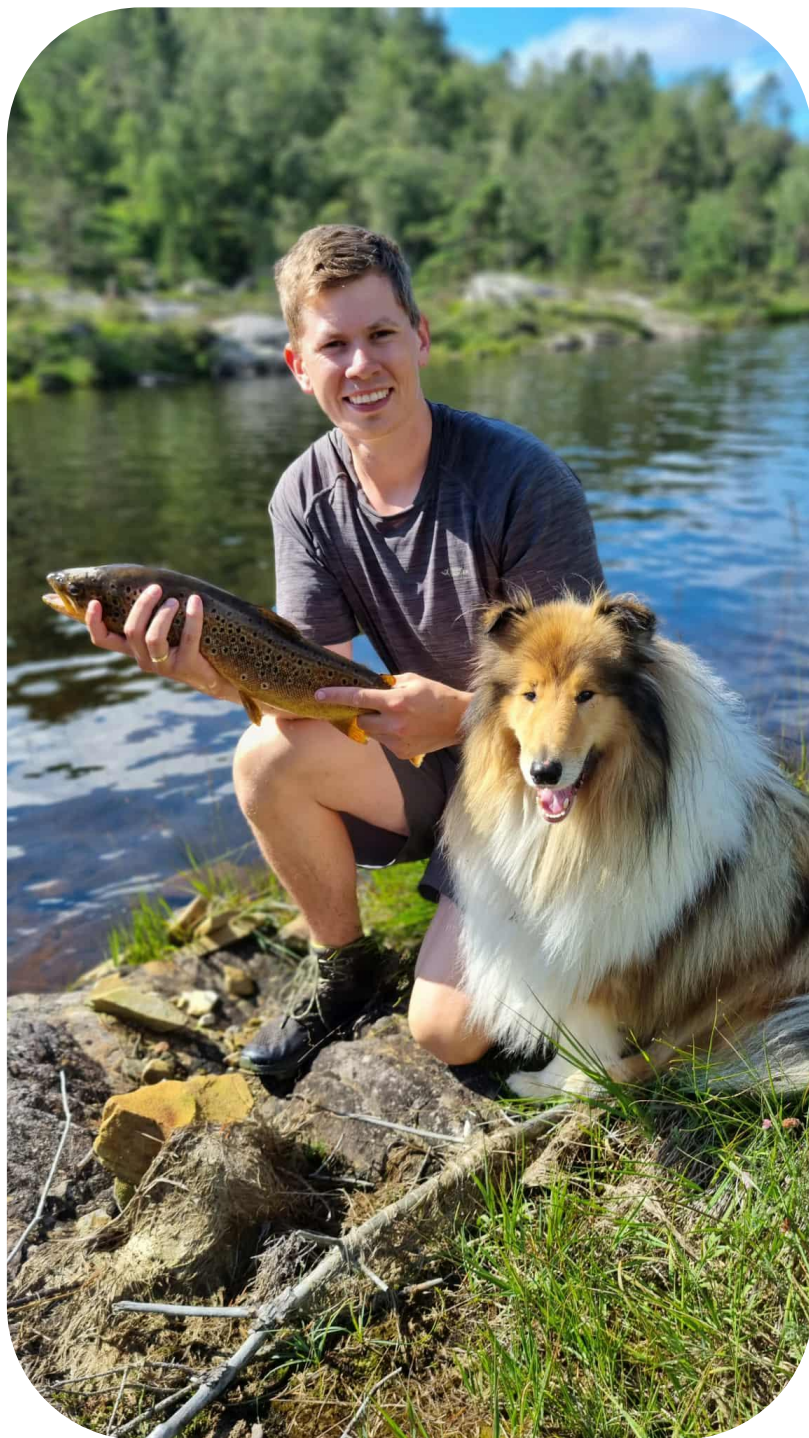


Kartlegging av fiskebestand i berørte vann og vassdrag i forbindelse med utbygging av Stemmen- og Hallandsvatn kraftverk



Forfatter: Mats Kvanvik Staddeland

Dato: 15.09.2025

Forord

Denne rapporten er utarbeidet på oppdrag av tiltakshaver for Stemmen- og Hallandsvatn kraftverk, på bakgrunn av høringsuttalelser fra Agder fylkeskommune, Flekkefjord Kommune og Statsforvalteren i Agder. Rapporten tar for seg de aktuelle redegjørelsene sektormyndighetene uttalte, vedrørende kartlegging av bestanden av fisk og ål i de berørte områdene, samt konsekvensene av kraftutbygging for de aktuelle artene. Rapporten tar også for seg vannkvaliteten i Hallandsvatn og Stemmetjødn og knytter dette oppimot konsekvenser for naturmangfold i samarbeid med naturbiolog Svein Arild Grimsby. Rapporten er basert på feltarbeid, tilgjengelig faglitteratur, lokalkjennskap og muntlige samtaler med fagkyndige og lokalkjente.

Sammendrag

I denne studien ble fiskebestanden og forekomst av ål kartlagt i de berørte deler av vassdragene i forbindelse med en eventuell utbygging av Stemmen- og Hallandsvatn kraftverk. Feltarbeid ble gjennomført i juni og august 2025 på bakgrunn av høringsuttalelser fra diverse sektormyndigheter. I forbindelse med feltarbeid ble en kombinasjon av garnfiske, rusefiske og stangfiske benyttet. Det ble målt lengde og vekt på fiskene for å regne kondisjonsfaktor på populasjonen og innfarging (rødfargen) ble kartlagt for å avdekke forskjeller i næringstilgang. I samme periode ble vassdragene også kartlagt, og vandringshindringer for fisk lokalisert for å se funnene i sammenheng med fiskeforekomstene. I tillegg ble vannkvaliteten målt ved utløp Stemmetjødn og Hallandsvatn for å avdekke eventuelle forskjeller i vannkvalitet, og eventuelle konsekvenser for naturmangfoldet ved overføring av vann fra Hallandsvatn til Stemmetjødn.

Resultatene fra studien viser at det er lite forskjeller i vannkvalitet mellom de to vannene, og at overføringen ikke medfører konsekvenser for naturmangfoldet basert på kartlegginger og tilgjengelig litteratur. Resultater fra fiske viser at det ikke forekommer ål eller fisk i Stemmetjødn, mens det i Hallandsvatn lever fisk av god kvalitet (høy kondisjonsfaktor og høy innfarging). I Hallandsvatnet er det en blanding av fisk som stammer fra utsetting i 2021 og allerede eksisterende fisk før utsettingstidspunktet, og som reproducerer i begrenset grad. Det svømmer ål opp Botnevassbekken og i Hallandsvatn og avbøtende tiltak er nødvendig ved en eventuell kraftutbygging. Avbøtende tiltak må sikre toveisvandring forbi demning ved utløp Hallandsvatn, samt hindre møte med turbin ved overføring av vann ved Hallandsvatn kraftverk. Nødvendige tiltak står beskrevet i tekst, men konkrete detaljer må avklares i forbindelse med en eventuell detaljprosjektering. Det anbefales samtidig å fortsette kartleggingen av fiskebestanden i Hallandsvatn etter en eventuell oppdemming, for å fange opp eventuelle endringer i næringstilgang for ål og ørret, slik at nødvendige tiltak kan iverksettes.

Konsekvensene ved en eventuell kraftutbygging for ørret og ål langs Botnevassbekken begrenses gjennom slipp av minstevannføring, samt forutsigbarhet i vannføring som følger av at vannet overføres til Stemmetjødn, som ikke har bestander av ål og ørret. Direkte fordeler med kraftutbyggingen for ål og ørret, er de motvirkende effektene av klimaendringer. Minstevannføring motvirker uttørring av vassdraget i lengre tørkeperioder, og fraføringen motvirker økte nedbørsmengder som resulterer i høyere vannføring i vassdraget.

Innholdsfortegnelse

FORORD.....	2
SAMMENDRAG	3
1.0 INNLEDNING.....	6
1.1 LITT OM MEG SELV	6
1.2 BRUNØRRET	7
1.3 KANADISK BEKKERØYE	8
1.4 KULTIVERING AV FOSSBEKKØRRET OG UTSETTING AV FISK	8
1.5 ÅL.....	9
1.6 KVALITET PÅ FISK – DEFINISJON OG MÅLBARE METODER.....	9
1.7 VANNKVALITET	10
1.8 VANDRINGSHINDER DEFINISJON	10
1.9 FISKERETTIGHETER OG TILSKUDDORDNINGER I VASSDRAG.....	11
1.10 PROBLEMSTILLING.....	11
1) HVLKE FISKEARTER LEVER I DE BERØRTE INNSJØENE OG BEKKESTREKNINGENE OG HVA ER BESTANDSSTATUS?.....	11
2) ER DET REPRODUSERENDE BESTANDER AV STASJONÆR ØRRET I DE BERØRTE VASSDRAGENE, OG BLIR REPRODUKSJONSAREALER I SÅ FALL PÅVIRKET?	11
3) ER DE BERØRTE VASSDRAGENE POTENSIELT LEVEOMRÅDE FOR ÅL, OG HVORDAN VIL LEVEOMRÅDET I SÅ FALL BLI PÅVIRKET AV TILTAKET?.....	11
5) HVA ER KONSEKVENSENE FOR NATURMANGFOLDET VED OVERFØRING AV VANN FRA HALLANDSVATN TIL STEMMETJØDN, OG HVLKE AVBØTENDE TILTAK KAN GJØRES FOR Å REDUSERE KONSEKVENSENE?	11
2.0 MATERIAL OG METODE	12
2.1 GARNFISKE.....	12
2.1.1 Garnfiske i Hallandsvatn	12
2.1.2 Garnfiske i Stemmetjødn	13
2.1.3 Garnfiske i Skolla	14
2.2 RUSEFISKE.....	14
2.2.1 Hallandsvatnet og vassdraget nedstøms.....	15
2.2.2 Stemmetjødn	17
2.3 STANGFISKE.....	17
2.4 VANNKVALITETSMÅLINGER I HALLANDSVATN OG STEMMETJØDN	18
2.5 FYSISK BEFARING OG VANDRINGSHINDRE	19
3.0 RESULTATER	20
3.1 GARNFISKE.....	20
3.1.1 Hallandsvatn.....	20
3.1.2 Stemmetjødn	21
3.1.3 Skolla.....	21
3.2 RUSEFISKE.....	23
3.3 STANGFISKE.....	24
3.3.1 Stangfiske i vassdrag mellom utløp Hallandsvatn og Kvanvik.....	24
3.3.2 Stangfiske i tjernet på Kvanvik	25
3.3.3 Stangfiske mellom tjerna på Kvanvik og Skolla	26
3.3.4 Stangfiske mellom Skolla og Botnevatnet	27
3.4 VANNKVALITETSMÅLINGER I HALLANDSVATN OG STEMMETJØDN	28
3.5 FYSISK BEFARING OG VANDRINGSHINDRE	29
3.5.1 Bekk mellom Stemmetjødn og Lundevatn.....	29
3.5.2 Botnevassbekken fra Hallandsvatn til utløp ved Berrefjord.....	29
3.5.3 Mellom Skolla og Botnevatnet.....	Error! Bookmark not defined.
4.0 DISKUSJON.....	43

4.1 FISKE I STEMMETJØDN	43
4.2 HALLANDSVATN OG BOTNEVASSBEKKEN	43
4.2.1 Hallandsvatn.....	43
4.2.2 Botnevassbekken.....	44
4.2.3 Fritidsfiske og allmenninteresser.....	47
4.3 VANNKVALITET I STEMMETJØDN OG HALLANDSVATN.....	48
4.3.1 Bakteriell aktivitet.....	48
4.3.2 Partikler og farge.....	48
4.3.3 Alkalitet og pH.....	49
4.3.4 Uorganiske mineraler og sporstoffer	49
4.3.5 Konsekvenser ved overføring av vann fra Hallandsvatn til Stemmetjødn.....	49
4.4 ÅL OG AVBØTENDE TILTAK	50
4.4.1 Fangst og bestand.....	50
4.4.2 Avbøtende tiltak ved demning i utløp Hallandsvatn.....	50
4.4.3 Avbøtende tiltak ved inntak til Hallandsvatn kraftverk	52
4.4.4 Overvåking av ål i vassdraget.....	53
4.5 KONSEKVENSER FOR ÅL OG ØRRET VED REGULERINGSINNGREP	56
5.0 KONKLUSJON.....	57
6.0 LITTERATUR	59

1.0 Innledning

1.1 Litt om meg selv

Forfatteren av denne rapporten er undertegnede Mats Kvanvik Staddeland. Jeg er sønn til Rune Staddeland som er tiltakshaver for Stemmen og Hallandsvatn kraftverk. Jeg er 28 år gammel, gift og bor i Flekkefjord. Min utdanning er innenfor akvakulturnæringen hvor jeg har tilegnet meg en bachelorgrad i havbruksdrift og ledelse ved Nord Universitet. Deretter fullførte jeg en mastergrad innenfor landbasert oppdrettsteknologi ved Norges Miljø og Biovitenskapelig Universitet (NMBU). I dag jobber jeg som teknologiansvarlig i et oppstartsselskap som utvikler komplette løsninger for landbasert oppdrett gjennom standardisering av oppdrettsmoduler. Selskapet holder til i Farsund med R&D fasiliteter for pilotdrift på Hausvik i Lyngdal kommune.

I min tid i selskapet har jeg vært fungerende driftsleder ved vårt første pilotanlegg som er en 10 meter tank (180 m³ oppdrettsvolum). I perioden som fungerende driftsleder produserte vi laks fra 100 gram til 4 kg i anlegget (Figur 1). Etter utslakt fulgte et prøveprosjekt sammen med Norsk Ørret AS for produksjon av Fossbekkørret i intensiv akvakultur frem til slakt på land. Hensikten var å teste tilvekst og trivsel på ørreten i et prosessanlegg bestående av brakkvann/sjøvann. Etter prøveprosjektet ble detaljprosjektering startet, etterfulgt av bygging av et fullskala demonstrasjonanlegg som er 20 m i diameter og 1750 m³ oppdrettsvolum. Min arbeidshverdag baseres hovedsakelig på utvikling og kontinuerlig forbedring av prosessanlegg på fiskens premisser, som også er i henhold til gjeldende standarder og lovverk. Jeg er dermed veldig godt kjent med utviling, testing og forbedring av tekniske løsninger som ivaretar de biologiske og fysiologiske kravene til arten som kultiveres.

Min kjennskap til fossbekkørreten, samt kanadisk bekkerøye, startet allerede som liten guttunge da familien dro til hytta på Kvinen. Der fisket jeg i Kvifjorden og tilhørende vassdrag hvor kraftselskapet Sira-Kvina AS satte ut både fossbekkørret og kanadisk bekkerøye, som tiltak for opprettholdelse av fiskebestanden i Kvifjorden etter reguleringen. Interessen for fiske utviklet seg videre etter at mine foreldre kjøpte gårdsbruket på Gumpefjell i 2007. Siden da har jeg fisket med stang og/eller satt garn i stort sett alle vann i vassdraget nedstrøms Hallandsvatnet til utløpet i Berrefjord. Samtidig har jeg satt ut fisk i de fleste vann tilhørende utmarken til gården på Gumpefjell, for opprettholdelse av lidenskapen min tilknyttet eiendommen.

Min lokale kunnskap i de aktuelle vassdragene, kombinert med en prosesssteknisk bakgrunn og lidenskap for fisk, gir meg de riktige kvalifikasjonene for å gjøre denne utredningen på oppdrag av tiltakshaver for Stemmen- og Hallandsvatn Kraftverk.



Figur 1: Meg avbildet med en 4 kg laks produsert i Ecofishcircle sin første testmodul våren 2024.

(Kilde: Ecofishcircle)

1.2 Brunørret

Brunørret (*Salmo Trutta*) er Norges vanligste ferskvannsfisk og er utbredt over store deler av landet. Den lever både på fjellet, i innsjøer, og elver hvor den også kan utvandre på næringsvandring til fjordsystemer og havet. Brunørreten er med andre ord en adaptiv og tilpasningsdyktig fiskeart, noe som gjør den spesielt egnet til utsett i nye leveområder, som for eksempel regulerte vann og vassdrag (Bergersen et al., 2017). Rosseland (1994) fant genetiske stammeforskjeller hos ørret, som betyr at noen fiskestammer er bedre tilpasset sur pH sammenlignet med andre. Studien viser for eksempel forskjell i pH-toleranse mellom fiskestammer fra henholdsvis Bygland, Gjedrem, Fossbekk, Bustul og Tunhovd.

Fossbekkørreten stammer fra Fossbekken like ved forskningsstasjonen til NINA (Norsk Institutt for Naturforskning) på IMS i Rogaland. Stammen ble kultivert fordi det var en robust fisk med høyere toleranse for surt vann sammenlignet med andre ørretstammer i Norge (Bergersen et al., 2017). Etter hvert som forsuring av vann ble et større problem på 70- og 80-tallet, ble arten i større grad kultivert og satt ut i en rekke vassdrag på Sørlandet. Arten opplevde imidlertid utfordringer med forsuring, som etter hvert førte til at kanadisk bekkerøye (*Salvelinus fontinalis*) ble satt ut for opprettholdelse av fiskebestander i truede vassdrag (Gjemlestad., 2016).

1.3 Kanadisk Bekkerøye

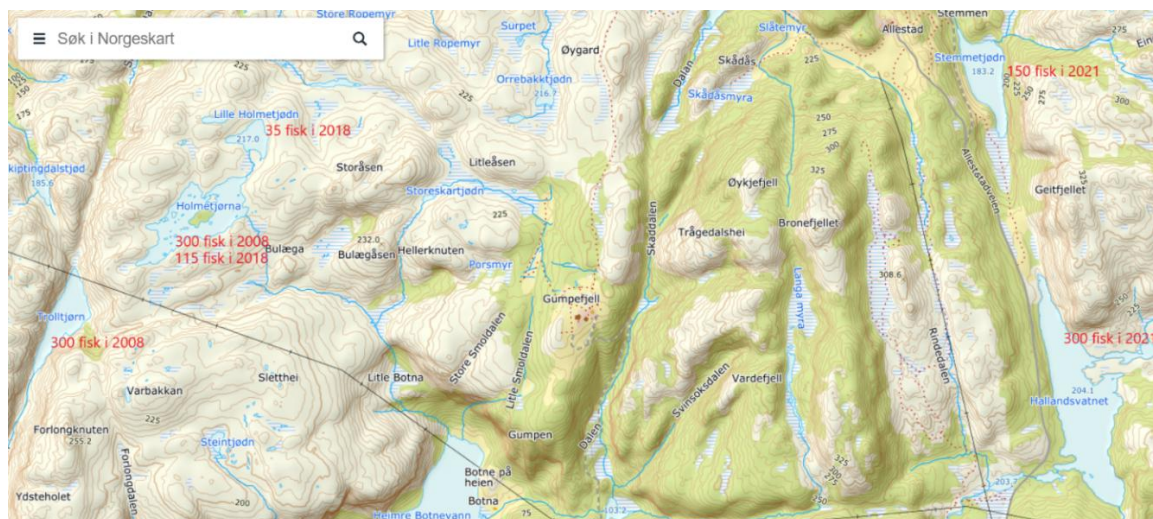
Kanadisk bekkerøye har sin naturlige utbredelse i de nordøstlige deler av Nord-Amerika. Bekkerøya ble innført til Norge sent på 1800-tallet fordi den var kjent for sin gode vekst og hardførhet. Til tross for en rekke mislykkede tilslag resulterte arbeidet i at arten etablerte seg to steder i landet - Overnbekken i Buskerud og Øyfjell i Øvre Telemark. Etableringen førte videre til opphav av reproduserende bestander nedstrøms i vassdragene (Hestehagen & Kleiven, 2013)

På 1970-tallet viste forsøk at bekkerøya overlevde forsuringen av vassdrag på Sørlandet når lokale ørretbestander slet eller døde ut. Bakgrunnen for forskningen skyldes de store tapene av ørret i landsdelen forårsaket av sur nedbør. Kort tid etter ble det satt i gang omfattende utsettinger av bekkerøye i forsured og fisketomme vann og vassdrag (Hestehagen & Kleiven, 2013). Nyere forskning viser imidlertid at bestanden av bekkerøye er på vei tilbake, mens brunørreten reetableres i en rekke vann og vassdrag på Sørlandet. Årsaken skyldes hovedsakelig at bekkerøya taper konkurransen mot ørreten i områder med forbedret vannkvalitet (Gjemlestad., 2016; Hestehagen & Kleiven, 2013). Samtidig vedtok «Direktoratet for naturforvaltning» i 2005 at det er forbudt å sette ut bekkerøye i Norge, fordi det er en fremmed art - et tiltak som i seg selv begrenser tilførselen av nye individer i vassdragene. Bekkerøya er på tilbakegang og opptrer i mindre grad i innsjøer, og fortrenses til tilløpsbekker og områder der arten kan leve en anonym tilværelse (Hestehagen & Kleiven, 2013).

1.4 Kultivering av Fossbekkørret og utsetting av fisk

Utsatt fisk i distriktet (Sørvest-Norge) stammer hovedsakelig fra settefisk lokalitet 11851 på Gyland. Etter muntlig samtale med oppdretteren i 2021 ble det fortalt at han tidligere produserte settefisk for Sira-Kvina for utsetting i berørte områder i forbindelse med kraftutbyggingen. Videre fortalte han at virksomheten i 2021 i all hovedsak leverer rogn fra egenprodusert stamfisk, som videre inngår i verdikjeden til Norsk Ørret som oppdretter arten i Sirdalvatnet (Johnsen, 2016; Sirevåg, 2018).

Forfatteren selv har satt ut fisk som stammer fra lokaliteten i 5 ulike vann tilknyttet de to gårdene som eies av tiltakshaver. I 2008 ble det satt ut 300 fisk i henholdsvis Holmetjødn og Trolltjødn, etterfulgt av 115 fisk i Holmetjødn og 35 fisk i Litle Holmetjødn i 2018. I 2021 kjøpte tiltakshaver en ny gård på Kvanvik, hvor det samme år ble satt ut 300 fisk i Hallandsvatn og 150 fisk i Stemmetjødn. Fisk ble satt ut i Hallandsvatn og Stemmetjødn fordi det aldri var observert fiskeaktivitet i vannene i forbindelse med jakt og friluftsliv i området, siden ervervelse av gården på Gumpfjell i 2007. Figur 2 viser et oversiktskart over de aktuelle vannene, samt årstall og antall fisk som ble satt ut.



Figur 2: Oversikt over vann som forfatteren har satt ut fisk.

1.5 Ål

Europeisk ål (*Anguilla anguilla*) blir beskrevet som en «gåtefull vandrer». Arten er katadrom, som betyr at den lever i ferskvann store deler av livet og vandrer til sjø for å gyte. Oppvandrende ål er gjerne små og kalles blankål og gulål, mens utvandrende ål er større og kalles blankål (Thorstad, 2010). Ørret og ål har også veldig forskjellige svømmeegenskaper, størrelse og vandringsmønster, og kan derfor forsere forskjellige vandringshindre (Helland, 2011) Ålen kan for eksempel klarte loddrett opp fjellsider dersom overflaten er fuktig (figur 3), og i gresset ved behov. Ålen klarer dermed ikke å forsere loddrette vannfall høyere en 50-60% av kroppslengden (Thorstad, 2010)



Figur 3: Ål som klatrer opp demning til kraftverket Fosstveit i Agder i NRK sin reportasje «Klimaløftet som kverner fisk» (Foto: Werner Grov.)

Den Europeiske ålen antas å tilhøre en felles bestand, som betyr at avkom ikke nødvendigvis vender tilbake til foreldrenes oppvekstområde. Ålens lange vandring, og komplekse livsløp, gjør det samtidig vanskelig å finne hovedårsakene til den sterke globale tilbakegangen som er observert de siste 60 årene. Konsekvenser av overfiske, habitatreduksjon, blokkering av vandringsruter, innførte parasitter og sykdommer, samt forurensing og klimaendringer er alle mulige årsaker til den sterke tilbakegangen (Thorstad, 2010; Fjeldstad et al., 2018). Som konsekvens er ålen rødlistet som sterkt truet i Norge og kritisk truet globalt (Vøllestad et al., 2025).

I forbindelse med kraftutbygging er det viktig at nødvendige tiltak sikrer toveis vandring for ålen. Ettersom alle kraftverk er forskjellige, må tiltakene tilpasses de spesifikke forholdene i vassdraget og artens livsstadium (Fjeldstad et al., 2018). Det finnes likevel veiledere både nasjonalt (Fjeldstad et al., 2018) og internasjonalt (Environmental Agency, 2017). Åleledere, overføringsløp, innløpsrister, laksetrapp, fysisk overføring forbi hindringer og stans av kraftverk ved utvandring er alle tiltak som fungerer, dersom utførelsen er riktig (Thorstad, 2010; Fjeldstad et al., 2018).

1.6 Kvalitet på fisk – definisjon og målbare metoder

Det finnes en rekke metoder for å måle velferd og kvalitet på levende fisk. Måling av kortisol og tetrahydrocortison i fiskens blod eller feces (avføring) er pålitelige metoder som avdekker stressnivå på fisk (Fishlab, 2022). Samtidig er det utviklet en rekke scoringsskjema som tar for seg visuelle kvalitetsparametere som for eksempel gjellestatus, finneslitasje og slim på fisken. Forfatteren har selv brukt slike skjema ved månedlige veterinærbesøk av Åkerblå ved akvakulturproduksjon. De nevnte metodene anvendes imidlertid i intensiv produksjon av fisk, hvor tettheten og miljøet ikke kan sammenlignes med naturlige forhold.

For måling av helse og kvalitet på villfisk, kan istedenfor mer tradisjonelle og enkle verktøy anvendes. Måling av fiskens kondisjonsfaktor (K-faktor) er et standard mål på fiskens ernæringsstatus, og kan sammenlignes med en BMI-test for mennesker. Testen måler fiskens vekt relativt til lengden, og måler fiskens kondisjon. En normalt kondisjonert fisk har 1,0 i kondisjonsfaktor, mens underernært fisk har < 0,9 (Noble et al., 2018). Oppdrettslaks har for eksempel rikelig tilgang på mat med høyt fettinnhold, som gjenspeiles i kondisjonsfaktor på mellom 1,2 og 1,5 (Mørkøre et al., 2009). Folkedal et al., (2016) hevder på sin side at fysisk utseende er vel så viktig for velferden til fisk, og vil gi et raskt inntrykk av fiskens generelle helsetilstand.

$$Kondisjonsfaktor = \frac{vekt}{Lengde^3} \times 100$$

En annen metode som sier noe fiskens ernæring er pigmentering (innfarging) i fillet. Ved innsjøer og vassdrag som inneholder krepsdyr vil fisken bli rød i kjøttet grunnet karatenoiden Astaxanthin. Astaxanthin produseres primært av alger som spises av krepsdyr, som igjen er del av kostholdet til fisken (Jacobsen, 2018). Rødfargen i seg selv er ikke et direkte velferdstegn, men mengden krepsdyr brukes av biologer som en indikator på helsetilstanden til innsjøer. Spesielt marflo (*Gammarus lacustris*) gir fisken en sterk og fin rødfarge, som indikerer en naturlig og rik flora i vannet (Nilsson, 2020).

1.7 Vannkvalitet

God vannkvalitet er viktig for å sikre trivsel, tilvekst og reproduksjon hos fisk. Fisk eksponert for sub-optimale miljøforhold kan blant annet oppleve redusert tilvekstvekt (lav k-faktor), redusert reproduksjon, deformiteter, sykdommer og dødelighet (Noble et al., 2018). Konsekvenser av lav pH er et godt eksempel på dødelighet blant naturlige ørretbestander på Sørlandet tilbake til 60- og 70-tallet (Rosseland, 1994). Giftigheten av lav pH vil imidlertid variere mellom ulike vassdrag avhengig av alkaliteten og forekomst/konsentrasjon av positivt ladet metall-ioner i nedbørsfeltet til vassdraget. Det er spesielt «labilt aluminium» (reaktivt aluminium) som utgjør den største trusselen for akvatiske organismer, fordi det bindes til gjeller og reduserer blant annet oksygenopptaket (Noble et al., 2018; Tveranger & Johnsen, 2022; Hindar, 2015). Vannets bufferkapasitet spiller derfor en viktig rolle for å unngå betydelige pH-endringer ved for eksempel varierende vannføring (Haraldstad, 2017).

Mengden organisk materiale i vann kan måles på en rekke måter avhengig av hensikten med undersøkelsene. Vannkvalitetsmålinger som fargetall, turbiditet og TOC (total organisk karbon) viser innhold av organisk materiale målt på ulike måter. Fargetall måler mengden lys ved en bestemt bølgelengde som absorberes i en vannprøve, mens turbiditet måler refleksjonen av organiske og uorganiske partikler i prøven. På den andre siden er TOC en direkte metode som gir et presist mål på det organiske innholdet i vannet (Mjøslab, 2025). Partikkelinnhold og mengden organiske materiale påvirker fisk i form av økt stressnivå, redusert oksygentilgjengelighet og redusert sikt og dermed mattilgangen (Noble et al., 2018).

1.8 Vandringshinder definisjon

Et vandringshinder er en barriere i et vassdrag som hindrer fri passasje for organismer. Betegnelsen brukes ofte i forbindelse med anadrome fiskearter som laks og sjørøtt, men også for brunørrett og ål. Vandringshindre kan være permanente eller midlertidige, naturlige og menneskeskapte. Fossefall og steinrøyser er typiske eksempler på naturlige vandringshindringer, mens demninger og rør/kulverter er eksempler på menneskeskapte (Saltveit, 2006). Konsekvensen av både naturlige og menneskeskapte vandringshindringer kan være redusert tilgang til gyte- og oppvekstområder, genetisk isolasjon og redusert mattilgang for den naturlige bestanden i vassdraget.

1.9 Fiskerettigheter og tilskuddordninger i vassdrag

I følge *Lakse- og innlandsfiskeloven (Norge, 1992)* har grunneier enerett til fiske så langt eiendomsgrensen går, mens grensen i elv går i midtlinjen eller djupålen. Loven sier videre at fiskeretten hører til fast eiendom, og kan derfor ikke skilles fra eiendomsretten for lengre tid enn 10 år om gangen. Fiskeretten kan imidlertid leies ut til foreninger eller enkeltpersoner gjennom avtaler eller disposisjon av fiskekort (Søilen & Falkanger, 2024).

I 1983 ble det innført tilskuddsordninger for kalking av forsurede vann og vassdrag i Norge. Hensikten med kalkingen er å nå miljømålene i vannforskriften ved blant annet å redusere effektene av sur nedbør på naturmangfoldet i vassdrag, samt tilrettelegge for bevaring, forvaltning og fiske etter anadrom laksefisk. Kalkingen følger kravene gitt etter vanndirektivet, med formål å verne om – og sikre bærekraftig bruk av vannmiljøet, og å iverksette nødvendige forebyggende eller forbedrende tiltak for å sikre god eller svært god miljøtilstand (Tjøstheim & Lium, 2022).

1.10 Problemstilling

Studien tar for seg problemstillingene i høringsuttalelsen fra Agder Fylkeskommune (nr 2 og 3). Samtidig etableres to problemstillinger basert på Statsforvalteren i Agder sin uttalelse vedrørende funksjonelle krav til avbøtende tiltak for ål, samt opplysninger om fisk eller andre ferskvannsorganismer i berørte innsjøer og bekkestrekninger (problemstilling 1 og 4). Til slutt tar studien for seg Flekkefjord Kommune sin uttalelse vedrørende konsekvenser for naturmangfold ved overføring av vann fra Hallandsvatnet til Stemmetjødn.

- 1) Hvilke fiskearter lever i de berørte innsjøene og bekkestrekningene og hva er bestandsstatus?
- 2) Er det reproduserende bestander av stasjonær ørret i de berørte vassdragene, og blir reproduksjonsarealer i så fall påvirket?
- 3) Er de berørte vassdragene potensielt leveområde for ål, og hvordan vil leveområdet i så fall bli påvirket av tiltaket?
- 4) Hvilke avbøtende tiltak kan gjøres for å sikre toveisvandring for ål dersom arten forekommer i vassdragene?
- 5) Hva er konsekvensene for naturmangfoldet ved overføring av vann fra Hallandsvatn til Stemmetjødn, og hvilke avbøtende tiltak kan gjøres for å redusere konsekvensene?

2.0 Material og metode

2.1 Garnfiske

Det ble brukt 6 ulike garn ved fiske i Hallandsvatn og Stemmetjødn (figur 4). Tabell 1 viser spesifikasjonene på garnene som ble brukt. Garn ble satt ut med båt på kvelden og trukket påfølgende morgen.

Tabell 1: Spesifikasjoner på garn som ble brukt ved fiske i Hallandsvatnet og Stemmetjødn.

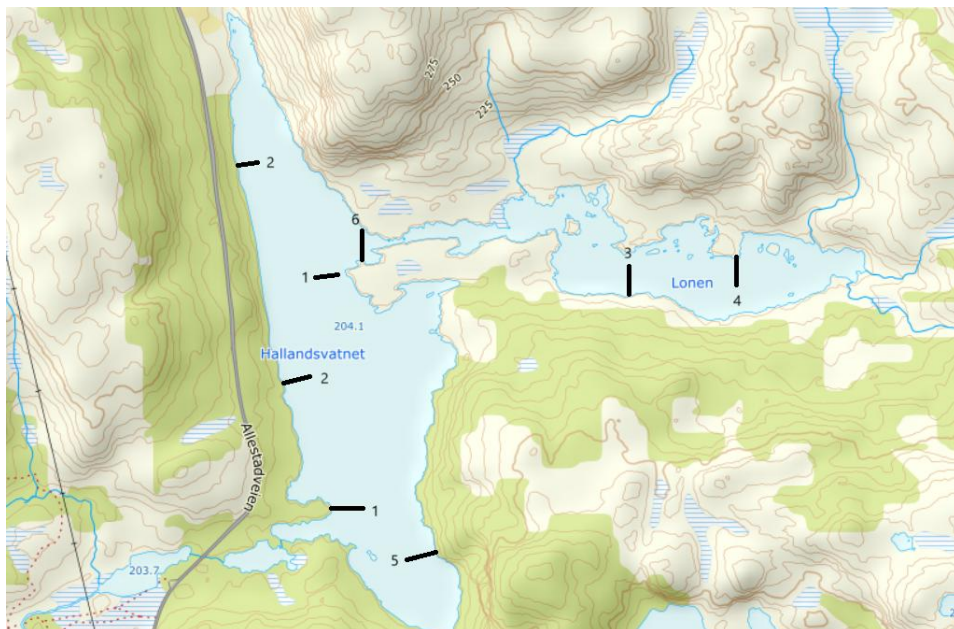
Garn nr.	Maskevidde (knote til knute)	Høyde	Lengde	Garn type
1	35mm	1,8m	25m	Synkegarn
2	40mm	1,8m	25m	Synkegarn
3	30mm	1,8m	25m	Synkegarn
4	40mm	1,8m	25m	Synkegarn
5	35mm	1,4m	25m	Synkegarn
6	40mm	1,4m	25m	Flytegarn



Figur 4: Garn som ble bruk ved fiske i Hallandsvatnet og Stemmetjødn.

2.1.1 Garnfiske i Hallandsvatn

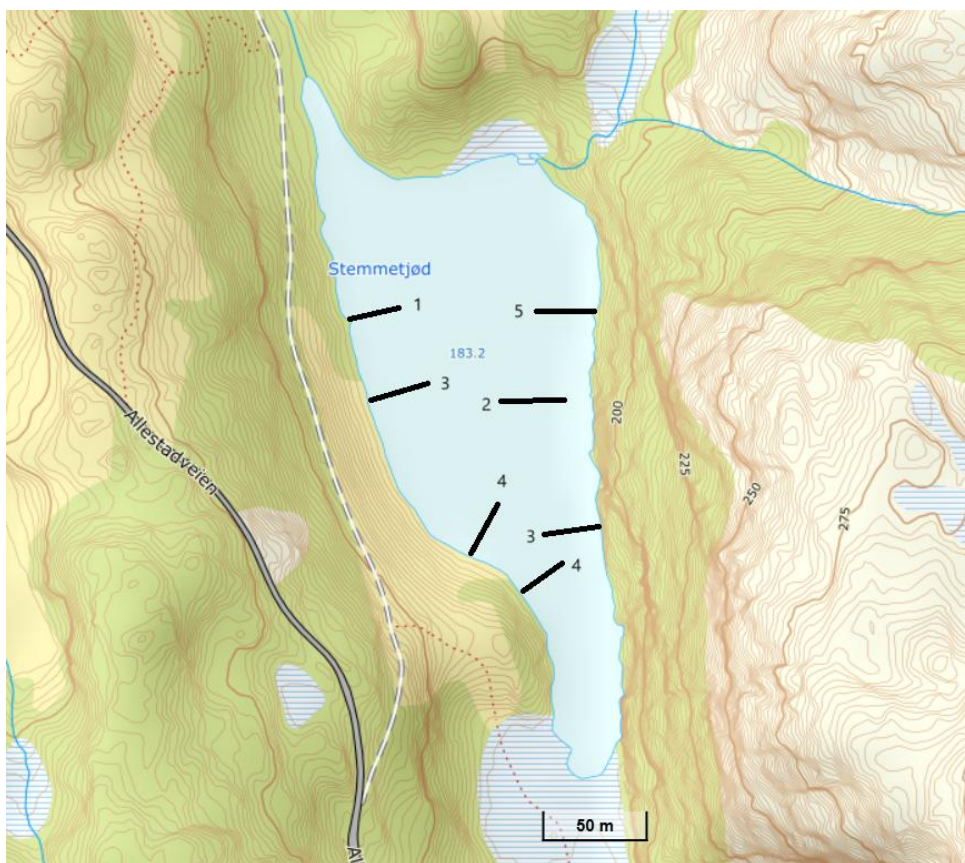
I Hallandsvatn ble det satt ut 2 garn 14.06.2025 og 6 garn 25.06.2025. Garn ble fordelt i hele vannet for å dekke over størst mulig areal. Figur 5 viser plasseringen av garnene og nummerering av garn i henhold til tabell 1.



Figur 5: Plassering av Garn i Hallandsvatn. Garn 1 og 2 ble satt ut 2 ganger mens resterende garn ble satt ut én gang.

2.1.2 Garnfiske i Stemmetjødn

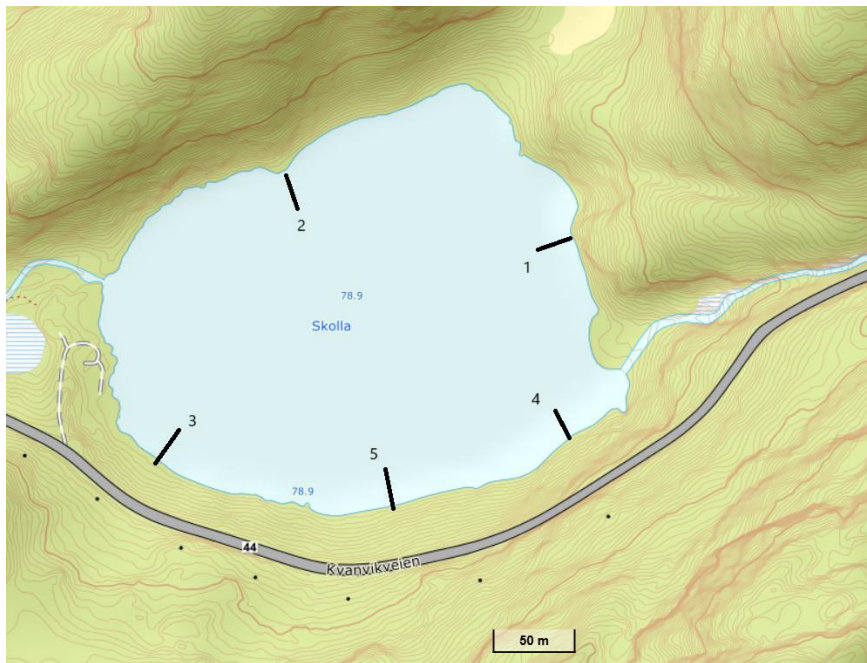
Det ble satt ut 2 garn i Stemmetjødn 14.06.2025 og 5 garn 30.06.2025. Figur 6 viser plasseringen av garnene og nummerering av garn i henhold til tabell 1. På grunn av grunt vann og betydelige mengder gress og vannliljeblader, ble det ikke satt garn i nordenden og sydenden av tjernet.



Figur 6: Plassering av garn i Stemmetjødn.

2.1.3 Garnfiske i Skolla

Det ble satt ut 5 garn i Skolla 27.08.2025 fordelt i hele vannet (figur x). Figur 7 viser plasseringen av garnene og nummerering av garn i henhold til tabell x.



Figur 7: Plassering av garn i Skolla.

2.2 Rusefiske

Det ble brukt 4 forskjellige ruser ved fisket. Type ruse, samt lengde og maskevidde på not og ruser vises i tabell 2. Tabell 3 beskriver videre varigheten av fisket ved de ulike plasseringene.

Tabell 2: Spesifikasjoner på ruser som ble brukt ved fiske i Hallandsvatnet og Stemmetjødn.

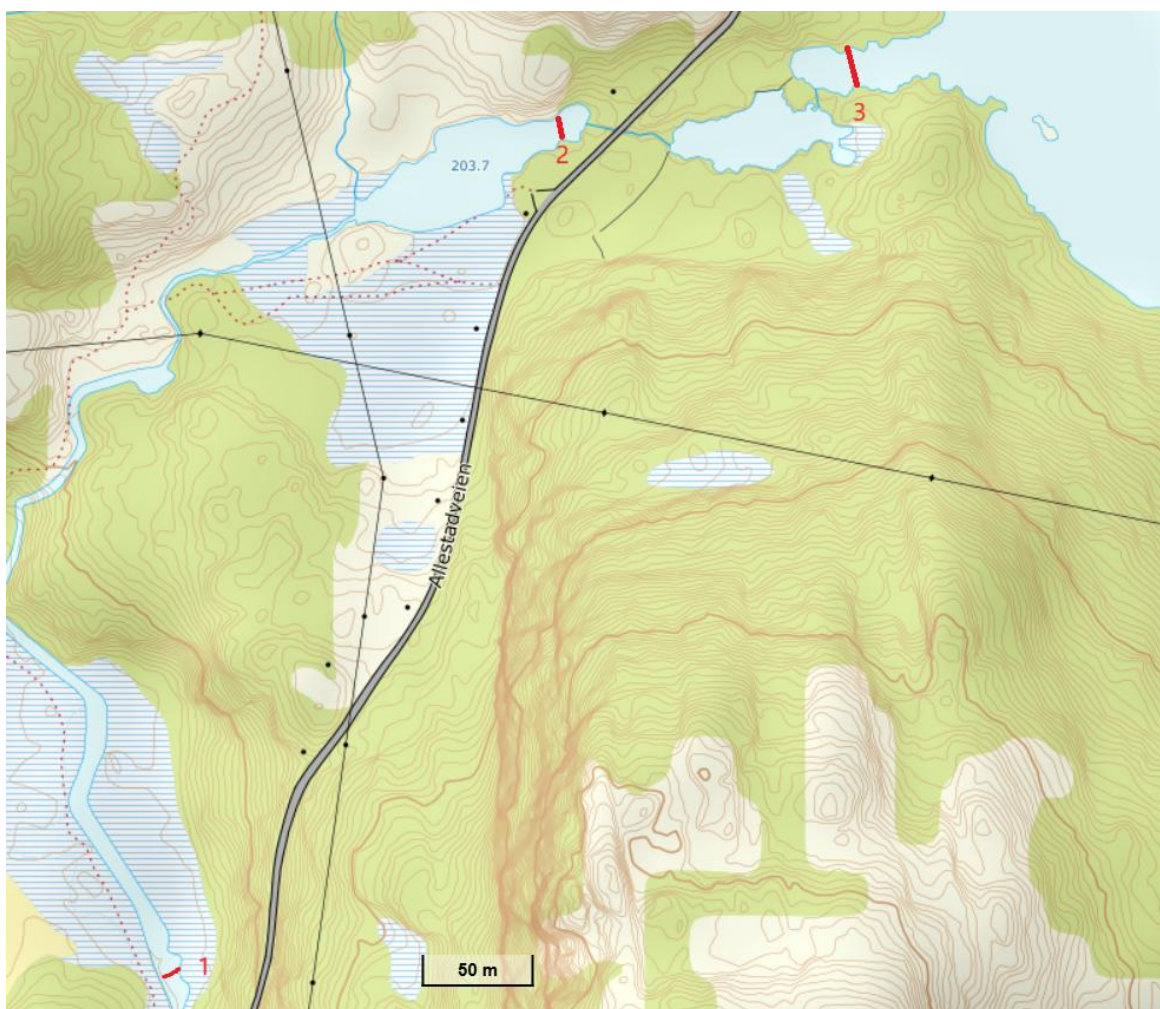
Ruse nr.	Maskevidde not	Høyde not	Maskevidde ruse (3 deler)	Lengde nett (m)	Lengde ruse (m)	Type ruse
1	20mm	55cm	20mm, 15mm og 10mm i fangstnota	4	3	Enkel
2	20mm	55cm	20mm, 15mm og 10mm i fangstnota	4	3	Enkel
3	20mm	55cm	20mm, 15mm og 10mm i fangstnota	8	3	Dobbel
4	20mm	55cm	20mm, 15mm og 10mm i fangstnota	8	3	Dobbel

Tabell 3: Varighet av fiske ved de ulike plasseringene.

Ruse nr.	Plassering	Fangststart	Fangstslutt	Fangstdager
1	Nedstrøm Hallandsvatn	14.07.2025	08.08.2025	25
2	Nedstrøm Hallandsvatn	14.07.2025	08.08.2025	25
3	Utløp Hallandsvatn	14.07.2025	28.07.2025	14
3	Nordenden av Hallandsvatn	28.07.2025	27.08.2025	31
4	Utløp Stemmetjørn	14.07.2025	27.08.2025	45

2.2.1 Hallandsvatnet og vassdraget nedstrøms

I Hallandsvatnet ble det satt ut 1 stk dobbel ruse nær utløpet av vannet. Det ble også satt to enkle ruser i vassdraget nedstrøms Hallandsvatnet mot Kvanvik (figur 8, 9, 10 og 11).



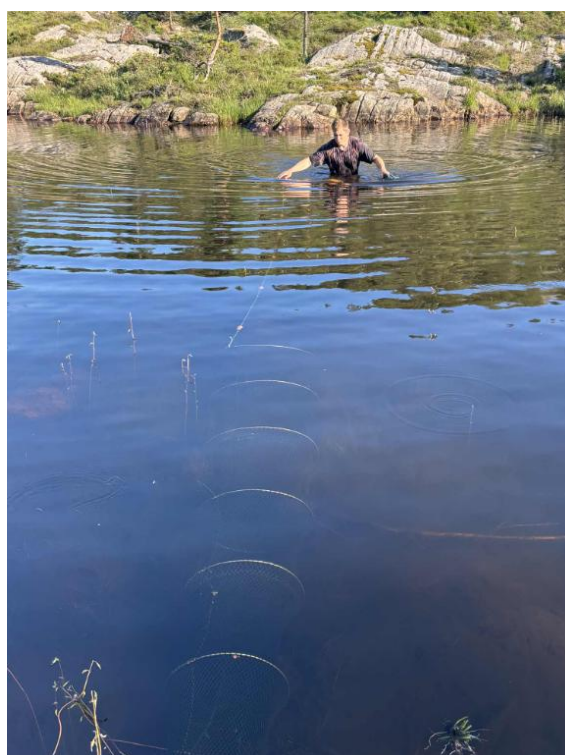
Figur 8: Plassering av ruse i Hallandsvatnet og nedstrøms i vassdraget.



Figur 9: Plassering av ruse 1 nedstrøms Hallandsvatnet. Rusa kan skimtes på tvers i vassdraget.



Figur 10: Plassering av ruse 2 nedstrøms Hallandsvatn.



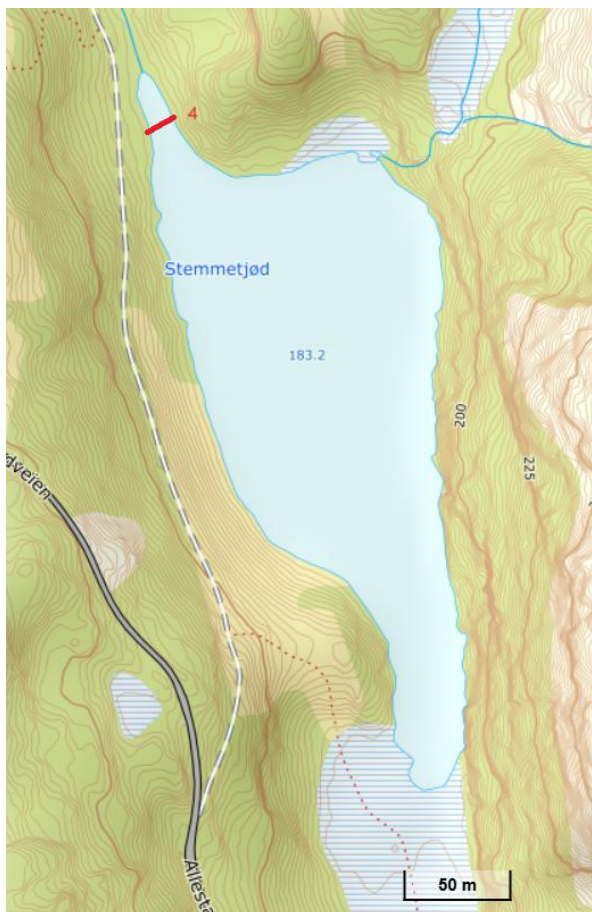
Figur 11: Plassering av ruse 3 nær utløpet av Hallandsvatn.

2.2.2 Stemmetjødn

I Stemmetjødn ble det plassert én stk dobbel ruse nær utløpet av tjernet på samme måte som i Hallandsvatnet (figur 12 og 13). Bekken mellom Stemmetjødn og Lundevatnet er kun et bratt bekkefar og ikke egnet til rusefiske.



Figur 12: Plassering av ruse nær utløp i Stemmetjødn.



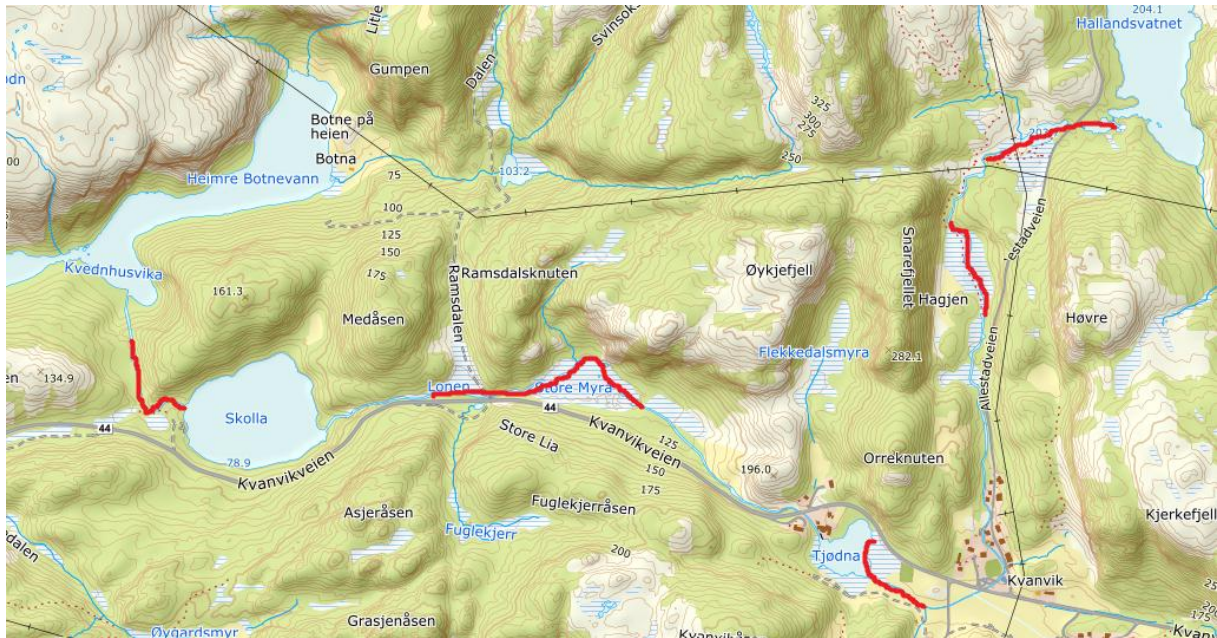
Figur 13: Kart som viser plassering av ruse i Stemmetjødn.

2.3 Stangfiske

Stangfiske ble brukt som fangstmetode for kartlegging av fiskebestanden i vassdraget nedstrøms Hallandsvatnet til Botnevatnet. Det ble fisket med teleskopstang og Sølvkroken «Special Classic 7g» (figur 14). Det ble benyttet vader for fiske i vassdraget fra Hallandsvatn og helt ned til Botnevatn. Yngelaktivitet, vandringshinder og leveområder for fisk ble samtidig kartlagt under fisket (figur 15). I bekkefaret mellom Stemmetjødn og Lundevatn er det ikke mulig å fiske med stang.



Figur 4: Sølvkroken "Special Classic".



Figur 15: Røde linjer viser områdene det ble fisket med stang langs vassdraget. Det er kun i disse områdene det er dybde tilstrekkelig for å drive stangfiske i bekkefaret mellom Botnevatn og Hallandsvatnet.

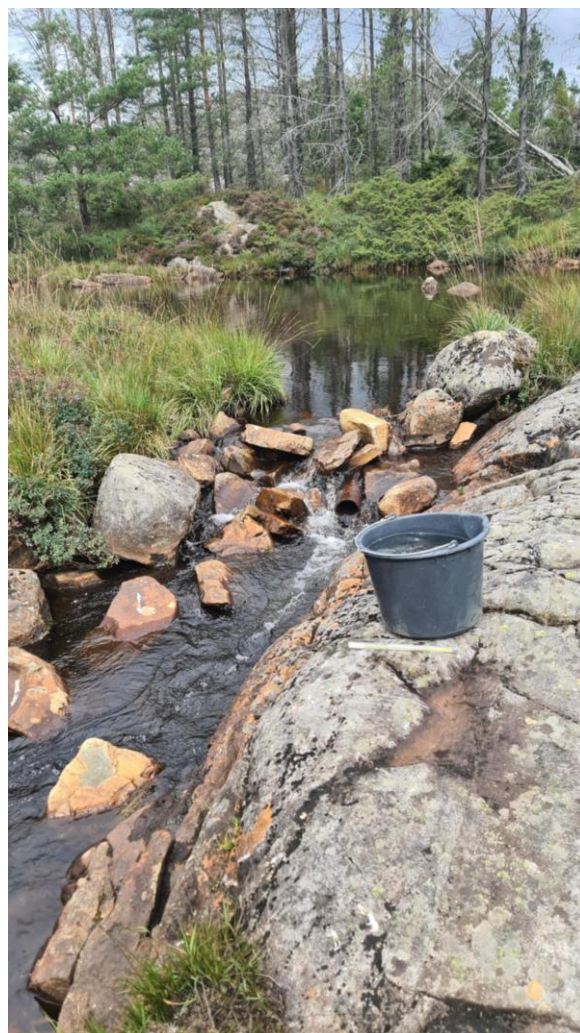
2.4 Vannkvalitetsmålinger i Hallandsvatn og Stemmetjødn

20.08.2025 ble det tatt vannprøver i utløpet av Stemmetjødn (figur 16) og Hallandsvatn (figur 17). Det ble samlet vann med et litermål ved 30 sekunders intervaller i løpet av 8 minutter. Bøtta som ble brukt til fylling ble desinfisert med perfectoxid og skylt med springvann etterfulgt av prøvetakingsvann før bruk. Visp ble brukt til omrøring i bøtta, deretter ble flaskene fylt og tømt to ganger med prøvevann før oppfylling og forsegling. Prøvene ble sendt med ekspress over natt til «Eurofins Environment testing» på Moss. Analysepakken heter folkehelsepakken og inkluderer følgende analyser:

- | | |
|---|-------------------------------|
| - Fargetall | - Hardhet |
| - Konduktivitet/ledningsevne | - Natrium |
| - pH målt ved 23 grader | - Magnesium |
| - Turbiditet | - Kalsium |
| - Nitrat ($\text{NO}_3^- - \text{N}$) | - Kimtall ved 22 grader |
| - Fluorid (F) | - <u>E-coli</u> |
| - Jern (Fe) | - Total organisk karbon (TOC) |
| - Mangan (<u>Mn</u>) | |



Figur 16: Område for vannprøvetaking i Stemmetjødn.



Figur 17: Område for vannprøvetaking i Hallandsvatn.

2.5 Fysisk befaring og vandringshindre

Vassdraget ble fulgt helt eller delvis fra utløp Hallandsvatn til utløpet i sjøen ved Berrefjord. Vandringshinder og krevende partier langs vassdraget ble samtidig kartlagt og fotografert. Hovedfokuset i kartleggingen var mellom Hallandsvatn og Botnevatn i forbindelse med fiskeaktiviteten og befaringen i området, samtidig ble det lagt høyt fokus ved utløpet av Botnevassbekken i Berrefjord. Bekkefareet mellom Stemmetjødn og Lundevatn ble også fulgt ned til Lundevatn.

3.0 Resultater

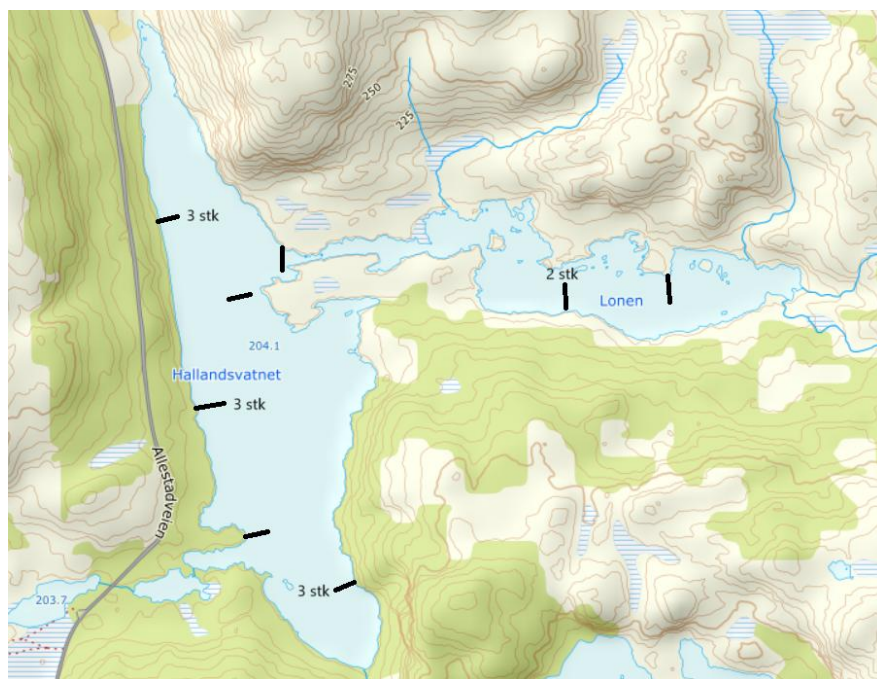
3.1 Garnfiske

3.1.1 Hallandsvatn

I Hallandsvatn ble det fisket totalt 11 fisk i de totalt 8 garnene som ble satt. 3 fisk ble fanget i ett av de to garnene som ble satt ut 14.06.2025, og 8 fisk ble fanget i tre av de seks garnene som ble satt ut 25.06.2025. Gjennomsnittsvekten på all garnfanget fisk var 686 ± 392 g, mens gjennomsnittlig lengde og K-faktor var henholdsvis $35,5 \pm 6,7$ cm og $1,43 \pm 0,14$ (tabell 4). Figur 18 viser i hvilke garn fiskene ble fisket.

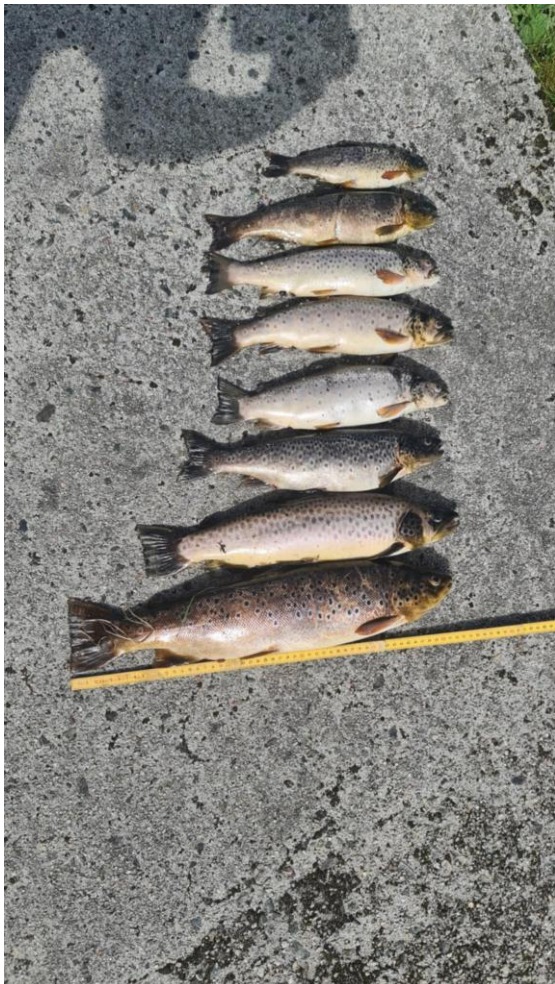
Tabell 4: Vekt og lengde på garnfanget fisk i Hallandsvatnet.

Fisk nr	Vekt (g)	Lengde (cm)	K-faktor	Art
1	555	34	1,41	Ørret
2	577	34	1,47	Ørret
3	638	36	1,37	Ørret
4	202	23	1,66	Ørret
5	463	33	1,29	Ørret
6	451	32	1,38	Ørret
7	556	34	1,41	Ørret
8	622	33	1,73	Ørret
9	678	36	1,45	Ørret
10	1042	44	1,22	Ørret
11	1767	51	1,33	Ørret
Gjennomsnitt	686	35,5	1,43	
Standardavvik	392	6,7	0,14	



Figur 18: Oversikt over fangsten i garnene som ble satt i Hallandsvatn.

Figur 19 viser alle fiskene som ble fanget i garn 25.06.2025 mens figur 20 viser rødfargen inni to av eksemplarene. Samtlige fisk som ble fisket i Hallandsvatn var like røde som disse to eksemplarene.



Figur 19: 8 garnfanget fisk fra garnfisket 25.06.2025



Figur 20: To av fiskene delt i fileter.

3.1.2 Stemmetjødn

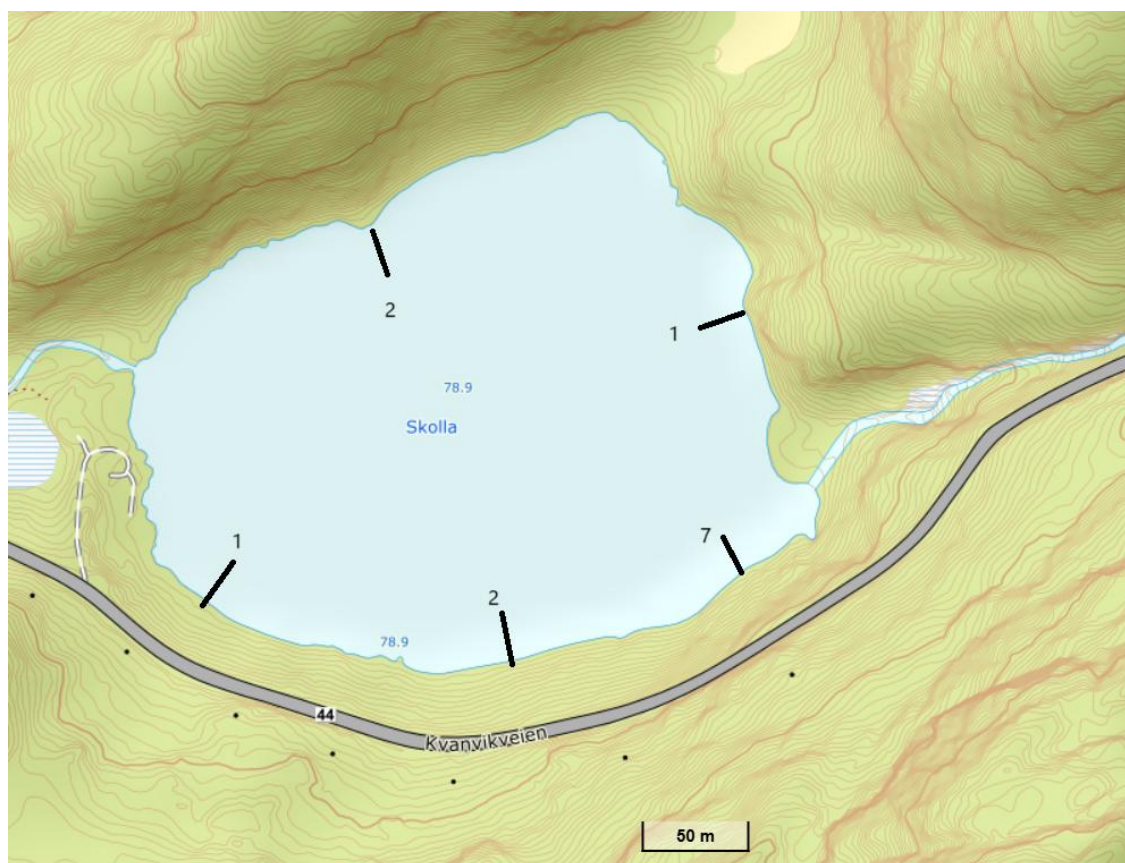
Det ble ikke fanget noe fisk i Stemmetjødn verken 14.06.2025 ved fising med to garn eller 30.06.2025 ved fising med 5 garn.

3.1.3 Skolla

I Skolla ble det fisket totalt 13 fisk i de 5 garnene som ble satt 27.08.2025. Gjennomsnittsvekten på fiskene var 166 ± 66 g, mens gjennomsnittlig lengde og K-faktor var henholdsvis $23,3 \pm 4,0$ cm og $1,24 \pm 0,12$ (tabell 5). Av de 13 fiskene var 4 stk bekkerøye som tilsvarer 31% av fangsten. Videre viser figur 21 fordelingen av fangsten i de ulike garnene som ble satt.

Tabell 5: Vekt og lengde på garnfanget fisk i Skolla.

Fisk nr	Vekt (g)	Lengde (cm)	K-faktor	Art
1	172	23	1,41	Ørret
2	201	25	1,29	Ørret
3	204	25	1,31	Ørret
4	157	23,5	1,21	Ørret
5	240	27	1,22	Ørret
6	132	22	1,24	Bekkerøye
7	81	19,5	1,09	Ørret
8	271	30	1,00	Ørret
9	35	13,5	1,42	Bekkerøye
10	129	22,5	1,13	Bekkerøye
11	184	25	1,18	Bekkerøye
12	106	20	1,33	Ørret
13	249	27	1,27	Ørret
Gjennomsnitt	166	23,3	1,24	
Standardavvik	66	4,0	0,12	



Figur 21: Oversikt over fangsten i garnene som ble satt i Skolla.

3.2 Rusefiske

I begge rusene nedstrøm Hallandsvatn ble det fanget ørret. Den øverste rusen fanget 2 ørret > 450 g mens rusen lengre nedstrøms fanget 3 ørret < 100g i tillegg til én ål. Rusen på tvers av utløpet til Hallandsvatn fanget 5 ål og ingen ørret. På grunn av høy bifangst av ål, ble denne rusen flyttet mot nordenden av Hallandsvatn hvor den fanget 2 ål og ingen ørret (tabell 6). Rusen på tvers av utløpet i Stemmetjødn fanget ingenting i fiskeperioden. All bifangst av ål ble straks sluppet ut av rusene ved inspeksjon og det ble ikke målt vekt og lengde på disse. All fanget ål hadde en estimert lengde > 30-35 cm. Figur 22, 23, 24 og 25 viser et utvalg ålene som ble fanget nær utløp av Hallandsvatn.

Tabell 6: Resultat av rusefangsten.

Ruse nr.	Plassering	Ørret	Ål
1	Nedstrøm Hallandsvatn	3 (< 100g)	1
2	Nedstrøm Hallandsvatn	2 (> 450g)	0
3	Utløp Hallandsvatn	0	5
3	Nordenden av Hallandsvatn	0	2
4	Utløp Stemmetjørn	0	0



Figur 22 og 23: 2 stk ål fisket i ene siden av den doble rusen og en annen ål fisket i motsatt side.



Figur 24 og 25: Skånsom håndtering og utslipp av all rusefisket ål var hovedfokus ved sjekk av rusene.

3.3 Stangfiske

3.3.1 Stangfiske i vassdrag mellom utløp Hallandsvatn og Kvanvik

I vassdraget mellom Kvanvik og Hallandsvatnet ble det fisket 5 ørret med sluk. Samtlige ørret ble fisket nedstrøm vandringshinder 1 (nærmere beskrivelser i kapittel 3.5). Gjennomsnittlig størrelse på fiskene var 99 ± 18 g, gjennomsnittlig lengde var $21,2 \pm 1,9$ cm og gjennomsnittlig K-faktor var $1,04 \pm 0,12$ (tabell 7). I tillegg var det flere mindre fisk etter sluken, men som ikke var store nok til å bite over. Figur 27 viser en nylig fisket fisk i vassdraget mens figur 26 viser alle fisk ferdig sløyd. Alle fiskene var helt hvite i kjøttet.

Tabell 7: Vekt, lengde og kondisjonsfaktor på ørret fisket på stang i vassdraget mellom Hallandsvatnet og Kvanvik.

Fisk nr	Vekt (g)	Lengde (cm)	K-faktor	Art
1	73	18	1,25	Ørret
2	117	22,5	1,03	Ørret
3	88	21	0,95	Ørret
4	95	21	1,03	Ørret
5	120	23,5	0,92	Ørret
Gjennomsnitt	99	21,2	1,04	
Standardavvik	18	1,9	0,12	



Figur 26: Bilde av alle fiskene ferdig sløyd.



Figur 27: Levende fisk fanget på sluk.

3.3.2 Stangfiske i tjernet på Kvanvik

I tjernet på Kvanvik ble det fisket totalt 18 ørret henholdsvis 28.07.2025, 07.08.2025 og 10.08.2025. Det ble ikke målt vekt og lengde på de 8 ørretene som ble fisket første dag. Det ble målt vekt og lengde på de resterende 10 fiskene som ble fisket i tjernet og et utvalg av disse vises i figur 28 og 29. Gjennomsnittlig vekt på de 10 fiskene var 101 ± 21 g mens gjennomsnittlig lengde og K-faktor var henholdsvis $21,0 \pm 1,7$ cm og $1,09 \pm 0,07$ (tabell 8). Alle fiskene var hvite i kjøttet. Størrelsen på de 8 første ørretene, hadde tilsvarende vekt og lengde som tabellen viser. Det var i tillegg en rekke mindre fisk etter sluken, men som var for små til å bite over kroken.

Tabell 8 Vekt lengde og kondisjonsfaktor på ørret fisket på stang i tjernet på Kvanvik.

Fisk nr	Vekt (g)	Lengde (cm)	K-faktor	Art
1	117	23	0,96	Ørret
2	94	20	1,18	Ørret
3	113	22,5	0,99	Ørret
4	142	24	1,03	Ørret
5	108	21,5	1,09	Ørret
6	87	20	1,09	Ørret
7	68	18,5	1,07	Ørret
8	85	19,5	1,15	Ørret
9	80	19	1,17	Ørret
10	118	21,5	1,19	Ørret
Gjennomsnitt	101	21,0	1,09	
Standardavvik	21	1,7	0,07	



Figur 2810: Et utvalg fisk som ble fisket med stang i tjernet på Kvanvik. Lyse sider på sidene skyldes lengre kontakttid mellom avlivet fisk i fiskeperioden.



Figur 29: Levende fisk fra tjernet på Kvanvik. Fargen på denne er mer naturlig sammenlignet med fiskene i bildet ved siden.

3.3.3 Stangfiske mellom tjerna på Kvanvik og Skolla

I vassdraget mellom tjernet på Kvanvik og Skolla ble det fisket 15 fisk totalt på datoene 28.07.2025, 07.08.2025 og 10.08.2025. Første fangstdag ble det fisket 5 fisk hvor vekt og lengde ikke ble registrert. De resterende 10 fiskene ble veid og målt og presenteres i tabell 9. Gjennomsnittsvekten var 105 ± 49 g, gjennomsnittlig lengde var $21,0 \pm 3,2$ cm mens gjennomsnittlig K-faktor var $1,06 \pm 0,09$. Av de 10 fiskene i tabellen, var 4 stk kanadisk bekkerøye, mens 4 av de 5 fiskene som ikke inkluderes i tabellen var av samme art. Dette tilsvarer en fordeling på 53% kanadisk bekkerøye og 47% ørret i denne delen av vassdraget. Det var også en rekke mindre fisk etter sluken, men som ikke var store nok til å bite over kroken.

Tabell 9: Vekt, lengde og kondisjonsfaktor på fisk i vassdraget mellom tjernet på Kvanvik og Skolla.

Fisk nr	Vekt (g)	Lengde (cm)	K-faktor	Art
1	156	25	1,00	Bekkerøye
2	92	20	1,15	Ørret
3	89	19,5	1,20	Ørret
4	219	27,5	1,05	Ørret
5	69	18	1,18	Bekkerøye
6	85	20	1,06	Bekkerøye
7	129	23	1,06	Bekkerøye
8	84	20	1,05	Ørret
9	93	21	1,00	Ørret
10	36	16	0,88	Ørret
Gjennomsnitt	105	21,0	1,06	
Standardavvik	49	3,2	0,09	

Alle ørretene var helt hvite inni, mens bekkerøyene var røde inni. Figur 30 viser et utvalg av fiskene, mens figur 31 viser forskjellen på rødfargen mellom en bekkerøye og en ørret i denne delen av vassdraget.



Figur 30: Utvalg fisk som ble fanget i vassdraget mellom tjernet på Kvanvik og Skolla.



Figur 31: Fargeforskjell mellom bekkerøye og ørret.

3.3.4 Stangfiske mellom Skolla og Botnevatnet

I vassdraget mellom Skolla og Botnevatnet var det færre fisk sammenlignet med øvrige deler av vassdraget beskrevet. De få som var etter sluken fremsto som små < 60g. Figur 32 viser den eneste som ble fisket 10.08.2025 like over vandringshinder 3.



Figur 32: Eneste ørreten fisket på stang i vassdraget mellom Skolla og Botnevatnet.

3.4 Vannkvalitetsmålinger i Hallandsvatn og Stemmetjødn

Vannprøvene fra Hallandsvatnet og Stemmetjødn presenteres i tabell 10. Resultatene viser at kimtallet i Stemmetjødn var dobbelt så høyt (520 cfu/ml) sammenlignet med Hallandsvatnet (260 cfu/ml). Det ble ikke påvist E. coli i noen av vannene, derimot ble koliforme bakterier påvist i begge vannene (> 200 MNP/100 ml).

I Hallandsvatnet var fargetallet 25 mg Pt/l mens innholdet av organisk karbon var 4,0 mg/l. De samme målingene i Stemmetjødn var tilsvarende like (23 mg Pt/l og 4,2 mg/l). I Stemmetjødn var konduktiviteten (4,57 mS/m) og hardheten (0,27 °dH) tilsvarende den samme som i Hallandsvatnet (4,12 mS/m og 0,23 °dH).

Konsentrasjonen av uorganiske mineraler og sporstoffer var forholdsvis lik i de to vannene, bortsett fra Jern (Fe), hvor innholdet var høyere i Hallandsvatn (0,19 mg/l) enn i Stemmetjødn (0,11 mg/l). Fluorid (F) og Nitrat (NO₃-N) var også høyere i Hallandsvatnet (0,073 mg/l og 0,034 mg/l) enn i Stemmetjødn (<0,050 mg/l og 0,0054 mg/l).

Tabell 10: Resultater fra vannkvalitetsmålingene som ble sendt til analyse hos Eurofins.

Kimtall 22°C, innstøpning PGA, 68t (vann) <1 >3 000 /ml ISO	Kimtall 22°C, 68t	Hallandsvatnet	Stemmetjødn	cfu/ml
		260	520	
Koliforme-E. coli (vann) <1 >201 /MPN/100 ml (0) ISO 9308-2	E. coli	<1	<1	MPN/100 ml
	Koliforme	>200	>200	MPN/100 ml
	pH målt ved 23 +/-	5,1	5,1	
	Turbiditet	0,57	0,57	FNU
	Fargetall	25	23	mg Pt/l
	Konduktivitet ved 25°C (målt ved 23 +/-	4,12	4,57	mS/m
	Fluorid (F)	0,073	<0,050	mg/l
	Nitrat (NO ₃ -N)	0,034	0,0054	mg/l
	Total organisk karbon (TOC/NPOC)	4,0	4,2	mg/l
	Hardhet	0,23	0,27	°dH
	Jern (Fe) direkte	0,19	0,11	mg/l
	Kalsium (Ca) direkte	0,49	0,63	mg/l
	Magnesium (Mg) direkte	0,72	0,81	mg/l
	Mangan (Mn) direkte	0,0045	0,0052	mg/l
	Natrium (Na) direkte	5,3	5,7	mg/l

3.5 Fysisk befaring og vandringshindre

3.5.1 Bekk mellom Stemmetjødn og Lundevatn

Bekkeutløpet fra Stemmetjødn og ned til Lundevatn er 820 meter langt og et fall på 139 meter til LRV Lundevatn (kote 44,0). Bekkeløpet er bratt og består hovedsakelig av stein, kvist og tilgrodd natur (figur 33 og 34).



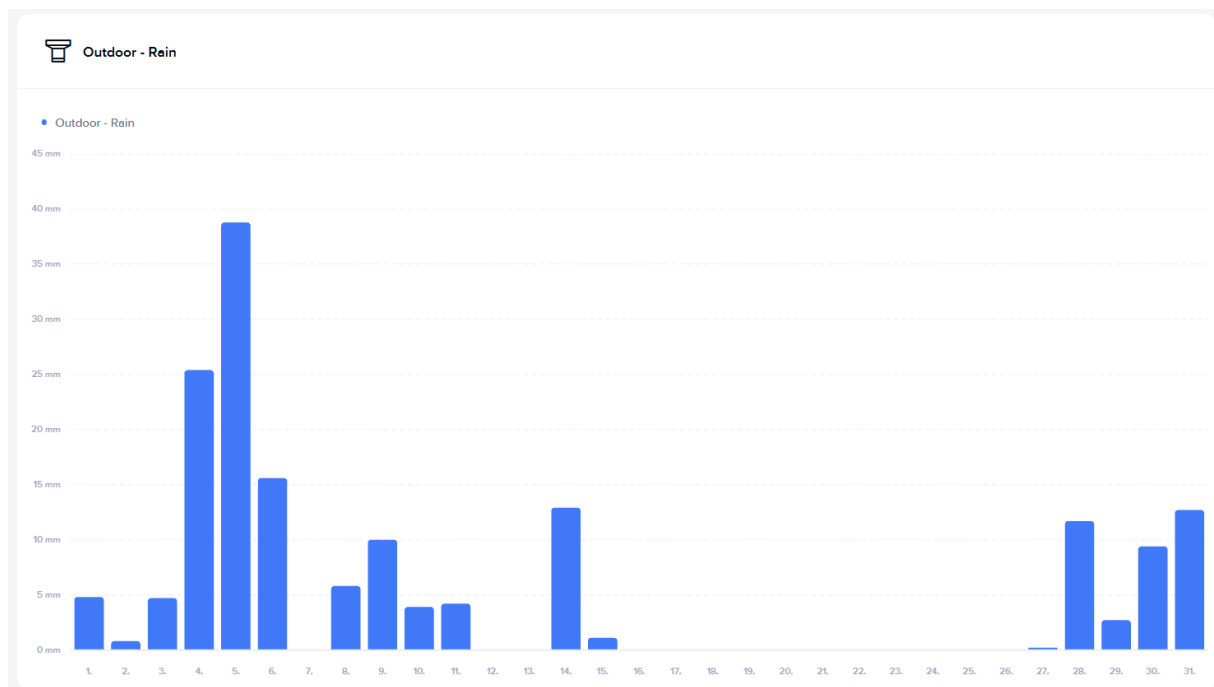
Figur 33 og 34: Bekken fra utløp Stemmetjødn og ned til Lundevatn (Dato: 27.08.2025)

3.5.2 Botnevassbekken fra Hallandsvatn til utløp ved Berrefjord

Vannføringen i vassdraget under befaring kategoriseres i tid etter stormen «Floris» traff Norge den 5. august. I perioden etter stormen var det begrensede nedbørsmengder som gir en forholdsvis gradvis nedgang i avrenning/vannføring (figur 35). Unntaket er enkelte bilder som ble tatt senere (31.08.2025) når vannføringen økte igjen.

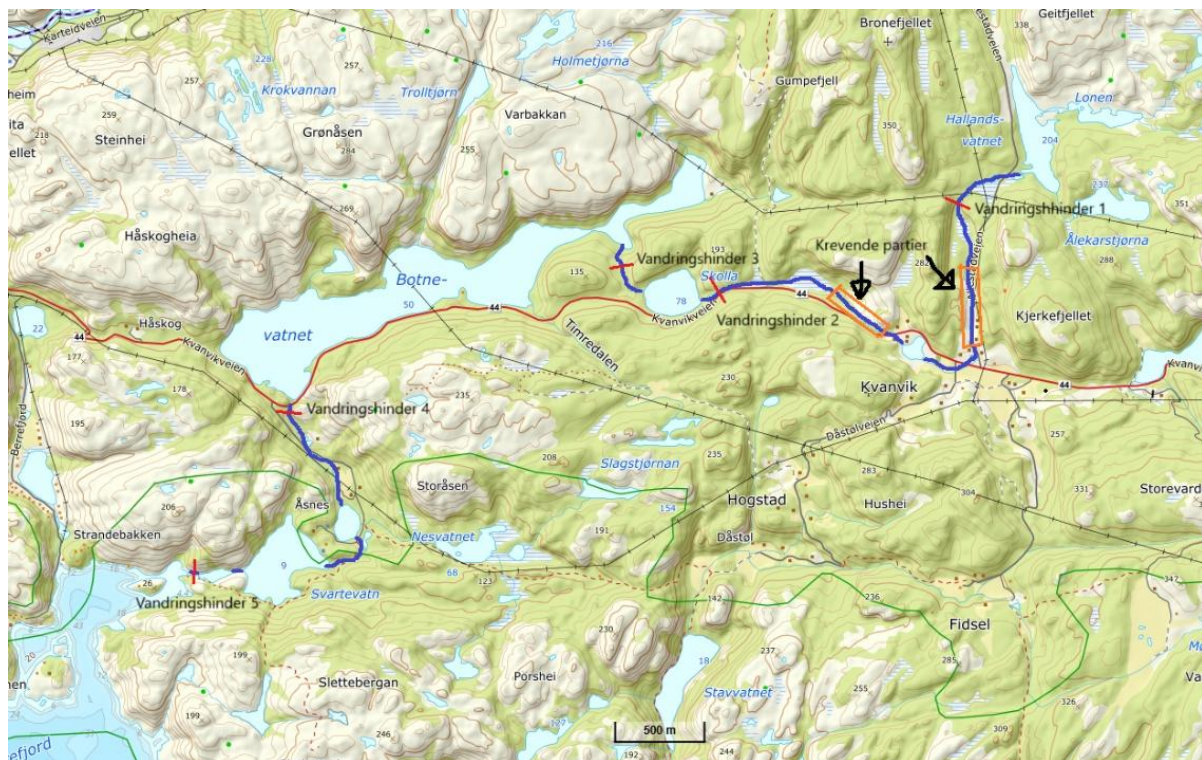
Vannføringen kategoriseres videre som:

- Høy: 5 – 10. august
- Middels: 11 – 23. august
- Lav: 24 – 28. august



Figur 35: Nedbørsdata fra «Netatmo» værstasjon på Gumpesfjell for august måned.

Langs botnevassbekken, fra Hallandsvatnet til utløp i Berrefjord er det 5 vandringshindre (figur 36). Mellom Hallandsvatn og Botnevatnet er det i tillegg to særlig bratte partier hvor fisk har vanskelig for å forsere, men som ikke blir betegnet som vandringshindre i denne studien.



Figur 36: Kart over Botnevassdraget med markerte vandringshindre.

Like etter utløp i Hallandsvatn flater terrenget ut i et myrområde ~ 0,5 meter under dagens nivå i Hallandsvatn. Myrområdet er særlig krevende å ferdes i, og består av høye tuer og langt gress (figur 37). I enden av dette myrområdet er en beverdemning som bidrar til at vannivået heves noe (figur 38).



Figur 37: Myrområde like nedstrøms Hallandsvatn sett mot vest (dato: 31.08.2025).



Figur 11: Beverdemning i enden av myrområdet før vannet faller videre nedover mot Kvanvik (dato: 07.08.2025)

350 meter nedstrøms utløpet fra Hallandsvatn er et fossefall på ~ 7 meter. Figur 39 og 40 viser fossefallet ved «høy vannføring» fra to ulike avstander. Nedstrøm fossefallet flater landskapet ut og vassdraget roer seg. Ved vandring nedover vassdraget var det en rekke dype partier (> 1,4m) hvor det var for dypt til å bruke vader. Ved enden av myra har beveren laget demning som hever vannstanden og endrer elveløpet like til siden for demningen. Myra er særlig krevende å vandre over, grunnet høye tuer, langt gress og overvann forårsaket av beverdemningen (figur 41 og 42).



Figur 39 og 40 viser fossefallet fra to ulike avstander (dato: 07.08.2025).

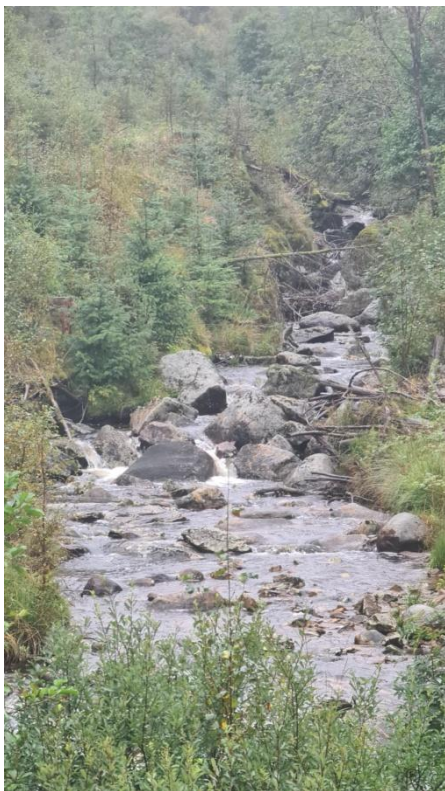


Figur 41: Beverdemning ved enden av myra (dato: 07.08.2025).



Figur 4212: Oppe til høyre utenfor bildet er vandringshinder 1 og beverdemningen er utenfor bildet mot venstre (dato: 07.08.2025).

Nedstrøm beverdemningen og mot Kvanvik endrer vassdraget karakter fra rolig vannføring i slett landskap til steinete bekkefar og kulper i et strekk på ~ 300m (figur 43 og 44). Det observeres småfisk (< 10 g) i kulper under befaring da vannføringen var «lav». Høydeforskjellen fra myra og til jordene på Kvanvik er ~ 35m.



Figur 43 og 44: Bekken ved husene på Kvanvik.

Ved jordene på Kvanvik flater landskapet ut og vannmasser fra Hallandsvatnet møter tilsiget fra øvrige områder på Kvanvik, i form av dreneringsgrøfter og mindre bekker, før vannet renner ut i tjernet på Kvanvik. Tjernet er omringet av myr bestående av høye tuer, langt gress, store og små hull samt flytene torv, som gjør ferdsel både krevende og til dels farlig (figur 45).



Figur 4513: Luftfoto over tjernet på Kvanvik som viser myrlandskapet rundt.

Nedstrøms tjernet på Kvanvik er et nytt steinete parti på ~ 250 m og ~ 37 m fall (figur 46) før terrenget flater ut og strømmingene roer seg over lange myra, som strekker seg bort mot innkjørselen til Gumpefjell (figur 47 og 48).



Figur 46: Vassdraget nedstrøms tjernet på Kvanvik (dato: 10.08.2025).



Figur 47: Starten av store myra sett mot vest (dato: 10.08.2025).



Figur 48: Enden av store myra sett mot øst (dato: 10.08.2025).

Store myra er særlig krevende og farlig å vandre på, grunnet langt siv og gress, høye tuer, store og små hull og flytende torv. Det er særlig mye flytende torv på store myra som gjør at det faktiske vannvolumet tilgjengelig for akvatiske organismer er større enn det visuelle inntrykket tilsier.

200 meter nedstrøms innkjørselen til Gumpefjell er et nytt krevende og bratt terreng bestående av en rekke fossefall som utgjør en høydeforskjell på ~ 34 meter ned til Skolla. Figur 49 og 50 viser deler av det okkuperte terrenget som videre omtales som vandringshinder 2.



Figur 49 og 50: Deler av vandringshinderet mellom innkjørsla til Gumpefjell og Skolla (dato: 13.08.2025).

Mellom Skolla og Botnevatnet er et bekkefar på 350 meter som består av store og mindre kulper, og et fossefall som til sammen utgjør ~ 28 m høydeforskjell mellom vannene. Fossefallet er et komplekst vandringshinder bestående av en demning med utløp i bunn (figur 51), etterfulgt av et fossefall (figur 52), og deretter 100 meter med steinete bekkefar før utløp i Heimre Botnevatn.



Figur 51: Demning med utløp i bunn (dato: 10.08.2025).



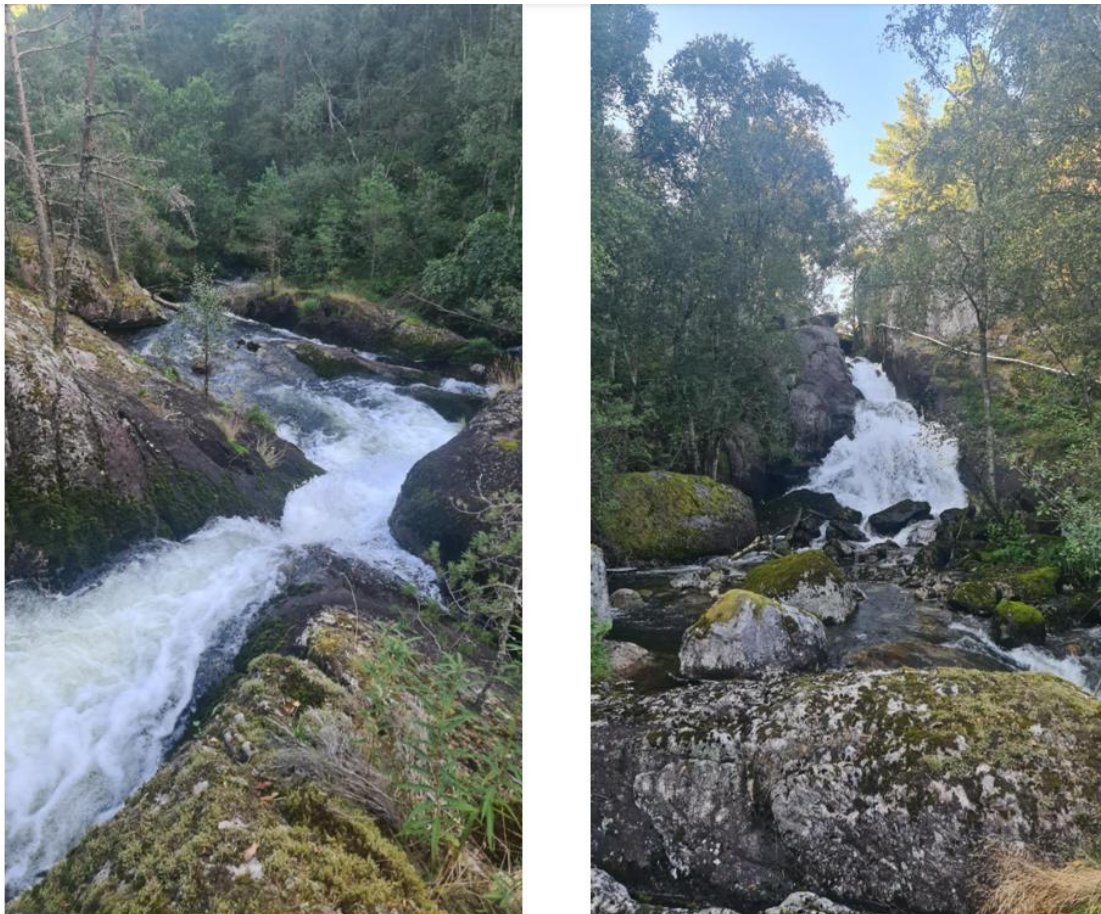
Figur 52: Fossefall nedstrøm demning (10.08.2025).

Heimre Botnevatn er del av Botnevatn, og avgrenses kun av en smal passasje stor nok for en liten båt. Botnevatnet ligger på kote 51 og er ~ 2,1 km langt, mens Heimre Botnevatn forlenger vatnet med ytterligere ~ 0,7 km (figur 53).



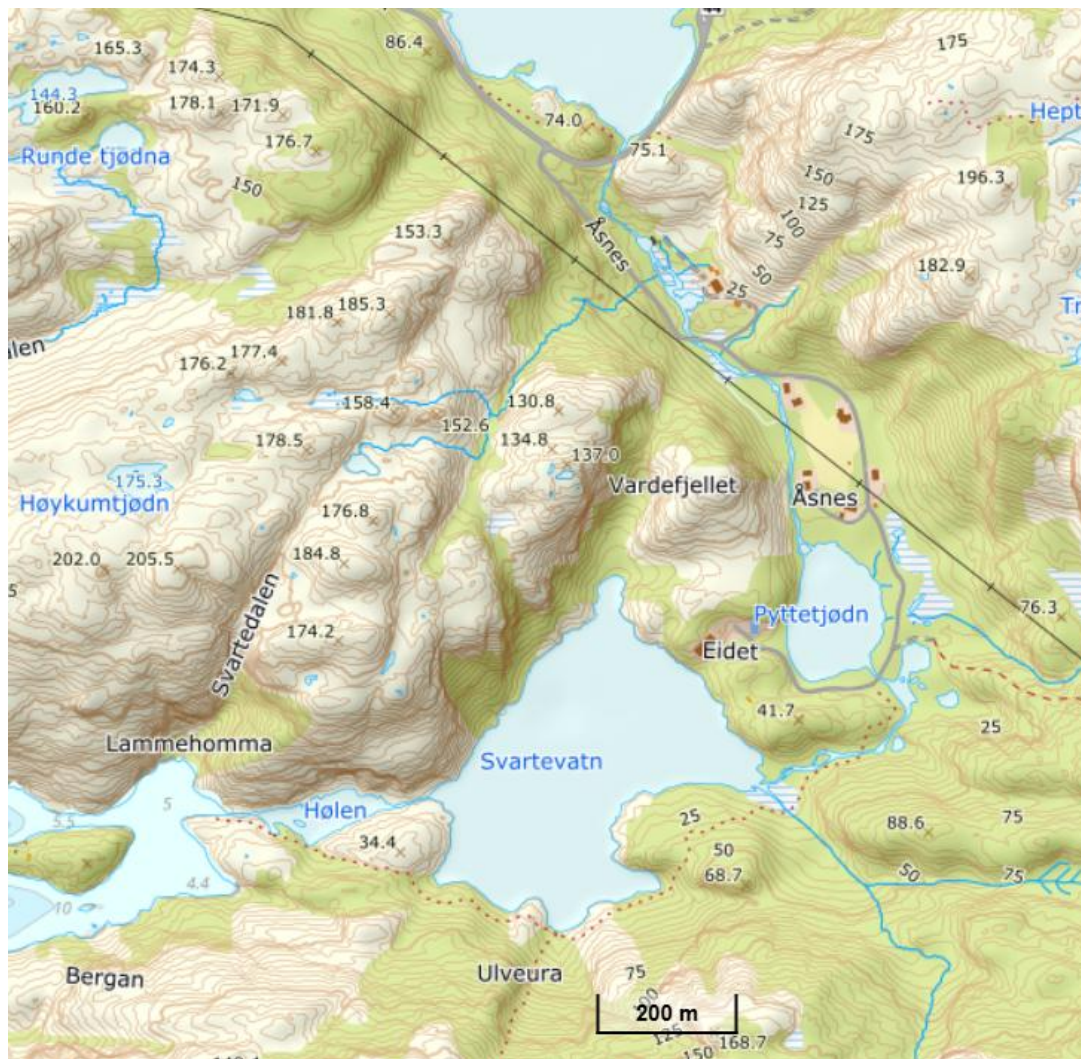
Figur 53: Oversiktskart over Botnevatnet.

Like nedenfor Fv 44 ved utløpet av Botnevatn, er et fossefall ned mot Åsnes grend. Vandringshinderet er på ~ 29 meter og består blant annet av to fossefall (bilde 54 og 55) og en rekke mindre fossefall lengre nedover før landskapet flater ut og vassdraget roer seg.



Figur 54 og 55: Viser fossefall ved utløpet fra Botnevatnet. Begge bildene er tatt fra samme ståsted - oppover og nedover vassdraget (dato: 13.08.2025).

Vassdraget renner videre forbi Åsnes grend og ut i Pyttetjød, før det renner videre til Svartevatn og videre til Hølen (figur 56). Høydeforskjellen mellom Pyttetjød og Hølen er ~ 5 meter mens lengden er 900 meter når vannveien følges.

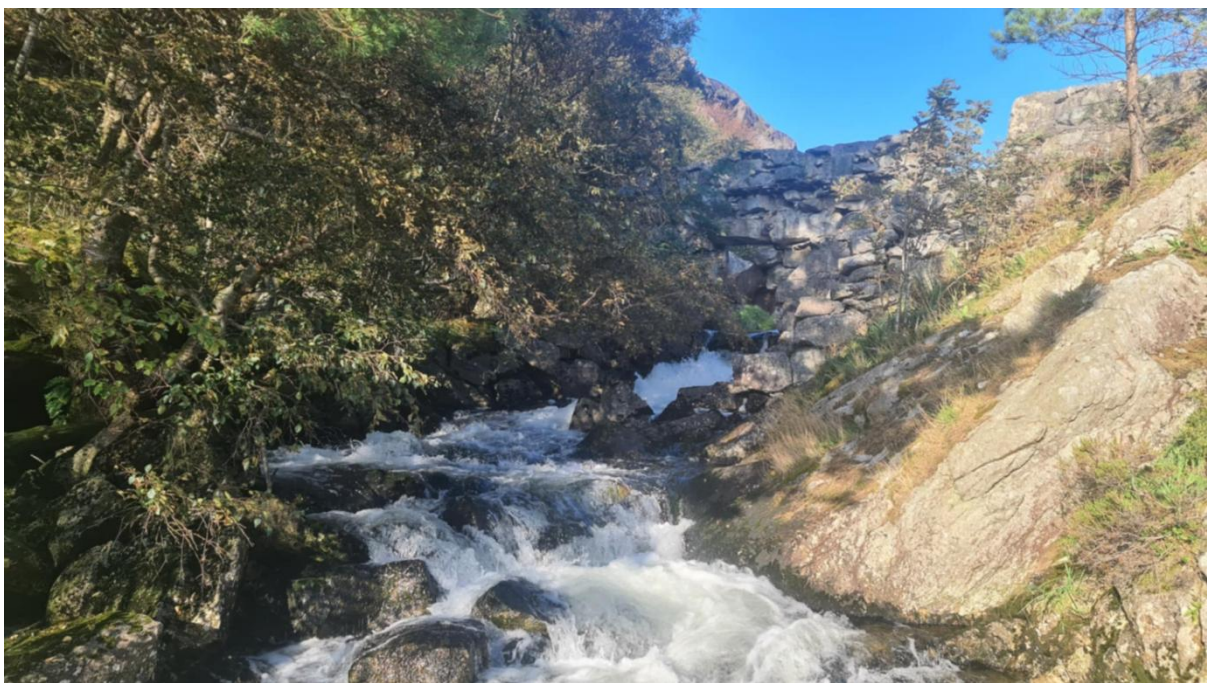


Figur 56: Oversiktskart over Botnevassbekken fra Botnevatnet til utløp i sjø ved Berrefjord.

Ved utløpet til Botnevassbekken i Berrefjord er et komplekst vandringshinder som strekker seg over 40 meter fra sjøkanten til vannet Hølen som ligger på kote 7,2. Ved utløpet i Hølen renner vannet gjennom et hull i en eldre steindemning (figur 57), og videre nedover et 20 meter langt og steinete bekkefar (figur 58 og 59). Videre renner vannet ned i en skjæring i fjellet som leder til en kulp (figur 60, 61 og 62). Ved utløpet mot sjø fordeler vannet seg mellom store og mindre steiner de siste 15 meterne før sjø (figur 63, 64, 65 og 66).



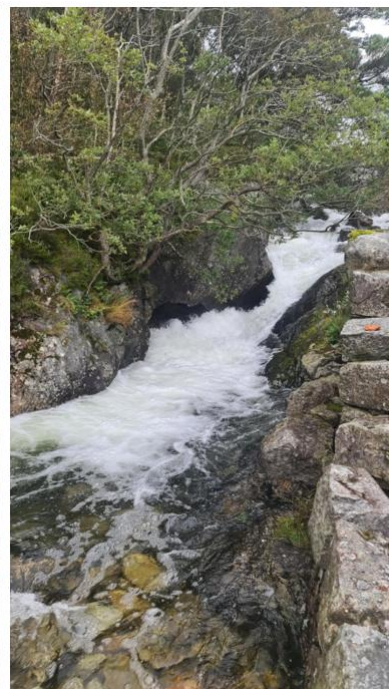
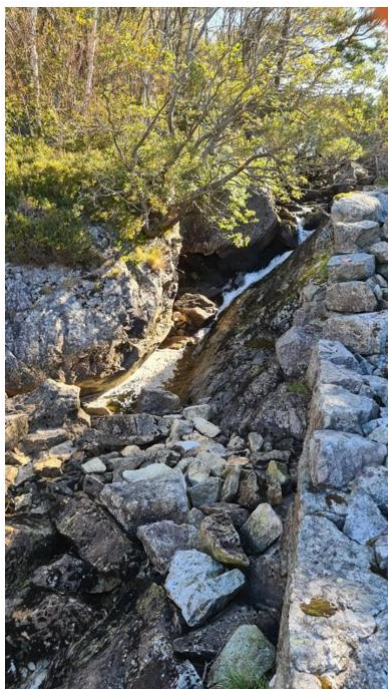
Figur 57: Demningen ved utløpet av Hølen ved høy vannføring (dato 07.08.2025).



Figur 5814: Bekkefareet like nedenfor demningen ved «middels» vannføring (dato: 13.08.2025).



Figur 5915: Bekkefareet nedenfor demningen ved «lav» vannføring (dato 24.08.2025).



Figur 6016, 61 og 62: Kulpen og skjæringen i fjellet ved henholdsvis "lav" (dato: 24.08.2025), "middels" (dato: 13.08.2025) og "høy" vannføring (dato: 07.08.2025).



Figur 63, 64 og 65: Utløp ved sjø ved henholdsvis «lav», «middels» og «høy» vannføring. Samme datering som figurene over.



Figur 66: Utløp i sjø sett fra annen vinkel ved «høy» vannføring (dato: 07.08.2025).

4.0 Diskusjon

4.1 Fiske i Stemmetjødn

Det ble ikke fanget noe fisk i Stemmetjødn ved bruk av 7 garn. Gitt at 8 garn satt i et betydelig større vann (Hallandsvatnet) resulterte i fangst av 11 fisk, er det usannsynlig at det svømmer fisk i Stemmetjødn, uten at dette ble avdekket ved garnfiske. Resultatene underbygges av «ruse 4» i utløpet av Stemmetjødn som ikke fanget fisk i fiskeperioden (> 6 uker). En rekke befaringer i utløp og innløp til tjernet avdekket heller ingen tegn til fisk, samtidig som det i fiskeperioden aldri ble observert fiskevak i tjernet. Svein Arild Grimsby uttaler også at forekomsten av salamander i Stemmetjødn tilsier at det ikke er fisk i tjernet.

Det er usikkert hvorfor de 150 fossbekkørretene som ble satt ut i 2021 er forsvunnet. Forfatteren opplevde imidlertid det samme ved utsetting av fisk i Trolltjødn i 2008. 3 år etter utsett ble det kun fanget 2 fisk med god kondisjon i de mange garna (>10 stk) som ble satt. De 2 fiskene var godt i hold og fremstod av «høy kvalitet». Året senere var fisket resultatløst, og etter en rekke garnsettinger ble vannet konstatert fisketomt. I løpet av den samme 4-årsperioden ble det kun observert én levende fisk som stod motstrøms i utløpet av vannet. Fiskene forsvant med andre ord fra vannet til tross for rikelig næringstilgang, noe som forsterket teorien om at fisken vandret nedover i vassdraget.

Ørreten vandrer både oppstrøms og nedstrøms i vassdrag på grunn av fysiologiske og ernæringsmessige behov. Naturlige vandringshindringer oppstrøms er på sin side en begrensning for vandring oppover i vassdrag, mens vandringshindringer nedstrøms er enklere å forsere. Etter forseelse av vandringshinder nedstrøms, blir ørreten forhindret fra å vandre oppover igjen, og tvinger dermed ørreten nedover i vassdraget (Helland et al., 2011). Biolog Svein Arild Grimsby hadde også hørt tilsvarende historier andre steder, der teorien har vært «suboptimal vannkvalitet» på utsettingstidspunktet, som gjør at fisken aktivt lever etter fluktveier. Ettersom utløpsosen er eneste utvei er teorien at fisken forlater vannet i tiden etter utsetting.

Det er usikkert hvorvidt «stressrespons» og/eller fysiologisk atferd er årsaken til at fisken er forsvunnet fra Stemmetjødn. Fenomenet er imidlertid ikke uvanlig ettersom forfatteren selv og Svein Arild Grimsby kan melde om tilsvarende erfaringer andre steder. Forfatterens bestefar (Leif Cato Kvanvik) er født og oppvokst på Kvanvik, og han var på 50-tallet med og fisket ørret i Stemmetjødn. Hvorfor fisken i Stemmetjødn forsvant usikkert, men sur nedbør kan være en sannsynlig forklaring (Hestehagen & Kleiven, 2013).

4.2 Hallandsvatn og Botnevassbekken

4.2.1 Hallandsvatn

I Hallandsvatn ble det fanget 11 fisk i de 8 garnene som ble satt. Gjennomsnittsverken var 686 ± 392 g hvorav 8 stk var mellom 451 g og 678 g. Resultatene fra garnfangsten viser at majoriteten av fisken i vannet ligger i størrelsesorden 450 til 700 g, som erfaringsmessig samsvarer med fiskestørrelsen som kan forventes av utsatt fisk (40–60 g) fra 2021. Erfaringen baseres på utsettingen av fisk av forfatteren selv i både Trolltjødn, Holmetjødn og Little Holmetjødn tilbake til 2008 og 2018.

De tre øvrige fiskene som ble fanget i garnet var på 202 g, mens de to største var 1042 g og 1767 g (figur 67). Fangsten viser at det var ørret i Hallandsvatnet før utsetting i 2021, men at andelen trolig er lavere sammenlignet med de 300 stk som ble satt ut. Maskevidden på garnene som ble brukt var ≥ 34 mm og skal dermed være mindre egnet for fangst av småfisk. Likevel viser garnfangsten i Skolla at de samme garna er effektive for fangst av mindre fisk. «Ruse 3» lå samtidig på to ulike lokasjoner i Hallandsvatn > 6 uker uten å fange fisk, mens «ruse 1» og «ruse 2» fanget fisk innenfor samme

periode. Resultatene viser med andre ord at der er særlig lite småfisk i Hallandsvatnet grunnet lav grad av reproduksjon.



Figur 67: Bilde av forfatteren med den største fangsten i Hallandsvatnet.

Gjennomsnittlig kondisjonsfaktor på ørreten i Hallandsvatnet var $1,43 \pm 0,14$ og kan sammenlignes med en fet oppdrettsfisk (Mørkøre et al., 2009). Dette kan knyttes oppimot rødfargen i fillet som betegnes som «sjeldent rød» sammenlignet med all annen ørret som forfatteren har fisket i nærliggende områder. Den høye kondisjonsfaktoren og intense rødfargen indikerer at det er rikelig med tilgang på føde av høy kvalitet, deriblant krepsdyr som for eksempel marflo (Nilsson, 2020). Det er heller aldri observert fiskevak i Hallandsvatnet i de 17 årene forfatteren (med familie) har brukt heia til jakt og friluftsliv. Inntil det ble satt garn, ble det antatt at vannet var fisketomt før utsetting, og at utsatt fisk fra 2021 var borte/utdødd etter resultatløst stangfiske med sluk. Resultatene viser imidlertid at fiskens kosthold i stor grad baseres på bunnlevende dyr fremfor mygg og insekter, som kan være årsaken til at ørreten ikke vaker etter insekter (Sánchez-Hernández & Cobo, 2018). Resultatløst stangfiske kan trolig også knyttes den høye næringstilgangen i vannet.

4.2.2 Botnevassbekken

Beskrivelse av fiskebestanden i vassdraget nedstrøms Hallandsvatnet sees i sammenheng ned til og med utløp i Botnevatnet. Kartlegging av fiskebestand i Botnevatnet og vassdraget nedstrøms Botnevatnet er vurdert til «ikke nødvendig», på grunn av tiltakets begrensede påvirkning for stasjonær fisk i denne delen av vassdraget.

I vassdraget mellom utløp Hallandsvatn og Kvanvik fanget «ruse 1» 3 fisk (< 100 g) og «ruse 2» fanget 2 fisk (> 450 gram). Fangsten tyder på ulike fiskestørrelser i de to delene av vassdraget. Resultatene underbygges av stangfisket i det samme området som var resultatløs oppstrøms vandringshinder 1. Nedstrøms vandringshinderet ble det imidlertid fisket 5 fisk som var ≤ 120 gram.

Resultatene viser at fisk i Hallandsvatnet svømmer ned (og trolig opp) utløp Hallandsvatn. 350 meter lengre ned i vassdraget markerer derimot «vandringshinder 1» et kvalitetsskille. Fisk oppstrøms er rødfarget og godt kondisjonert ($1,43 \pm 0,14$) med en snittvekt på 686 ± 392 g. Fisk like nedstrøms vandringshinderet er hvit i kjøttet, har en lavere kondisjonsfaktor ($p < 0,01$) på $1,04 \pm 0,12$ og lavere snittvekt ($p < 0,01$) på 99 ± 18 g. Forskjellene indikerer forskjellig næringstilgang opp og nedstrøms

vandringshinderet (Nilsson, 2020), samtidig som begrensede vandringsmuligheter resulterer i lave fiskevekter.

I tjernet på Kvanvik ble det fisket 18 ørret på stang, hvorav snittvekt på 10 av disse var 101 ± 21 g, og dermed av samme størrelse og kondisjon som på lengre oppstrøms. Samtlige fisk var også hvit i kjøttet og kondisjonen var tilsvarende lik ($1,09 \pm 0,07$), som igjen forteller at næringstilgangen er den samme. Forfatterens bestefar (Leif Cato Kvanvik) forteller videre at de ofte fisket ørret i tjernet på Kvanvik da han var liten, og at fisken bestandig har vært liten her.

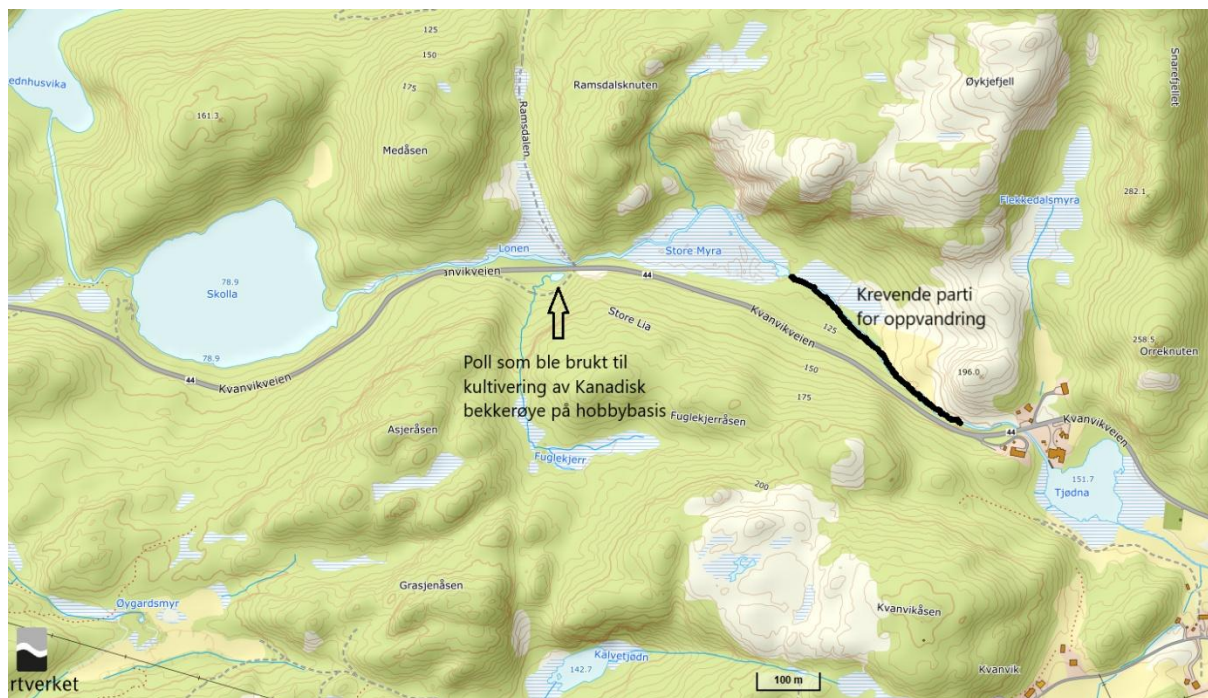
På store myra lengre nedstrøms var størrelse og kondisjon på fisken tilnærmet den samme som lengre oppstrøms i vassdraget (105 ± 49 g og k-faktor på $1,06 \pm 0,09$). Mens ørreten var helt hvit i kjøttet var bekkerøya rød. Ulike preferanser når det kommer til fødevalg og forskjeller i næringsopptak (karotenoider) kan trekkes frem som mulige årsaker. Videre består store myra av flytende torv, som gjør at det faktiske vannvolumet tilgjengelig for fisk er langt større enn bredden til vassdraget. Figur 68 viser en bekkerøye fisket med stang i en liten «dam» 20 meter fra elveleiet, som viser at det er ferdelsmuligheter for fisk i et nettverk under torva. Det samme gjelder de mange bekkene langs kanten av myra hvor fisk også oppholder seg.



Figur 68: Bekkerøye fisket i en tilsynelatende isolert «dam» mot fjellsiden langs kanten av myra.

Av de 15 fiskene som ble fisket på stang ved store myra, var 8 stk kanadisk bekkerøye. Leif Cato forteller at onkelen hans slapp ut bekkerøye i en dam like ved Fv 44 flere titalls år tilbake i tid, og føret disse på hobbybasis (figur 69). Et dreneringsrør under Fv 44 ble tildekket med netting for å hindre rømming. Én vinter ble nettingen ødelagt av isen og fisken rømte. Bekkerøya spredte seg siden i vassdraget og etablerte seg blant annet nedstrøms i Skolla og Botnevatnet.

Leif Cato forteller videre at han satte ut 250-500 stk fossbekkørret i både Skolla og Litle Botnevatn på 60-tallet fordi den naturlige bestanden var på sterk tilbakegang - trolig forårsaket av forurengning i vassdraget (Hestehagen & Kleiven, 2013). Ved garnfiske i Skolla var det lavere innblanding av bekkerøye (31%) sammenlignet med store myra. Gjennomsnittsvekten på garnfanget fisk var 166 ± 66 g mens gjennomsnittlig K-faktor var $1,24 \pm 0,12$ (tabell x) som er høyere ($p > 0,01$) enn i øvrige deler av vassdraget som er beskrevet.



Figur 69: Kartutsnitt som viser den omtalte pollen som ble bruk til føring av bekkerøye.

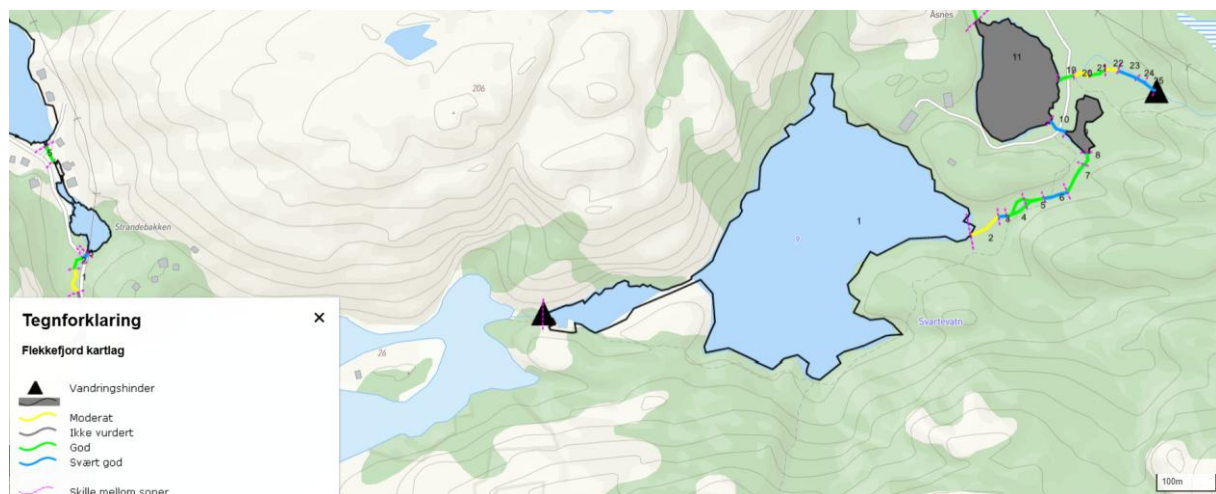
Fiskebestanden i Botnevatnet ble ikke kartlagt i studien fordi denne delen av vassdraget i liten grad berøres av det omsøkte tiltaket. Forfatteren har imidlertid satt en rekke garn og drevet fritidsfiske i Botnevatn fra 2013 til 2015. På den tiden ble det kun fisket bekkerøye, mens ved garnfiske (5 garn) ble det fanget > 30 fisk hvorav 2 stk var ørret (figur 70). Hvorvidt innblandingen av bekkerøye i Botnevatn er like høy i dag er usikkert, men det er ikke usannsynlig av arten er i tilbakegang også her. På Store myra ble det i 2014 nemlig fisket 100% bekkerøye i denne delen av vassdraget, mens fisket i denne studien viser > 50% innblanding. Årsaken til artens tilbakegang i Norge skyldes trolig bedring av vannkvalitet som styrker ørretens posisjon i vassdragene (Gjemlestad., 2016; Hestehagen & Kleiven, 2013).



Figur 7017: Bilde av garnfangst i Botnevatn tilbake til 2014. På bildet ser man én av de to ørretene som ble fanget, mens resterende fisk er bekkerøye.

Vandringshinder 5 er aktuelt å beskrive i detalj ettersom det befinner seg like ved utløp i sjø ved Berrefjord. Vandringshinderet er komplekst og består av en eldre demning, skjæringer i fjellet og store steiner ved utløpet til sjø. Selve demningen og skjæringen i seg er trolig overkommelige hindringer for anadrom fisk ved riktig vannføring. Det er hovedsakelig de store steinene mot havet som skaper størst utfordring for oppvandring. Bilder i kapittel 3.5.2 viser at selv ved «høy» vannføring forsvinner alt vannet mellom steinene ved utløp i sjø, som gjør at det ikke er tilgjengelige vannmasser for oppvandring.

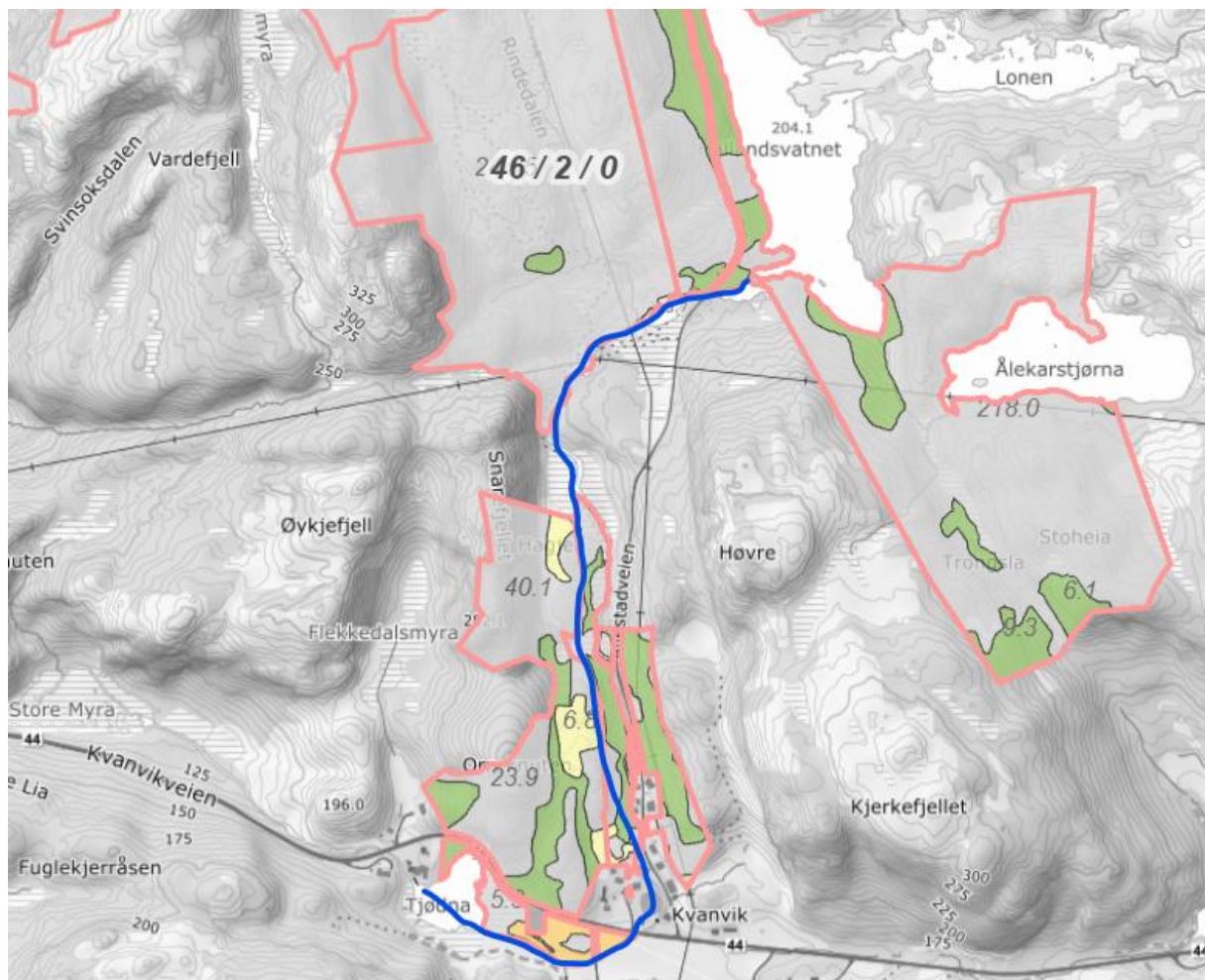
I karttjenesten «Kommunekart» er det omtalte området også markert som vandringshinder for anadrom fisk (figur 71). Tiltakshaver er også eier av øya «Foreholmen» like utenfor utløpet. 4 generasjoner i familien har bruk øya som feriebolig ved fritidsfiske, siden ervervelse i 1958. Samtidig er ferskvannet «Hølen» ofte brukt som badevann, og tilkomst dit innebærer krysning av utløpet når båten legges i strømningene fra bekken. I løpet av de 67 årene familien har holdt til i dette området, er det aldri observert eller vært omtalt at fisk vandrer opp bekken. Det er imidlertid fanget rikelig med laks og sjørøret rundt øya i både garn og not tilbake i tid da slik aktivitet var lovlig. Fangst ville også blitt praktisert i bekken, dersom oppgang av fisk var et kjent fenomen.



Figur 71: Utsnitt av kommune kart som viser avmerket vandringshindring.

4.2.3 Fritidsfiske og allmenninteresser

Formålet til Lakse- og innlandsfiskeloven er å sikre at viltlevende bestander av anadrome laksefisk og innlandsfisk forvaltes og utnyttes på en bærekraftig måte. Loven sier videre at grunneier har fiskerett i elver og innsjøer som grenser til eiendommen, og at rettighetene må utøves innenfor rammene av loven og forskrifter (Norge, 1992). Det er med andre ord grunneier selv som har enerett på fisket i Hallandsvatn og Botnevassbekken. Forfatteren kjenner heller ikke til at det praktiseres salg av fiskekort eller annet organisert fiske i vassdraget. Tiltakshaver er samtidig grunneier i store deler av Hallandsvatn, samt vassdraget ned til tjernet på Kvanvik (figur 72). Det er med andre ord tiltakshaver selv som har fiskeretten i betydelige deler av berørte områder, og store deler av fiskeaktiviteten står forfatterens for selv. Forfatteren kan videre konstatere at vassdraget (utenom Skolla) er lite attraktivt for fiske, grunnet små fiskestørrelser og særdeles vanskelig tilkomst langs vassdraget.



Figur 72: Eiendomsgrenser tilknyttet gårdsbruket til tiltakshaver.

4.3 Vannkvalitet i Stemmetjødn og Hallandsvatn

4.3.1 Bakteriell aktivitet

Målingene viser at kimtallet er dobbelt så høyt i Stemmetjødn (520 cfu/ml) som i Hallandsvatn (260 cfu/ml). I begge vassdragene er det påvist koliforme bakterier > 200 MNP/100ml mens E.coli ikke er påvist (< 1 MNP/100 ml).

Påvisning av koliforme bakterier skyldes trolig konsekvensene av landbruket i området. Gården Allestad driver husdyrhold med Norsk Kvit Sau (NKS) og ligger kun 200 meter unna Stemmetjødn. På den andre siden er deler av nedbørsfeltet til Hallandsvatnet utmarksbeite for storfe på sommertid. Paruch et al., (2016) viser at beitende drøvtyggere forurensner vannkilder fekal ved påvisning av både koliforme og E.koli bakterier. Videre er det påvist betydelig høyere innhold av Nitrat ($\text{NO}_3 - \text{N}$) i Hallandsvatn (0,034 mg/l) enn i Stemmetjødn (0,0054 mg/l). Årsaken til dette skyldes trolig høyere utslipp fra storfeproduksjon sammenlignet med utslippet fra småbruket som driver med NKS produksjon.

4.3.2 Partikler og farge

Turbiditeten er lik i begge vannene (0,57 FNU), samtidig er fargetall og TOC forholdsvis lik i Stemmetjødn (23 mg Pt/l og 4,2 mg/l) som i Hallandsvatn (25 mg Pt/l og 4,0 mg/l).

Målingene viser at det er mindre partikulært materiale i vannene, og at oppløste organiske forbindelser utgjør majoriteten av det organiske innholdet. Turbiditetsmålinger fra Åna-Sira-vassdraget viser også lave turbiditetsmålinger (< 1 FTU) mens fargetallet er målt til 6 mg Pt/l (årgjennomsnitt), og er dermed betydelig lavere sammenlignet med analysene fra Stemmetjødn og Hallandsvatn (Saksgård & Schartau 2007).

4.3.3 Alkalitet og pH

Vannkvalitetsmålinger i utløp av Stemmetjødn og Hallandsvatn viser betydelige likheter i vannkvalitet. pH i begge vannene er lav (5,1) mens hardheten og ledningsevnen er noe høyere i Stemmetjødn (0,27 °dH og 4,57 mS/m) enn i Hallandsvatn (0,23 °dH og 4,12 mS/m). Den påviste hardheten i vannene er imidlertid lav, ettersom målinger < 8 °dH betegnes som bløtt vann/lav alkalitet (Pedersen, 2024).

Resultatene samsvarer også med tilsvarende målinger fra Åna-Sira-vassdraget, der alkalitet betegnes som «svært lav» med pH på 5,08 som årgjennomsnitt (Saksgård & Schartau 2007). 7 km sør-øst for Hallandsvatn og Stemmetjødn ligger settefiskanlegget «Agder smolt». Også der beskrives alkaliteten som «lav» og fører videre til variasjoner i pH mellom 5,3 – 6,5 (Tveranger & Johnsen, 2022). Det vil være likheter i vannkvalitet ved settefiskanlegget som i Hallandsvatn fordi nedbørsfeltene grenser mot hverandre.

4.3.4 Uorganiske mineraler og sporstoffer

Mengden av henholdsvis kalsium, natrium, magnesium og mangan er marginalt høyere i Stemmetjødn (0,63 mg/l, 5,7 mg/l, 0,81 mg/l og 0,0052 mg/l) enn i Hallandsvatn (0,49 mg/l, 5,3 mg/l, 0,72 mg/l og 0,0045 mg/l). På den andre siden er innholdet av henholdsvis jern og fluorid noe høyere i Hallandsvatn (0,19 mg/l og 0,073 mg/l) enn i Stemmetjødn (0,11 mg/l og $< 0,050$ mg/l). Øvrige målinger inkluderes i Eurofins sin folkehelsepakke ettersom de er essensielle mineraler for fysiologien til menneskekroppen. Viktigheten av disse mineralene for fiskens fysiologi omtales derimot ikke i denne studien. Resultatene viser imidlertid at det er forholdsvis like mengder av de omtalte stoffene i begge vannprøvene, som gjør vannkvaliteten forholdsvis lik.

I folkehelsepakken inkluderes ikke aluminium, som er farlig for fisk ved lav pH. Det er imidlertid kjent at Åna-Sira-vassdraget har høyt innhold av aluminium, og kan være en stressfaktor for fisk (Saksgård & Schartau 2007). Det rapporteres også om høye nivåer av aluminium ved settefiskanlegget på Fjellse. Som tiltak blir alt vann tilsatt kalk før tilsetning hos fisken (Tveranger & Johnsen, 2022). Det er dermed rimelig å anta at det er tilsvarende høye nivåer av aluminium i både Hallandsvatn og Stemmetjødn.

4.3.5 Konsekvenser ved overføring av vann fra Hallandsvatn til Stemmetjødn

Vannkvalitetsmålingene viser at det er liten forskjell i vannkvalitet mellom Stemmetjødn og Hallandsvatn. I tillegg viser resultatene fra studien at det ikke er ørret eller ål i Stemmetjødn, som betyr at overføring av vann ikke vil påvirke akvatiske organismer i dette tjernet eller vassdraget nedstrøms.

Svein Arild Grimsby uttaler videre at bekkesone-miljøene er godt undersøkt i forbindelse med naturtypekartlegging, og det er lite som tilsier at det er spesielt viktig habitatmiljø for insekter og andre smådyr. Det er derfor ikke lagt særlig vekt på denne type undersøkelser i forbindelse med naturmangfoldutredningen. Basert på resultater fra andre publikasjoner som omhandler vannmiljøet, samt resultatene av fiskeforekomster i de to bekkesone-miljøene, uttaler han at det er lite som tilsier at det skal være noen vesentlige forskjeller i artssammensetning av bunndyr eller insekter med faste eller midlertidige opptredener i vannstrengsoner eller i bekkebunnmiljøet.

4.4 Ål og avbøtende tiltak

4.4.1 Bifangst og bestand

I utløpet til Hallandsvatn ble det fanget 5 ål de første 14 dagene av fisket. Som følge av høy bifangst av ål, ble rusen flyttet til nordenden av Hallandsvatn i forsøk på å kun fange fisk. Også her ble det fanget 2 ål i løpet av 4 ukers fiske. I vassdraget nedstrøms Hallandsvatn ble det fanget én ål i løpet av 3 uker med fiske.

Hensikten med rusefisket var hovedsakelig kartlegging av ørretbestanden, hvorav nevnte metode var utpekt som best egnet for fangst av små fisk. Det grunne vannet i utløpsosen i Hallandsvatn og Stemmetjødn var derfor naturlige plasseringer med enkelt tilkomst. Etter fisket ble avsluttet ble det lest i litteraturen at rusefiske i utløpsosen er en effektiv fangstmetode etter ål (Kristensen 1980 i Thorstad et al., 2011). Ved flytting av rusen til nordsiden av Hallandsvatn, avdekket fangsten at ålen svømmer i hele vannet – trolig på næringsvandring. Videre er det mye som tyder på at ålen vandrer videre oppover fra Hallandsvatn, ettersom ett av vannene oppstrøms heter Ålekarstjøna. Ettersom det ikke ble fanget ål i rusen ved utløp av Stemmetjødn i samme fiskeperiode, kan det konkluderes med at ål ikke vandrer i det vassdraget.

4.4.2 Avbøtende tiltak ved demning i utløp Hallandsvatn

I Thorstad et al., (2011) står det at ålen kan stanse oppvandringen ved møte med vandringshindringer som er 50-60% høyere enn egen kroppslengde. Ålens lange vandring fra sjø og opp til Hallandsvatn er på 8 km (figur 73) med en stigning på 204 meter. I botnevassbekken er det derfor svært mange slike hindringer, inkludert 5 definitive vandringshindringer hvor ålen blir nødt til å kripe opp fjellsider eller på land. Det er usikkert hvorvidt oppdemming av Hallandsvatn med 1,5 meter vil utgjøre en konsekvens for ålens oppvandring, gitt kompleksiteten til vandringsruten opp til dette punktet. Likevel vil enhver menneskeskapt hindring kunne utgjøre en trussel for ålens vandringsmønster, og avbøtende tiltak er nødvendig for å unngå eventuelle negative virkninger.



Figur 73: Ålens lange vandring fra sjø til Hallandsvatn.

Under nedvandring er det viktig å lede fisken utenom kraftverkinntaket, ettersom fisk som havner i turbinen ofte har høy dødelighet (Helland et al., 2011). Videre kan det antas at ålens dødelighet er høyere grunnet større lengde. Det er også kjent at høyere vannføring i utløpsosen fra kraftverket fører til at ål og fisk naturlig trekker dit, fremfor mot tilrettelagte passasjer forbi hindringen der vannføringen er lavere. Forholdet mellom vannføringen fra utløpet til turbinen og passasjen påvirker denne tiltrekningen (Thorstad, 2003). Problemstillingen er imidlertid ikke aktuell for Stemmen- og Hallandsvatn kraftverk. Kraftverket skiller seg nemlig fra øvrige (fra lest litteratur) fordi vann overføres fra ett vassdrag til ett annet. Det vil med andre ord være enklere å etablere effektive tiltak for toveisvandring ved demningen i Hallandsvatnet, ettersom det ikke vil være strømninger fra kraftverket som påvirker de fysiologiske atferdene til ål.

Istedenfor overføres vannet til Stemmetjødn hvor disse artene ikke forekommer. Ved utløpet fra Stemmen kraftverk i Lundevatn vil det imidlertid kunne stå fisk i strømningene. Det anses likevel som lite problematisk ettersom bekken ikke er førende for ørret og ål, og at naturlige vandring derfor ikke påvirkes.

Ålen kan vandre i de fleste oppvandringsløsninger som tas i bruk for laks og ørret - som spaltetrapp, ramper og naturtypiske omløp. Ålen kan imidlertid ikke vandre opp kulpetrapp, som er den vanligste oppvandringsløsningen for laks og ørret i Norge (Fjeldstad et al. 2018). Tilpassede åleledere er derfor en vanlig og utbredt oppvandringsløsning. Åleleder er et relativt enkelt tiltak som leder ålen forbi loddrette vannfall, og vil ofte være tilstrekkelig for å opprettholde oppvandringen forbi små kraftverk (Helland et al., 2011). Åleledere må tilpasses spesifikke hindringer og ålens livsstadium med hensyn til bratthet, lengde, og plassering. Langt nede i vassdragene vandrer hovedsakelig glassål (< 8 cm) og små gulål (Helland et al., 2011). Disse vandrer ofte nær overflaten og kan bare forsere lave vannhastigheter (Fjeldstad et al. 2018). Figur 74 viser en utbredt metode for oppvandring av små ål i Frankrike, Tyskland og Storbritannia. Ålen ledes til en rampe fylt med kunstgress, skjul og vann som simulerer et naturlig miljø.



Figur 74: Åleleder ved et kraftverk i Frankrike. (Foto: Frode Kroglund i Fjeldstad et al. 2018)

Lengre oppe i vassdragene vandrer større gulål og blankål (Helland et al., 2011). Som konsekvens av økt størrelse og vekt, må åleledere tilpasses i form av økt bredde, grovere substrat, slakere helning og økt vannføring. Det er også hensiktsmessig å plassere ålelederen lengre ned i vannmassene ettersom større ål vandrer langs bunn i elva der vannstrømmen er lavere (Kjærås et al., 2022; Fjeldstad et al. 2018). Gitt avstanden til sjø (8 km), samt høyden over havet (204 moh), vil det være mest hensiktsmessig å tilpasse åleleder ved dam Hallandsvatn for oppvandring av større gulål og blankål. Det er samtidig viktig å nevne at ål forflytter seg mellom innsjø/bekk og bekk/elv flere ganger (Rosten et al. 2013). I denne studien ble det fisket mest ål ved utløpet i Hallandsvatn til tross for at fisket foregikk i juli måned – før utvandringen starter (Fjeldstad et al. 2018). Det er med andre ord viktig at oppvandringsmuligheter tilpasses stor ål som vandrer opp og ned i vassdraget.

Fjeldstad et al. (2018) er tydelig på at inngangen til etablerte oppvandringsmuligheter ikke må plasseres langt bortenfor vandringshinderet, slik at fisk og ål ikke finner oppgangen. Istedenfor bør oppgangen plasseres i området fisk og ål må stanse under vandringshinderet. Plassering av åleleder nær utløpet for minsteføring vil dermed bidra til å øke tiltrekningen i området som ålen vandrer naturlig. I tillegg til å sikre oppgang for ål forbi vandringshindringer, er det minst like viktig å gjøre nødvendige tiltak som hjelper ålen trygt ned ved utvandring (Helland et al., 2011), samt ved annen vandring opp og nedstrøms (Rosten et al. 2013). Ettersom inntaket til Hallandsvatn vannkraftverk er på andre siden av Hallandsvatn, vil minstevannføringen være den høyeste vannføringen ved demningen, og dermed den beste tiltrekningen for nedvandring. Utløpet for minstevannføring må videre være i bunn av demningen for å opprettholde funksjonaliteten for minstevannføring ned mot LRV Hallandsvatn.

Egg et al. (2017) viste i en tysk studie at slike bunnutløp er godt egnet til utvandring der 1323 av 1323 ål brukte passasjen ved utvandring, mens den tilpassede «By-pass» vandringsmuligheten ikke ble brukt av noen ål (0/1323). Det ble imidlertid diskutert at årsaken trolig skyldes blader og rusk som begrenset funksjonaliteten, og at all ål istedenfor vandret gjennom bunnutløpet. I Norge er horisontal luke med bunnjustering den vanligste installasjonen for regulering av strømmingen. Horisontal regulering fører imidlertid til ugunstige vandringsbetingelser ved store vannstandsforskjeller, ettersom strupingen blir et vandringshinder i seg selv. Istedenfor anbefales vertikale luker som stenger fra siden, og som opprettholder vandringsmuligheten i større grad (Fjeldstad et al. 2018).

4.4.3 Avbøtende tiltak ved inntak til Hallandsvatn kraftverk

Resultatene fra denne studien viser at majoriteten av ålen ble fisket ved utløpet i Hallandsvatn. Det ble imidlertid også fisket ål i ruse på nordsiden av Hallandsvatn, som betyr at ålen trolig er på næringsvandring i hele vannet. Ved inntaket til Hallandsvatn kraftverk må det derfor etableres en rist med riktig spalteåpning foran inntaket for å hindre at ål og ørret havner i turbinen. Rist ved inntak til kraftverk er vanlig praksis for å hindre at kvister og annet rusk suges inn i kraftverket, men også for å hindre at akvatiske organismer havner i turbinen (Larinier 2008). Effektiviteten av slike rister avhenger imidlertid av design og tilpasninger til det aktuelle vassdraget (Thorstad, 2010). En rekke kilder viser videre at vannhastighet over rist er den viktigste faktoren for å unngå at ål suges inn i turbininnløpet. De viktigste designkriteriene for å redusere denne hastigheten er:

- Vinkel på inntaksrist (Calles & Bergdahl 2009)
- Overflate og geometri (Thorstad, 2010)
- Spalteåpning (Adam et al. 2005; Inglis et al. 2016)

Calles & Bergdahl (2009) undersøkte effekten av redusert vinkel og spalteåpning på inntaksrist ved Ätrafors kraftverk i Ätran i Sverige. I studien ble atferd og overlevelse på ål undersøkt ved radiomerking før og etter tiltak på inntaksrist. Tiltakene var endring av vinkel på rista fra 63,4 grader til 35 grader og spalteåpningen fra 20mm til 18mm. Undersøkelser viste at tapet av radiomerket ål var redusert fra 72% til 10%. I løpet av undersøkelsen ble 240 umerkede ål funnet fastklemt på den opprinnelige rista, mens kun 4 stk ble funnet på den nye rista i løpet av studien. I studien ble det

trukket frem at i skråstillingen reduserte vannhastigheten gjennom gitteret, mens vannhastigheten langs gitteret økte (mot fluktåpninger). Siden ålen normalt følger hovedvannstrømmen (Thorstad, 2010), ble den istedenfor ledet mot fluktåpningen.

Ved inntak til Hallandsvatn kraftverk kan ikke slike fluktåpninger etableres, ettersom inntaket ikke er plassert ved utløpet i vannet. Hovedfokus ved dimensjonering må derfor være riktig spalteåpning og tilstrekkelig lav vannhastighet slik at ålen kan svømme bort ved møte med rista. Adam et al., (2005) beskriver nemlig at ål, ved møte med rist, svømmer med hodet først til gitteret og forsøker å snu 180 grader når de er helt borti gitteret. For å svømme bort fra gitteret presser ålen halen mot gitteret med hodet motstrøms. Blir vannhastigheten for høy, spiller det liten rolle om spalteåpningen er liten nok ettersom ålen dør på rista fremfor i turbinen (Calles & Bergdahl, 2009). Adam et al. (2005) anbefaler vannhastighet < 0,5 m/s mens en fransk studie anbefaler < 0,2 m/s (ICES 2007 i Thorstad, 2010). Thorstad (2010) hevder videre at ålen er en dårligere svømmer sammenlignet med ørret, en påstand som underbygges av en nyere studie som viser gjennomsnittlig «rømningshastighet» fra rist er på 0,44 m/s for ørret og 0,39 m/s for blankål.

Adam et al., (2005) anbefaler videre at gitteret er mindre enn 15mm for hunnål og 9mm for hannål, mens Inglis et al. (2016) fant at henholdsvis 10 mm og 12,5 mm spalteåpning førte til minimum 87,7% og 89,5% effektivitet for blankål. Environment Agency (2011) viser på sin side minimum spalteåpning sett oppimot vinkel på rist (tabell 11).

Tabell 11: Kritisk svømmehastighet for ål ved ulike livsstadier ved forskjellig vinkling på rist.

<i>Ål, livsstadium</i>	<i>Kritisk svømmekapasitet</i>		<i>Kritisk spaltevidde/kroppsbredde</i>	
	<i>Vinkel* 21-90°</i>	<i>Vinkel* < 20°</i>	<i>Vinkel* 21-90°</i>	<i>Vinkel* < 20°</i>
<i>Glassål (< 8 cm)</i>	<i>10 cm/s</i>	<i>25 cm/s**</i>	<i>1-2 mm</i>	<i>1-2 mm</i>
<i>Gulål (14 cm)</i>	<i>15 cm/s</i>	<i>30 cm/s</i>	<i>3 mm</i>	<i>3 mm</i>
<i>Gulål (30 cm)</i>	<i>20 cm/s</i>	<i>40 cm/s</i>	<i>9 mm</i>	<i>12.5 mm</i>
<i>Blankål (50 cm)</i>	<i>40 cm/s</i>	<i>50 cm/s</i>	<i>15 mm</i>	<i>20 mm</i>

Andre typer studier viser til eksisterende kraftverk med større spalteåpninger enn anbefalingene; 20mm (Calles & Bergdahl, 2009) og 15mm (Kjærås et al., 2022). Hovedfokusene i disse studiene var imidlertid ikke å avdekke effektiviteten til risten, men de tekniske beskrivelsene i studiene viser at spalteåpningen er større enn anbefalingene i øvrige studier (Adam et al. 2005; Inglis et al. 2016; Environment Agency. 2017).

Som en oppsummering finnes en rekke litteratur på utforming av rister som avbøtende tiltak i åleførende vassdrag. Studiene viser at utforming på rist er avgjørende for effektiviteten, og at funnene er sentrale når inntaksrist til nye (og gamle) vannkraftverk dimensjoneres.

4.4.4 Overvåking av ål i vassdraget

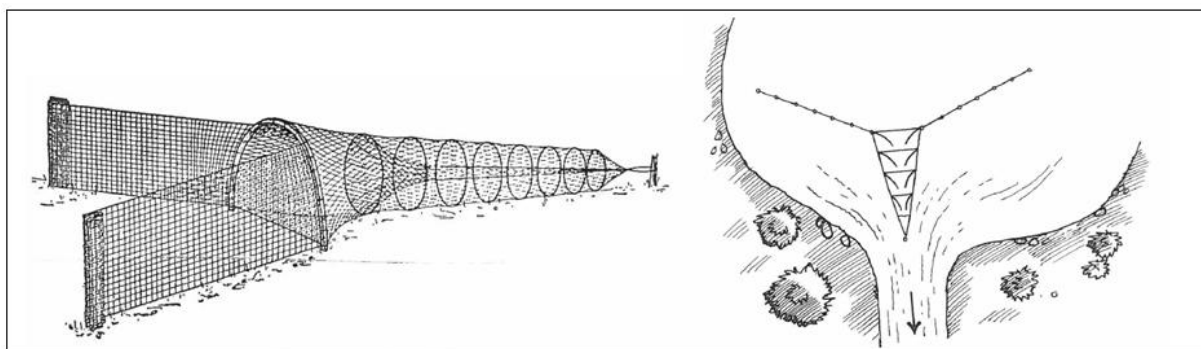
Overvåking av ål i ferskvann vil gi indikasjon på rekruttering, overlevelse, vekstforhold og produksjon i vassdraget. Ålen kan overvåkes i flere av ålens livsstadier; åleyngel, gulål og blankål.

I 2011 var det etablert fangstanlegg i elveløp for kontroll av opp- og nedvandring av akvatiske organismer i to elver i Norge - Halsaelva og – Imsa i 2010 (figur 74) (Thorstad et al., 2011). Trolig finnes det langt flere i dag blant annet grunnet økt fokus rettet mot fangst av pukkellaks for 53 elver i 2025 (Røiseland, 2025). Slike feller innebærer betydelige investeringer og driftskostnader forbundet med røkting 1-2 ganger til dagen, eller kontinuerlig dersom vannføringen er stor nok. Fellene etableres hovedsakelig i vassdrag hvor det foregår forsknings- og overvåkingsoppgaver (Thorstad et al. (2011), eller ved bekjempelse mot fremmede arter (Røiseland, 2025).



Figur 74: Felle for oppvandrende åleyngel i Imsa (Foto: Eva. B Thorstad i Thorstad et al., 2011).

Åleruser benyttes til overvåking av ål i flere europeiske land, og er derfor en rimelig og godt utprøvd metode, hvor det finnes mye erfaring det kan bygges videre på. En utilsiktet, men lignende fangstmetode i denne studien viste seg å være effektiv ved utløp Hallandsvatn. Metoden fanget imidlertid ål som vandret begge veier, som gjorde det vanskelig å hindre at utsluppet ål svømte inn i samme ruse igjen. Effektivisering og kvalitetssikring gjennom bruk av åleruse med to garn vil bidra til at nedvandrende ål hovedsakelig fanges (figur 75) (Kristensen, 1980 i Thorstad, 2010).



Figur 75: Illustrasjon av hvordan en åleruse med to ledegarn kan plasseres i utløpsosen av et vann. (Kilde Kristensen, 1980 i Thorstad 2010).

Ålefelle/ålekise er en annen utprøvd metode som enkelt kan etableres ved terskler. Ålen ledes til en renne (overløp eller lignende) som leder til en kassefelle med 1-2 cm åpninger og fanger ålen og samtidig sikrer vanngjennomstrømning (figur 76 og 77). Metoden sikrer at kun utvandrende ål fanges én gang (Kristensen, 1980 i Thorstad, 2010).



Figur 76 og 77: Ålefelle for fangst av utvandrende ål i en bekk i Snåsavassdraget. Ålen samles i kassen nederst og slippes ut igjen etter registrering. (Foto: Fagerheim 4H May Brit Gorseth).

I tillegg til de mer tradisjonelle fangstmetodene, blir det i stadig større grad tatt i bruk moderne teknologi for overvåking av fisk og ål i vassdrag (Kjærås et al., 2022). Automatiske tellere, sonar og videoovervåking er eksempler på denne typen overvåkingsmetoder (Thorstad et al., 2011). Denne studien går ikke i detaljer på disse metodene.

Det er nevnt en rekke metoder for både intensiv og ekstensiv systematisk overvåking av ål. Rusefangst og ålefelle utpeker seg som de enkleste, rimeligste og mest pålitelige metodene for systematisk overvåking av ålebestanden etter en eventuell utbygging. Det er imidlertid en vesentlig ulempe med denne typen systematisk overvåking kun for ett isolert vassdrag. Ålen skiller seg nemlig fra anadrom fisk ved at avkom ikke nødvendigvis vandrer tilbake til det samme vassdraget som foreldrene. Ålen tilhører nemlig en felles europeisk bestand, som gjør at faktorer som påvirker ålebestanden i andre deler av Europa, også vil påvirke bestanden i Norge, og motsatt. Trender og variasjoner i rekruttering av yngel kan dermed ikke isoleres til enkeltvassdrag. I år med høy NAO-indeks (Nordatlantisk oscillasjon) vil for eksempel havstrømmene favorisere rekruttering til Sør-Europa, mens år med lav NAO-indeks favoriserer rekruttering mot Skagerak og Nord-Europa (Thorstad et al., 2011).

Fremfor en systematisk overvåking over lengre tid, anbefales istedenfor en validering av avbøtende tiltak som skal sikre ålens tilstedeværelse i vassdraget. Valideringen kan baseres på hyppige kontroller i en oppstart- og igangkjøringsfase, etterfulgt av rutinemessige undersøkelser med en varighet basert på skjønn.

Eksempler på tiltak kan være:

- Inspeksjon/kameraovervåking i åleleder som avdekker at denne brukes til oppstrøms vandring.
- Prøvefiske med åluse med to ledegarn oppstrøms og/eller nedstrøms demning Hallandsvatn i sommerperioden eller nedvandningsperioden for ål.
- Fysiske inspeksjoner på inntaksrist til Hallandsvatn kraftvekt vil avdekke om ål fanges på rista.
- Fysiske inspeksjoner i Stemmetjødn vil avdekke om ål kommer gjennom rist og dør i turbin i Hallandsvatn kraftverk.

4.5 Konsekvenser for ål og ørret ved reguleringsinngrep

Både internasjonale og nasjonale undersøkelser viser at ålens størrelse øker i takt med avstanden fra kysten (Thorstad et al., 2011). Årsaken skyldes trolig at ålen bruker flere år på å forflytte seg oppover til de øvre deler av vassdraget, og at økt fiskestørrelse er en naturlig utvikling i takt med vandringen. Thorstad et.al (2011) beskriver at åleyngel er dårlige svømmere, og at økt størrelse derfor åpner for større vandringsmuligheter. I svar til høringsuttalelse til Flekkefjord vernestyre har tiltakshaver beregnet at middelavrenning ved utløpet til Botnevassbekken i Berrefjord har økt med 47% i perioden 1961-1990 til 1991-2020. Tiltaket vil dermed ha en motvirkende og dermed positiv effekt for ål, med hensyn til økte nedbørsmengder/vannføring i vassdraget som følger av klimaendringene. Utregningen viser nemlig en fraføring på 14,7% sett oppimot dagens vannføring ved utløp i Berrefjord, der ålestørrelsen vil være minst ved oppvandring i vassdraget.

Statsforvalteren i Agder skriver i sitt hørings svar at vannføringen i Botnevassbekken går mot null i perioder med langvarig tørke - en uttalelse som forfatteren selv kan bekrefte. Ved et reguleringsinngrep vil minste vannføringen kunne bidra til å lette oppgangen for ål i tørkeperioder ved å sikre en tilførsel høyere (10 l/s) enn dagens alminnelige lavvannføring (8,5 l/s). Vannføringen vil bevare fuktigheten på steiner og mose, som er vist å være avgjørende for ålens oppvandring ved loddrette hindringer (Thorstad et al, 2011). På denne måten vil tiltaket kunne motvirke effektene av klimaendringene i form av langvarige tørkeperioder.

Stranding er ofte et hovedproblem ved effektkjøring og rammer hovedsakelig den minste fisken, da disse oppholder seg på grunt vann og er dårligere svømmere (Bakken et al. 2016). Stranding er hovedsakelig ett problem forbundet med effektkjøring av kraftverk som igjen fører til hyppige svingninger i vannstand nedenfor turbinutløpet. For Stemmen- og Hallandsvatn kraftverk vil reguleringsinngrepet redusere de naturlige svingningene i botnevassbekken, grunnet overføringen av vannmasser til Stemmetjødn. Svingningene som Bakken et al. (2016) beskriver vil heller ikke oppstå i Botnevassbekken fordi vannmassene overføres til et annet vassdrag uten forekomst av ål og ørret. Eventuelle gytegroper i hovedløpet i Botnevassbekken vil dermed oppleve jevnere vannføring, samtidig som minste vannføringen vil forhindre fullstendig tørrlegging i tørkeperioder.

På den andre siden kan redusert vannføring begrense fiskens tilgang til gyteområder og øke sedimentering og begroing med påfølgende tap av gyteområder (Saltveit, 2006). Nedover langs botnevassbekken finnes imidlertid en rekke sidebekker som trolig også benyttes til gyting (basert på observasjon av fisk i enkelte av disse). Noen av bekkene har utløp mot slette myrområder hvor vannstanden i mindre grad påvirkes av reguleringsinngrepet. Det er derfor rimelig å anta at gyteaktivitet i disse sidebekkene vil være upåvirket av tiltaket, og at gyteaktivitet i botnevassdraget opprettholdes uavhengig av konsekvensene (positive eller negative) for gyteaktiviteten i selve hovedløpet. Videre er oppvandringsmulighetene for ørreten i vassdraget allerede begrenset og gjenspeiles i lave fiskevekter (~ 100 gram snittvekt). Begrensningene skyldes vandringshinder, beverdemninger og krevende/bratte partier med høy vannføring. Frافøring av vann vil dermed føre til lavere vannføring i et vassdrag med allerede begrensede oppvandringsmuligheter for fisk.

Resultatene av fisket i Botnevassbekken viser at fisken i den kartlagte delen av vassdraget har liten verdi grunnet lave snittvekter og krevende tilkomst for fiske (bortsett fra Skolla). Studien viser videre at de biologiske verdiene (herunder fisk) ligger i Hallandsvatn, og at insentivene for å bevare kvaliteten på denne fisken er høy sett fra forfatterens ståsted. Det viktigste tiltaket for å bevare kvaliteten på fisken i Hallandsvatnet ligger allerede til grunn i konsesjonssøknaden - å ikke demme ned Hallandsvatn under dagens vannstand. Ved garnfiske i Lonen innerst i Hallandsvatn ble nemlig den største (1767 g) og minste (202 g) fisken fanget. Det kan tyde på at dette grunne området er viktig for fiskens høye næringstilgang og et mulig sted for reproduksjon (eksempelvis bekken innerst i Lonen). Ved opprettholdelse av LRV til dagens nivå i henhold til konsesjonssøknad, vil dette mulig viktige området for fisken bevares.

Vannstandsregulering kan imidlertid føre til tørrlegging av egg som er lagt i sand/grus i det regulerte vannet (Saltveit, 2006). Denne type gyteaktivitet har ikke forfatteren erfart i øvrige vann det er satt ut fisk i området (Trolltjødnn, Holmetjødnn og Litle Holmetjødnn). I disse vannene forekommer ikke reproduksjon, og bestander må opprettholdes ved utsetting av fisk. Fellesnevneren for disse vannene er lite til ingen tilsig i form av bekker, og dermed ingen egnede plasser for suksessfull gyting. Til tross for bunnforhold som tilsier at gyting kan skje, vil det være begrenset med vannutskiftning, som er essensielt for oksygentilførsel og dermed overlevelse for egg (Saltveit, 2006). Det er dermed rimelig å anta at den begrensede reproduksjonen i Hallandsvatn er resultat av gyteaktivitet i én eller flere av de mange bekkene som renner ut i vannet. Reguleringen i Hallandsvatn vil påvirke fiskens tilkomst til disse bekkene positivt, ettersom høyere vannstand kan lette oppgangen i enkelte bekker.

Høy kondisjonsfaktor ($1,43 \pm 0,14$) og god innfarging på fisk forteller at det i dag er rikelig tilgang på mat av høy kvalitet i Hallandsvatn. Gitt utgangspunktet som ligger til grunn, må eventuelle negative konsekvenser på næringstilgang (hovedsakelig bunndyr) være betydelige for kunne å gjenspeiles i kvalitetsforringelse på fisk i Hallandsvatn. Ørreten er samtidig selektiv og adaptiv med hensyn til fødevalg. Ved endringer i bunnflora vil ørreten tilpasse kostholdet og i større grad spise innsekter på vannoverflaten (Sánchez-Hernández & Cobo, 2018). Mye tyder på at denne næringstilgangen ikke utnyttes i dag, ettersom fisken i Hallandsvatnet ikke vaker. Fiskevak kan dermed være en indikator for eventuelle endringer i næringstilgang i Hallandsvatn forbundet med reguleringen.

Det foreslås videre å fortsette med moderat garnfiske i Hallandsvatn etter reguleringsinngrepet for å overvåke bestanden (reproduksjon) og kvaliteten på fisken (kondisjon og innfarging). Dermed kan eventuelle negative virkninger dokumenteres og nødvendige tiltak iverksettes. Eksempler på tiltak kan være utsetting av fisk (Gjemlestad, 2016), tilrettelegging for gyting i bekkeløp (Bakken et al, 2016), kalking (Tjøstheim & Lium, 2022) eller tilpasninger i driftsregime (Bakken et al, 2016). Flere av disse tiltakene vil hjelpe mot ål – en art som uansett kan vandre lengre oppstrøms i jakten på mat.

5.0 Konklusjon

I denne studien ble fiskebestanden og forekomst av ål kartlagt i de berørte deler av vassdragene i forbindelse med en eventuell utbygging av Stemmen- og Hallandsvatn kraftverk. Resultatene viser at det ikke lever fisk eller ål i Stemmetjødnn og vassdraget nedstrøms mot Lundevatn. Garnfiske i Hallandsvatn viser på sin side at det forekommer ørret med høy kondisjonsfaktor ($1,43 \pm 0,14$) og god innfarging (rødfarge). Snittvekten var 686 ± 392 g som viste overvekt av fisk som stammer fra utsetting av 300 stk fossbekkørret tilbake til 2021. Garnfisket avslører også at det var ørret i Hallandsvatnet før utsetting, og at begrenset reproduksjon blant disse forekommer. 350 meter nedstrøms utløp Hallandsvatn markerer vandringshinder 1 et betydelig skille ($p < 0,01$) på fiskens kvalitet og størrelse ned til Skolla. Stangfisket i vassdraget viser høyere bestander og lavere snittvekter på 99 ± 18 g, 101 ± 21 g og 105 ± 49 g i ulike deler av vassdraget, mens kondisjonen var henholdsvis $1,04 \pm 0,12$, $1,09 \pm 0,07$ og $1,06 \pm 0,09$. Ved store myra var $> 50\%$ av fangsten kanadisk bekkørre, mens garnfiske i Skolla viste lavere innblanding (31%) av arten. Snittvekten (166 ± 66 g) og kondisjonsfaktoren ($1,24 \pm 0,12$) var også høyere ($p > 0,01$) i Skolla sammenlignet med vassdraget oppstrøms til vandringshinder 1, samtidig som tettheten av fisk var lavere enn i vassdraget ellers, men høyere sammenlignet med Hallandsvatnet.

Ved befarung langs vassdraget ble det avdekket 5 definitive vandringshinder for fisk. Det nederste (vandringshinder 5) ligger ved utløp til sjø i Berrefjord og hindrer oppgang av laks og sjørørret i vassdraget. Rusefangsten lengre oppe i vassdraget viser imidlertid at Botnevassbekken og Hallandsvatn er førende for ål, og at avbøtende tiltak er nødvendig for å unngå at ål havner i turbin i Hallandsvatn kraftverk, samt sikre toveisvandring forbi dam ved utløp Hallandsvatn. Åleleder tilpasset

voksen ål (gulål og blankål) anbefales ved oppvandring, på samme måte bør sluse for minstevannføring tilpasses ålens fysiologiske atferd for å sikre nedvandring. Ved inntak til Hallandsvatn kraftverk må det etableres rist ved inntaket som hindrer ørret og voksen ål (gulål og blankål) fra å havne i turbinen. Utforming av risten må sikre tilstrekkelig lav vannhastighet over rist for å unngå at ål suges fast til rist. Det anbefales samtidig at rutiner for overvåking etableres for å sikre at avbøtende tiltak fungerer som tiltenk.

Overføringen vil samtidig redusere vannmengden ved utløp i Berrefjord med 13,8%, som er en motvirkende og dermed positiv effekt på klimaendringene for oppvandrende åleyngel. Reguleringen av Hallandsvatn vil samtidig sikre en minstevannføring på 10 l/s i et vassdrag der vannføringen går mot null ved lengre tørkeperioder. Vannføringen vil bidra til å bedre oppgangen for ål i tørkeperioder og kunne motvirke uttørring av gytegrøper for ørret i hovedløpet, men samtidig kunne redusere tilgangen til disse grunnet lavere vannføring. Fraføring av vann vil imidlertid ikke påvirke gyteaktivitet i sidebekker ved slette myrområder langs vassdraget, slik at dagens gyteaktivitet i disse vil opprettholdes uavhengig av konsekvensene (positive eller negative) for gytingen i selve hovedløpet. Videre vil lavere vannføring ikke påvirke fiskens oppvandringsmuligheter i særlig grad, ettersom oppvandringsmulighetene i vassdraget allerede begrenses av naturgitte forutsetninger.

Reguleringen i Hallandsvatn vil være positiv for tilkomsten til gytebekker for en ørretbestand med begrenset reproduksjon. Samtidig kan reguleringen påvirke tilgangen på bunnføde på lengre sikt, men at betydelige endringer må til for å påvirke en ørretbestand med allerede rikelig tilgang på føde. Moderat garnfangst etter utbygging anbefales for å følge ørretbestandens utvikling, slik at nødvendige tiltak kan iverksettes. Eventuelle tiltak vil samtidig være gjeldende for ål – en art som også har mulighet til å vandre lengre oppstrøms i vassdraget dersom næringstilgangen i Hallandsvatn reduseres.

Vannkvalitetsmålinger fra utløp Stemmetjødn og Hallandsvatn viser liten forskjell i vannkvalitet. Bekkesone-miljøene er godt undersøkt i forbindelse med naturtypekartlegging, og lite tilsier at det finnes spesielt viktig habitatmiljø for insekter og andre smådyr. Basert på undersøkelse av bekkesone-miljø, fiskeforekomster i vassdraget og publikasjoner som omhandler vannmiljøet, vil det ikke være noen vesentlige forskjeller i artssammensetning i de to vassdragene. Overføring av vann fra Hallandsvatn til Stemmetjødn vil heller ikke påvirke ål og ørret ettersom artene er fraværende i Stemmetjødn.

6.0 Litteratur

Adam, B., Bosse, R., Dumont, U., Hadderingh, R., Joergensen, L., Kalusa, B., Lehmann, G., Pischel, R. & Schwevers, U. 2005. *Fish protection technologies and downstream fishways. Dimensioning, design, effectiveness inspection*. DWA German Association for Water, Wastewater and Waste, Hennef, Tyskland.

Bakken, T.H., Forseth, T., Harby, A. 2016. *Miljøpåvisninger av effektkjøring: Kunnskapsstatus og råd til forvaltning og industri*. NINA Temahefte 62. Trondheim: Norsk institutt for naturforskning. Tilgjengelig fra: <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/2391709>

Bergesen, K.A., Pettersen, K., Larsen, B.M. & Johnsen, S., (2017). *NINA Forskningsstasjon, Ims. Årsmelding 2016*. NINA Rapport 1335. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Trondheim. Tilgjengelig fra: <http://hdl.handle.net/11250/2436685>

Calles, O. & Bergdahl, D. 2009. *Ålens nedströmspassage av vattenkraftverk. - Före og efter åtgärd*. Forskningsrapport, Karlstad University Studies 2009:19, 41 s. Tilgjengelig fra: https://www.researchgate.net/publication/278009198_Alens_nedstroms_passage_av_vattenkraftverk_Fore_och_efter_atgard

Environment Agency, UK. (2017). Elver and Eel Passes. *A Guide to the Design and Implementation of Passage Solutions at Weirs, Tidal Gates and Sluices*. Oppdatert versjon 10/2017.

FishLab AS (2022) *Klinisk kjemi for fisk*. Tilgjengelig fra: <https://www.fishlab.no/> (Lest 27. august 2025)

Fjeldstad, H.-P., Pulg, U. & Forseth, T., (2018). *Sikker toveis fiskevandring forbi vannkraftverk: kunnskapsoppdatering og mønsterpraksis*. SINTEF Rapport 2017:00723. SINTEF Energi, Trondheim. Tilgjengelig fra: <https://hdl.handle.net/11250/2486255>

Folkedal, O., Pettersen, J. M., Bracke, M. B. M., Stien, L. H., Nilsson, J., Martins, C., Breck, O., Midtlyng, P. J. & Kristiansen, T. S. (2016) *On-farm evaluation of the Salmon Welfare Index Model (SWIM 1.0) - Theoretical and practical considerations*. Animal Welfare 25, 135-149. DOI:[10.7120/09627286.25.1.135](https://doi.org/10.7120/09627286.25.1.135)

Gjemlestad, L.J., (2016). *Handlingsplan for innlandsfisk i Sira- og Kvinavassdraget*. Revidert utgave av 2011-planen. Sira Kvina Kraftselskap. Tilgjengelig fra: <https://www.statsforvalteren.no/agder/miljo-og-klima/fiskeforvaltning/evaluering-av-handlingsplanen-for-innlandsfisk-i-sira--og-kvinavassdraget/>

Haraldstad, T., Hindar, A., Høgberget, R., Kaste, Ø., Teien, H-C. (2017) *Utredning av aktuelle kalkingstiltak i Agder*. Niva-rapport 7110-2017. Norsk institutt for vannforskning. ISBN 978-82-577-6845-4

Helland, I.P., Jonsson, B., Hagen, D., Thorstad, E.B., & Erikstad, L., (2011). *Effekter av små kraftverk på fisk*. Vann I, 46(2), s. 130–141. Tilgjengelig fra: <https://vannforeningen.no/dokumentarkiv/effekter-av-sma-kraftverk-pa-fisk/>

Hesthagen, T. & Kleiven, E., (2013). *Forekomst av reproduserende bestander av bekkerøye (Salvelinus fontinalis) i Norge pr. 2013*. NINA Rapport 900. Norsk institutt for naturforskning (NINA), Trondheim. Tilgjengelig fra: <http://hdl.handle.net/11250/2379448>

Hindar, A., Garmo, Ø.A., Teien, H-C (2015). *Sammenhengen mellom labilt aluminium og pH i kalkede innsjøer*. NIVA-rapport 6872-2015. Norsk institutt for vannforskning.
ISBN 978-82-577-6607-8

Inglis, M.L., McCoy, G.L., Robson, M. (2016) *Testing the effectiveness of fish screens for hydropower intakes*. Project number: SC120079. Bristol: Environment Agency.
ISBN: 978-1-84911-381-6

Jacobsen, A. (2018) *Ørret med hvitt kjøtt? Ja, det finnes*.
Tilgjengelig fra: <https://www.hi.no/hi/nyheter/2018/januar/orret-med-hvitt-kjott-ja-det-finnes> [Lest 25. august 2025].

Johnsen, G.H., (2016). *Dokumentasjonsgrunnlag for søknad om merdbasert oppdrett av ørret og røye i Sirdalsvatnet*. Rapport 2285. Rådgivende Biologer AS, Bergen
ISBN: 978-82-8308-279-1

Kjørås, H., Baktoft, H., Silva, A. T., Gjelland, K. Ø., Økland, F., Forseth, T., Szabó-Mészáros, M. & Calles, O. (2022) *Three-dimensional migratory behaviour of European silver eels (*Anguilla anguilla*) approaching a hydropower plant*, *Journal of Fish Biology*, 102(2), pp. 465-478.
DOI:10.1111/jfb.15278

Larinier, M. 2008. Fish passage experience at small-scale hydro-electric power plants in France. *Hydrobiologia* 609: 97-108.

Tilgjengelig fra:
https://www.researchgate.net/publication/27335290_Fish_Passage_Experience_at_Small-Scale_Hydro-Electric_Power_Plants_in_France

Mjøslab (2025) *Vannanalyser og grenseverdier*.
Tilgjengelig fra: <https://www.vannanalyse.no/vannanalyser-og-grenseverdier/> [Lest 01. september 2025].

Mørkøre, T., Espe, M., Veiseth-Kent, E., Terjesen, B.F., Koppang, E.O. & Rørvik, K.A., (2009). *Bred kartlegging av faktorer som påvirker teksturegenskaper i oppdrettslaks ved multivariat tilnærming*. Nofima Rapportserie.

Tilgjengelig fra: <https://nmbu.brage.unit.no/nmbu-xmlui/handle/11250/2574787>

Nilsson, M. (2020) *Ørreten og Marfloen*.
Tilgjengelig fra: <https://www.ofa.no/sak/orreten-og-marfloen/> [Lest 25. august 2025].

Noble, C., Nilsson, J., Stien, L.-H., Iversen, M. H., Kolarevic, J. & Gismervik, K. (2018). (Red.) *Velferdsindikatorer for oppdrettslaks: Hvordan vurdere og dokumentere fiskevelferd*. (3. utg.). Nofima.
Tilgjengelig fra: <https://www.vetinst.no/dyr/oppdrettsfisk/velferdsindikatorer-for-oppdrettslaks>

Norge. (1992) *Lov om laksefisk og innlandsfisk m.v. (Lakse- og innlandsfiskloven)*, lov 15. mai 1992 nr. 47.

Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/1992-05-15-47> [Lest 11. september 2025]

Paruch, A, M., Paruch, L. & Mæhlum, T. (2016). *Kildesporing av fekal vannforurensing i Jordalsvatnet med nedbørsfelt*. NIBIO Rapport 2(49), 44 s. NIBIO, Ås.
Tilgjengelig fra: <http://hdl.handle.net/11250/2392631>

Pedersen, B. (2024) *hardt vann*, Store norske leksikon.
Tilgjengelig på: https://snl.no/hardt_vann (Lest: 11. september 2025)

Rosseland, B.O., (1994). *Finnes det tilpasninger til surt vann hos ørret (*Salmo trutta* L.) og laks (*Salmo salar* L.)?* *Fauna*, 47, pp.42–47.

Tilgjengelig fra:

https://www.researchgate.net/publication/258985139_Finnes_det_tilpasninger_til_surt_vann_hos_orre_t_Salmo_trutta_L_og_laks_Salmo_salar_L

Rosten, C., Gozlan, R., E. & Lucas, M. C. 2013. Diel and seasonal movements of the critically endangered European eel. *Vann*, 1, 89 95

Tilgjengelig fra: <http://hdl.handle.net/11250/2569064>

Røiseland, M., (2025) *Regjeringens innsats mot pukkellaksen*, Klima- og miljødepartementet.

Tilgjengelig fra: <https://www.regjeringen.no/no/aktuelt/regjeringens-innsats-mot-pukkellaksen/id3112654/> [Lest: 12. september 2025].

Saksgård, R., Schartau, A.K. (2007) *Kjemisk overvåking av norske vassdrag*. Nina Rapport 385. Norsk institutt for vannforskning.

ISBN: 978-82-426-1950-1

Saltveit, S.J., (2006) *Økologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer – en sammenstilling av dagens kunnskap*. Norges vassdrags- og energidirektorat.

ISBN: 82-410-0603-9

Sirevaag, L., (2018). *650 tonn "Sirdals-ørret" i årlig produksjon*. SirdalMedia.

Tilgjengelig fra: <https://sirdalmedia.no/2018/10/650-tonn-sirdals-orret-i-arlig-produksjon/> [Lastet ned: 10. september 2025].

Søilen, P. & Falkanger, T. (2024) *Ferskvannsfiske – lovgivning og forvaltning*. Store norske leksikon.

Tilgjengelig fra: https://snl.no/ferskvannsfiske_-_lovgivning_og_forvaltning [Lest 11. september 2025]

Thorstad E.B., (2010). *Ål og konsekvenser av vannkraftutbygging – en kunnskapsoppsummering*.

Miljøbasert Vannføring 1-2010: 136 s. Norges vassdrags- og energidirektorat

Tilgjengelig fra:

https://www.researchgate.net/publication/319451163_Al_og_konsekvenser_av_vannkraftutbygging_-_en_kunnskapsoppsummering

Thorstad, E.B., Larsen, B.M., Finstad, B., Hesthagen, T., Hvidsten, N.A., Johnsen, B.O., Næsje, T.F. & Sandlund, O.T. (2011) *Kunnskapsoppsummering om ål og forslag til overvåkingssystem i norske vassdrag*. NINA Rapport 661. Trondheim: Norsk institutt for naturforskning.

Tilgjengelig fra: <http://hdl.handle.net/11250/2592098>

Thorstad, E.B., Økland, F., Hvidsten, N.A., Fiske, P. & Aarestrup, K. (2003). *Oppvandring av laks i forhold til redusert vannføring og lokkeflommer i regulerte vassdrag*. Rapport nr. 12003, Norges vassdrags og energidirektorat, Oslo, 52 s.

Tilgjengelig fra: <https://depotbiblioteket.no/cgi-bin/m2?mode=p&tnr=95297&serienr=0&visserie4900=1>

Tjøstheim, H., Lium, A. (2022) *Plan for kalking av vassdrag i Norge*. Miljødirektoratet.

Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2022/mars/plan-for-kalking-av-vassdrag-i-norge-handlingsplan-for-perioden-2022---2026/>

Tveranger, B., Johnsen, G.H. (2022) *Dokumentasjonsvedlegg til søknad om utvidelse ved Mowi ASA, avd. Fjellsæe – reg. nr. VA-F-0007*. Rapport 3746. Rådgivende biologer, Bergen.

Tilgjengelig fra: <https://www.radgivende-biologer.no/rapporter/ar-2022/dokumentasjonsvedlegg-til-soknad-om-utvidelse-ved-mowi-asa-avd-fjellsae-reg-nr-va-f-0007/>

Vøllestad, L.A., Halleraker, J.H., Borgstrøm, R., (2025). *Ål*. Store norske leksikon.

Tilgjengelig fra: <https://snl.no/ål> [Lest: 03. september 2025].