carassius carassius) in lakes with- and without predators.* (Master). Universitetet i Innlandet, Retrieved from <https://brage.inn.no/inn-xmlui/handle/11250/2660543>

- Fjeld, E., Berge, D., Skulberg, O., & Løvik, J. (1996). Økologiske forhold i Akersvannet. (Water quality in Lake Akersvatn in Vestfold county). In: Norsk institutt for vannforskning.
- Fredberg, B. T. (2021) *Grunneier kunnskap/Interviewer: M. Strømmen*.
- Greipsland, I., Reinemo, J., & Roseth, R. (2019). Vestfoldbanen (Drammen) – Larvik. Nykirke - Barkåker. Forundersøkelser av fisk i bekker som kan påvirkes av anleggsarbeid, 2018. In: NIBIO.
- Hamburger, K., Dall, P. C., Lindegaard, C., & Nilson, I. B. (2000). Survival and energy metabolism in an oxygen deficient environment. Field and laboratory studies on the bottom fauna from the profundal zone of Lake Esrom, Denmark. *Hydrobiologia*, 432(1), 173-188. doi:10.1023/A:1004098910718
- Hansen, J. I. (1992). *Vannmangel og vannverk*. In Borreminnet (Ed.), *Borreminnet 1992* (Vol. 24-31). Retrieved from <http://borreminne.com/issue/8>
- Haugerud, E. (2011). *Habitatbruk og næringsøkologi til fiskearter i et komplekst samfunn med dominans av abbor (Perca fluviatilis)*. (Master). Universitetet for Miljø- og Biovitenskap, Ås.
- Hindar, K., Diserud, O. H., Hedger, R. D., Finstad, A. G., Fiske, P., Foldvik, A., . . . Ugedal, O. (2019). Vurdering av metodikk for andregenerasjons gytebestandsmål for norske laksebestander. In: Norsk institutt for naturforskning (NINA).
- Horten kommune. (2021). Basisovervåking. Retrieved 03.05.2021 from <https://vannmiljofaktaark.miljodirektoratet.no/Home/Details/38221?param=SECCI&medium=VF>
- Jakobsen, T.-A. (2020, 11.05). Water mill. Retrieved 17.05.2021 from <https://www.google.com/maps/place/Water+mill/@59.43297,10.4288984,7a,23.2y/data=!3m8!1e2!3m6!1sAF1QipPV8GayQKheVsCAqn-jgxDrAlhl8CrclbS6gzv9!2e10!3e12!6shttps:%2F%2Flh5.googleusercontent.com%2Fp%2FAF1QipPV8GayQKheVsCAqn-jgxDrAlhl8CrclbS6gzv9%3Dw203-h152-k-no!7i4032!8i3024!4m11!1m5!8m4!1e2!2s103585147742547636558!3m1!1e1!3m4!1s0x46414bc598066337:0x8b918dfb0f4fd207!8m2!3d59.43297!4d10.4287656>
- Jepsen, N., Pedersen, S., & Thorstad, E. (2000). Behavioural interactions between prey (trout smolts) and predators (pike and pikeperch) in an impounded river. *Regulated rivers*, 16(2), 189-198. doi:10.1002/(SICI)1099-1646(200003/04)16:2<189::AID-RRR570>3.0.CO 2-N
- Jonsson, B. (2000). Sjøaure. In *Fisk i ferskvann : et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning* (pp. 50-59). Oslo: Landbruksforlaget.
- Jonsson, B., Jonsson, N., Brodtkorb, E., & Ingebrigtsen, P.-J. (2001). Life-history traits of brown trout vary with the size of small streams. *Functional ecology*, 310-317. doi:10.1046/j.1365-2435.2001.00528.x
- Kakareko, T. (2001). The diet, growth and condition of common bream, *Abramis brama* [L.] in Wloclawek Reservoir. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 2(31). doi:10.3750/AIP2001.31.2.04
- Kangur, P. (1996). On the biology of bream, *Abramis brama* (L.) in Lake Peipsi in 1994. *Hydrobiologia*, 338(1), 173-177.
- Kartverket. (2021a). Kart med høydedata. Retrieved 17.05.2021 from <https://norgeskart.no/#!?project=norgeskart&layers=1002&zoom=18&lat=6598079.42&lon=240964.69&markerLat=6598079.424174946&markerLon=240964.68769928123&panel=searchOptionsPanel&sok=Varnesveien>

- Kartverket. (2021b). Norge i bilder WMS-Ortofoto. Retrieved 17.05.2021 from <https://register.geonorge.no/inspire-statusregister/norge-i-bilder-wms-ortofoto/dcee8bf4-fdf3-4433-a91b-209c7d9b0b0f>
- Khristenko, D. S., & Kotovska, G. O. (2017). Length-weight relationship and condition factors of freshwater bream *Abramis brama* (Linnaeus, 1758) from the Kremenchug Reservoir, Middle Dnieper. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 17(1), 71-77. doi:10.4194/1303-2712-v17_1_09
- Klemetsen, A., Amundsen, P. A., Dempson, J. B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'Connell, M. F., & Mortensen, E. (2003). Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of freshwater fish*, 12(1), 1-59. doi:10.1034/j.1600-0633.2003.00010.x
- Kolderup, J.-A. (2015). *Regionalt tiltaksprogram for vannregion Vest-Viken 2016-2021*. Retrieved from <https://innlandetfylke.no/f/p1/i3d45f993-0b46-4fd5-af35-dfb402aa0a24/regional-plan-for-vannforvaltning-i-vannregion-vest-viken-2016-2021-november-2-2015-vedtatt-plan.pdf>
- Kovsand, B. (2017). Dybdekart Borrevannet. Retrieved 17.05.2021 from <http://www.dybdekart.no/Map/View/3723>
- L'Abée-Lund, Bror. Jonsson, Arne J. Jensen, Leif M. Saettem, Tor G. Heggberget, Bjørn O. Johnsen, & Tor F. Naesje. (1989). Latitudinal Variation in Life-History Characteristics of Sea-Run Migrant Brown Trout *Salmo trutta*. *The Journal of Animal Ecology*, 58(2), 525-542. doi:10.2307/4846
- Lammens, E. H. R. R., Frank-Landman, A., McGillivray, P. J., & Vlink, B. (1992). The Role of Predation and Competition in Determining the Distribution of Common Bream, Roach and White Bream in Dutch Eutrophic Lakes. *Environmental biology of fishes*, 33(1-2), 195-205. doi:10.1007/BF00002564
- Lennart, P. (1983). Effects of Intra- and Interspecific Competition on Dynamics and Size Structure of a Perch *Perca fluviatilis* and a Roach *Rutilus rutilus* Population. *Oikos*, 41(1), 126-132. doi:10.2307/3544354
- Lund, T. R. (2013). Borrevannet. *Status pr november 2013*. Retrieved from <https://vannnett.no/portal-api/api/ArchiveDocument/12304>
- Lyse, A. A., Stefansson, S. O., & Fernö, A. (1998). Behaviour and diet of sea trout post-smolts in a Norwegian fjord system. *Journal of Fish Biology*, 52(5), 923-936. doi:10.1111/j.1095-8649.1998.tb00593.x
- Meteorologisk Institutt. (2021). Borrevannet. Retrieved 17.05.2021 from <https://www.yr.no/en/forecast/daily-table/1-46598/Norway/Vestfold%20og%20Telemark/Horten/Borrevannet>
- Miljødirektoratet. (2021). Vern hovedtyper. Retrieved 14.05.2021 from https://kartkatalog.miljodirektoratet.no/MapService/Details/vern_hovedtyper
- Mortensen, E. (1977). Population, survival, growth and production of trout *Salmo trutta* in a small Danish stream. *Oikos*, 9-15. doi:10.2307/3543316
- 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. doi:10.1007/s10750-010-0162-6
- NGU (Cartographer). (2021a). Berggrunn Retrieved from <http://geo.ngu.no/kart/berggrunn/?lang=English>

- NGU (Cartographer). (2021b). Nasjonal løsmassedatabase. Retrieved from http://geo.ngu.no/kart/losmasse_mobil/
- NVE. (2021). Nedbørfelt-Vannføring-INdeks-Analyse. Retrieved 12.02.2021 from <http://nevina.nve.no/>
- Økland, J. (1964). *The eutrophic lake Borrevann (Norway) : an ecological study on shore and bottom fauna with special reference to gastropods : including a hydrographic survey* (Vol. No. 13). Oslo: Universitetsforlaget.
- Perrow, M. R., Meijer, M.-L., Dawidowicz, P., & Coops, H. (1997). Biomaniipulation in shallow lakes: state of the art. *Hydrobiologia*, 342, 355-365.
- Pethon, P., & Nyström, B. O. (2019). *Aschehougs store fiskebok : artsfiske, artsbestemmelse, artsutbredelse*. Oslo: Aschehoug.
- Popova, O. A. (1978). The Role of Predaceous Fish in Ecosystems. In S. D. Gerking (Ed.), *Ecology of freshwater fish production* (pp. 215-249). Severtzov Institute of Evolutionary Animal Morphology and Ecology, USSR Academy of Sciences, Moscow USSR: Blackwell.
- Rasmussen, G. (1986). The population dynamics of brown trout (*Salmo trutta* L.) in relation to year-class size. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, 33(3/4), 489-508.
- Sandlund, O. T., & Næsje, T. F. (2000). Komplekse, laksefiskdominerte fiskesamfunn på østlandet. In *Fisk i ferskvann : et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning* (2. utg. ed., pp. 109-130). Oslo: Landbruksforlaget.
- Schmidt, T. (1989). Falkensten Bruk In *Borreminne 1989*.
- Schwinn, M., Koed, A., & Aarestrup, K. (2018). *Effects of artificial lakes on migrating juvenile brown trout (Salmo trutta)*. (PhD). Technical University of Denmark,
- Spikkeland, O. K. (2011). *Forvaltningsplan for Borrevannet naturreservat*. Retrieved from <https://www.statsforvalteren.no/siteassets/fm-vestfold-og-telemark/miljo-og-klima/verneomrader/dokumenter/verneomraader-vestfold/borrevannet-naturreservat/Forvaltningsplan-Borrevannet-Naturreservat.pdf>
- SSB. (2020). Sjøfiske etter laks og sjøaure. Retrieved 10.03.2021 from <https://www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri/statistikker/sjofiske>
- Standard Norge. (2015). *Vannundersøkelse : prøvetaking av fisk med garn = Water quality : sampling of fish with multi-mesh gillnets* (Vol. NS-EN 14757:2015). Lysaker: Standard Norge.
- Sumari, O. (1971). Structure of the perch populations of some ponds in Finland. *Annales zoologici fennici*, 8(3), 406-421. doi:s
- Vann-Nett. (2021). Informasjon om vannforekomst. Retrieved 17.05.2021 from <https://vann-nett.no/portal/#/area/1/all>
- Vanndirektivet, D. (2018a). Beregning av EQR-verdien - excel regneark - klassifiseringsveilederen. Retrieved 17.05.2021 from <https://www.vannportalen.no/kunnskapsgrunnlaget/klassifisering/beregning-av-eqr-verdien---excel-regneark--klassifiseringsveilederen/>
- Vanndirektivet, D. (2018). *Veileder 1:2018 Karakterisering*.
- Vanndirektivet, D. (2018b). *Veileder 02:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann*.
- Vanndirektivet, D. (2021a). Borrevannet. Retrieved 05.04.2021 from <https://vann-nett.no/portal/#/waterbody/014-314-L>
- Vanndirektivet, D. (2021b). Vann-nett Faktaark. Retrieved 02.02.2021 from <https://vann-nett.no/portal/#/area/1/all>

Vannforskriften. (2006). *Forskrift om rammer for vannforvaltningen*. (FOR-2006-12-15-1446).

Retrieved from <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446>

Vischer, N., Denechaud, C., & Thorsen, A. (2018). Marking Growth Rings in Fish Otoliths.

Retrieved 17.05.2021 from

<https://sils.fnwi.uva.nl/bcb/objectj/examples/otoliths/MD/otoliths.html>

Vedlegg

Vedlegg 1: Utstysliste felt

Prøvefiske:

- 11 Nordisk serie prøvefiske garn (12 panel)
- 11 blåser i isopor, en per garn
- Ekkolodd dybdemåler (Plastimo Echotest 2, 61005)
- Vekt (merke, modell)
- Tømmestokk
- Smart-telefon for GPS (applikasjon: Google Maps)
- Plastposer for oppbevaring av fisk
- Fryser for oppbevaring av fisk
- 11 plastkasser og keep-net
- Robåt, lånt fra natursenteret Horten
- Notisblokk, skrivesaker og garnplasseringskart
- Redningsvester

Kartlegging:

- Vadebukser
- 1 meters linjal
- Notisblokk og skrivesaker

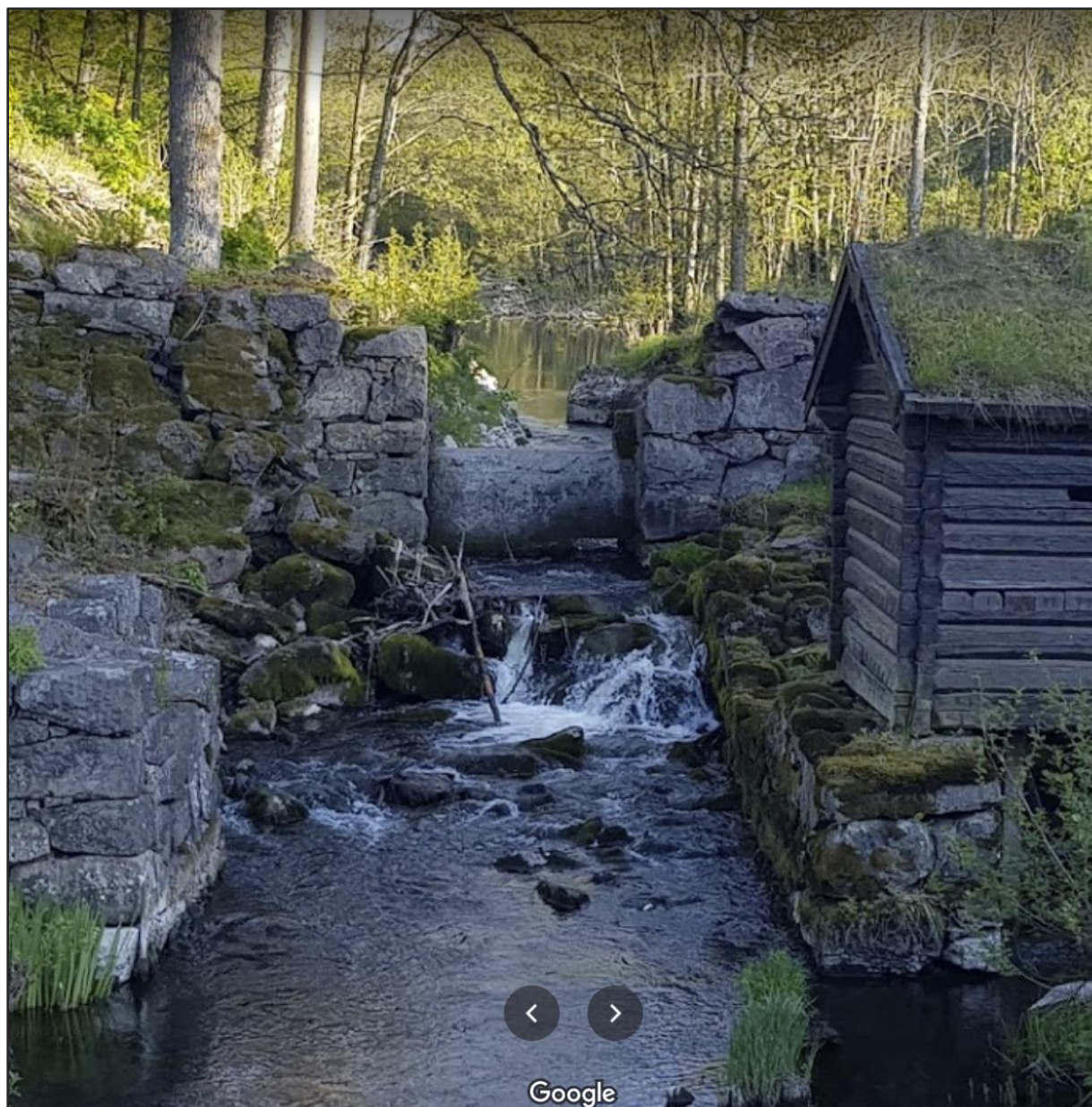
- Smart-telefon for GPS (applikasjon: Google Maps)
- Smart-telefon for bilder med koordinater (applikasjon: Apple Bilder)
- Kano
- Redningsvest
- Smart-telefon for vater (applikasjon: Apple måleverktøy)
- Smart telefon for stoppeklokke (applikasjon: Apple klokke)

El-fiske:

- Vadebukser
- El-fiskeapparat (Geomega a/s, FA4 nr 28)
- Termometer og ledningsevne måler (Termoscientific Eutech Elite CTS)
- Bøtter
- Håv
- Målebånd (20m)
- Smart-telefon for GPS (applikasjon: Google Maps)
- Målebrett for fisk
- 13V batteri x2



Vedlegg 2: Falkenstein Mølle og elektrisitetsverk sett fra nord (vannet renner ut mot Oslofjorden). Bilde: Mathias Strømmen høst 2020



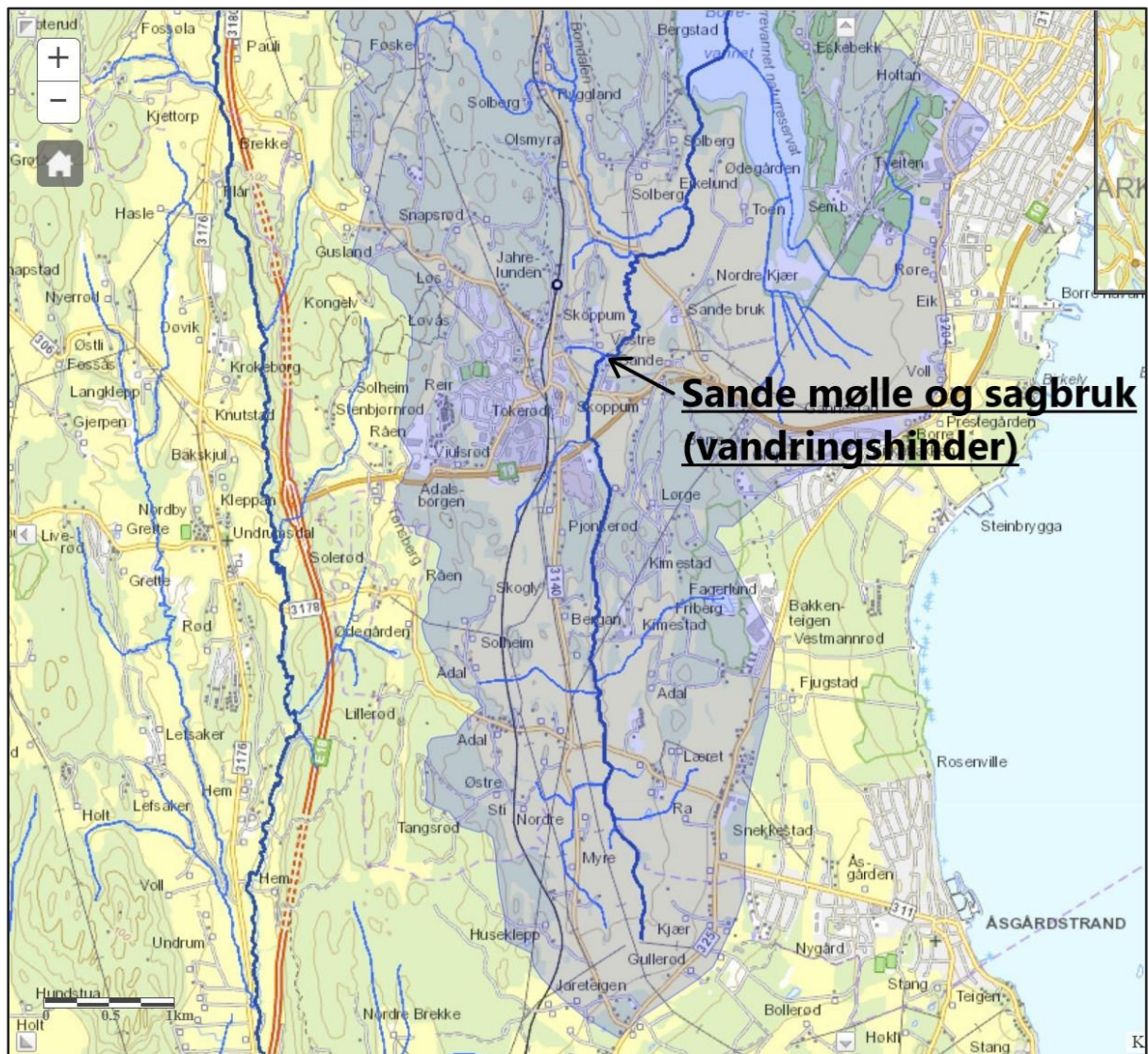
Vedlegg 3: Øvremølla, lav vannstand, hentet fra google maps: (Jakobsen, 2020)



Vedlegg 4: Øvremølla høyere vannstand enn i Vedlegg 3. Bilde: Mathias Strømmen, høst 2020



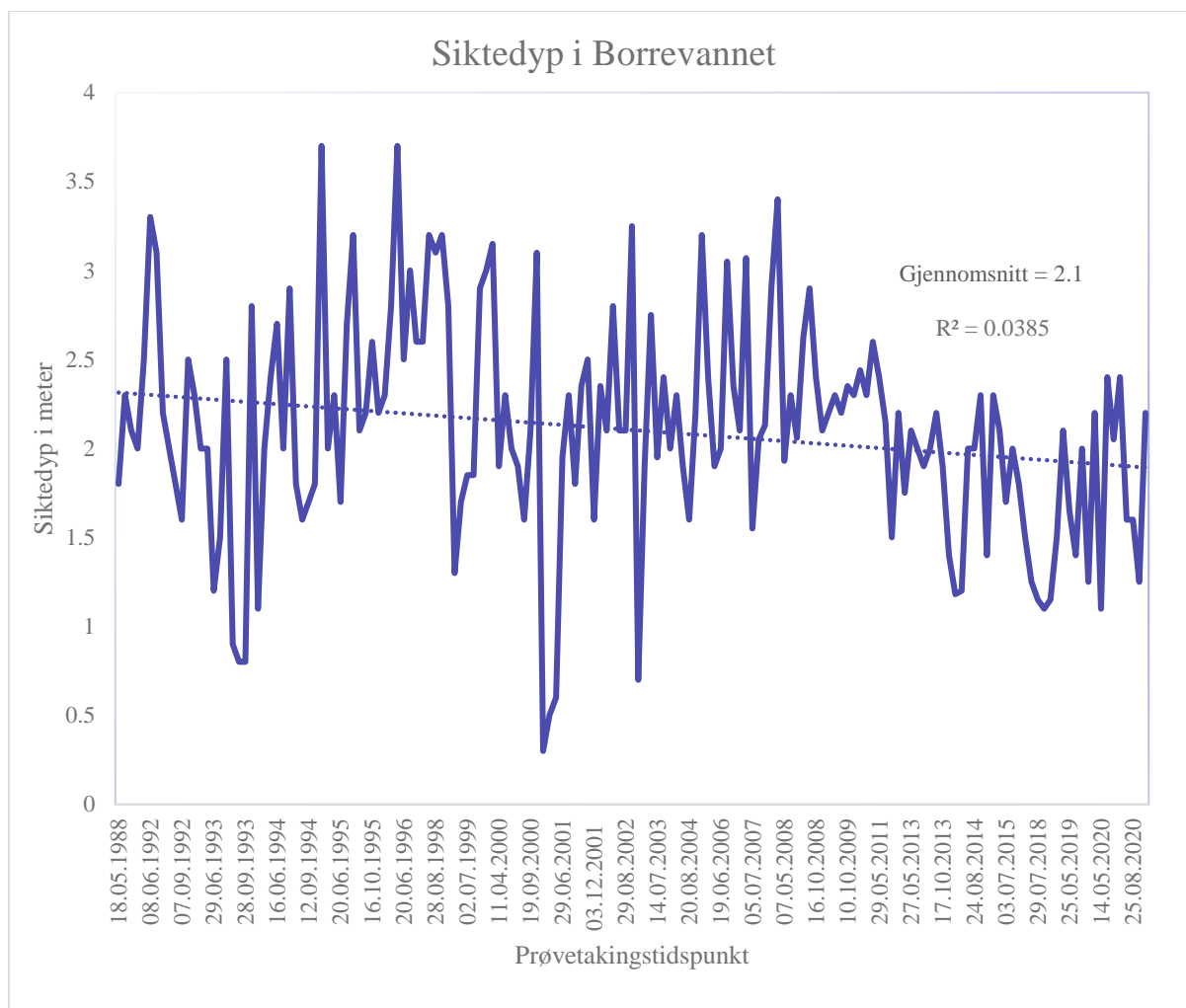
Vedlegg 5: Vandringshinder ved Sande mølle og sagbruk, 1,7km oppstrøms forgreiningen i Sandelva. Bilde: Mathias Strømmen høst 2020



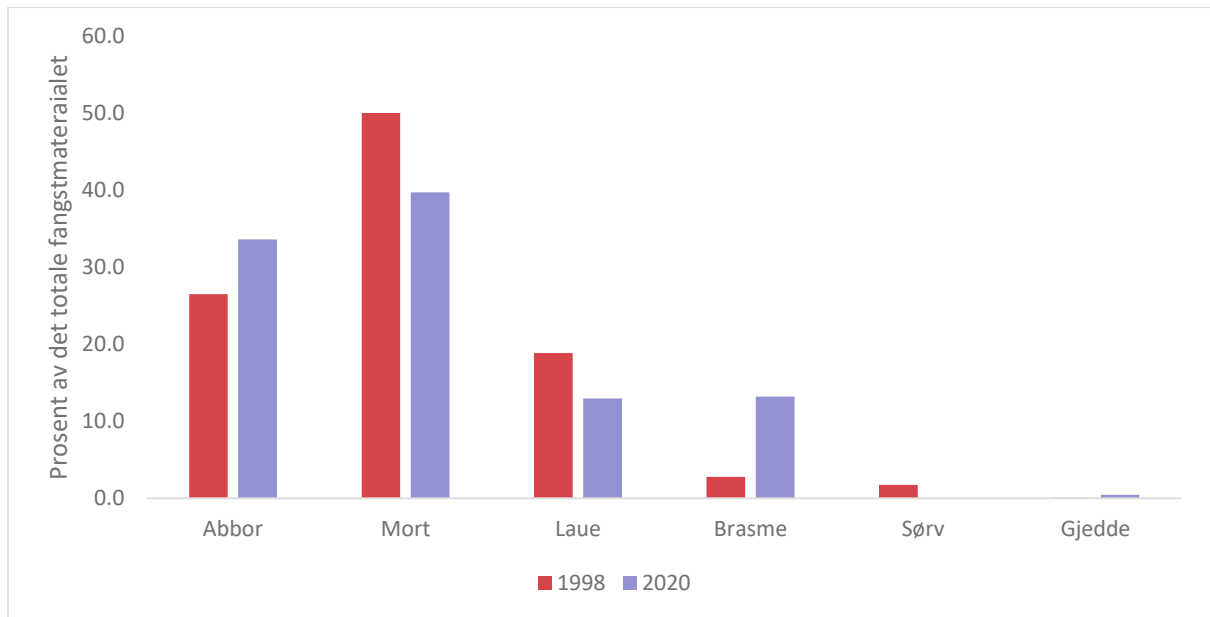
Vedlegg 6: Nedbørsfelt for Borrevannet og vannkontur av elv/bekker som renner til Borrevannet. Bilde av vandringshinder ved Sande mølle og sagbruk, er vist i Vedlegg 5. Kart hentet fra (NVE, 2021)



Figur 7: Dybdekart av Borrevannet, laget av Mathias Strømme i ArcGIS pro, på bakgrunn av (Kovsund, 2017)



Vedlegg 8: Siktedyp i Borrevannet fra 1988 til i dag. Data hentet fra vannmiljø (Horten kommune, 2021)



Vedlegg 9: Prøvefiske fra 22/06/1998 utført av Tore Rolf Lund (Horten kommune), sammenlignet med prøvefiske i forbindelse med denne oppgaven.

Vedlegg 10: Miljøparameter brukt for å beregne EindexW3

Miljøparametere					
hoh	areal	maxD	midT	janT	julT
m	km ²	m	°C	°C	°C
9	1.77	15	6.8	-1.4	17.2

Vedlegg 11: Klassegrenser for Eindex W3 hentet fra Direktoratgruppen Vanndirektivet (2018b).

Tabell 6.7 Klassegrenser (EQR) for AIndex og EIndex. Verdiene med uthevet skrift er interkalibrert med Sverige. Klassegrenser i kursiv er usikre og må brukes med forsiktighet.

Terskelverdier mellom tilstandsklassene:	EQR/AIndex W5		EQR/EIndex W3	
	varmtvann	kaldtvann	varmtvann	kaldtvann
Svært god	>0,74	>0,86	>0,75	>0,71
God	0,74-0,55	0,86-0,65	0,75-0,56	0,71-0,53
Moderat	0,55-0,37	0,65-0,43	0,56-0,37	0,53-0,36
Dårlig	0,37-0,18	0,43-0,22	0,37-0,19	0,36-0,18
Svært dårlig	<0,37	<0,22	<0,19	<0,18