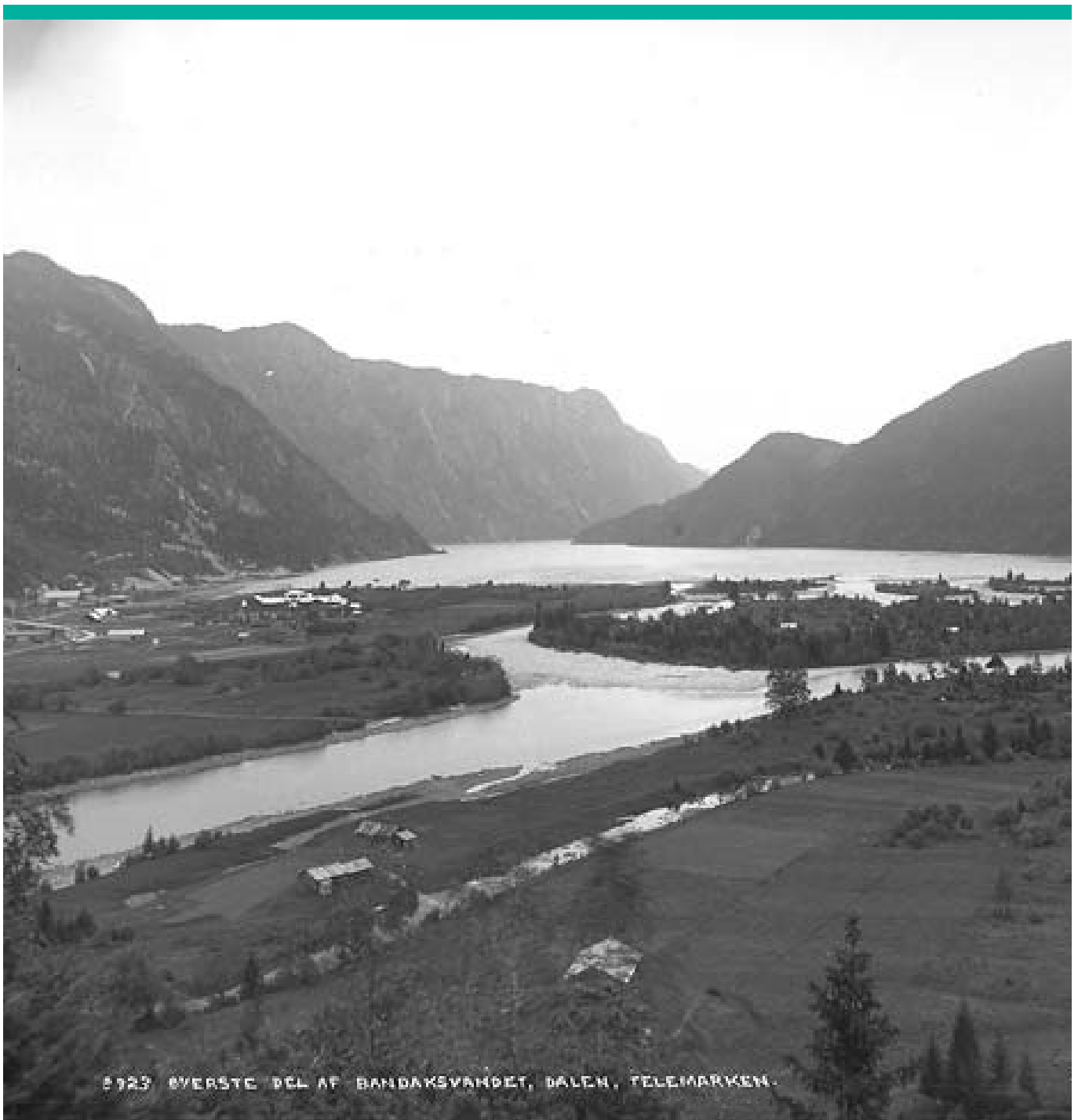


Hydroakustiske undersøkelser av vandringsadferd og habitatbruk til ørret (*Salmo trutta*) i Bandak og Tokkeåi i Telemark 2014-2016

Jan Heggnes
Per Tommy Fjeldheim
Tobias Karlsson
Eivind Schartum
Esben Moland Olsen
Even Moland



HSN

Jan Heggenes, Per Tommy Fjeldheim, Tobias Karlsson,
Eivind Schartum, Esben Moland Olsen og Even Moland

Hydroakustiske undersøkelser av vandringsadferd og habitatbruk til ørret (*Salmo trutta*) i Bandak og Tokkeåi i Telemark

© 2018 Jan Heggnes, Per Tommy Fjeldheim, Tobias Karlsson, Eivind Schartum,
Esben Moland Olsen og Even Moland

Forsidebilde fra Statkraft

Høgskolen i Sørøst-Norge

Bø, 2018

Skriftserien fra Høgskolen i Sørøst-Norge nr. 30

ISSN: 2464-3505 (Online)

ISBN: 978-82-7206-474-6 (Online)



Utgivelsen publiseres som Creative Commons og kan kopieres
fritt og videreformidles til andre interesserte uten avgift. Navn på
utgiver og forfatter(e) må angis korrekt. [http://
creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/deed.no](http://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/deed.no)

Forord

Denne undersøkelsen er gjennomført på oppdrag fra Statkraft. Planlegging, utførelse, databearbeidelse og rapportering har vært et samarbeid mellom Høgskolen i Sørøst Norge og Havforskningsinstituttet Flødevigen/Universitetet i Agder. Vi takker for et interessant og givende samarbeid. Prosjektet har også vært et nært samarbeid med flere entusiastiske, innsatsvillige og dyktige lokale ressurspersoner, særlig knyttet til Bandak Fiskelag. Fiskelaget var aktivt med både i utforming av prosjektet og planleggingsfasen, og i utførelsen av arbeidet var deres hjelp og tilrettelegging en forutsetning. Denne velvillige og allsidige hjelp var avgjørende for en effektiv prosjektgjennomføring. Vi vil særlig takke Kai Brattestå og Birger Gauslaa. Flere studenter fra HSN har også deltatt i prosjektet i form av master(del)oppgaver.

Bø 25 januar 2018

Jan Heggenes

Sammendrag

Tokke-Vinjevassdraget ble åpnet for revisjon av konsesjonsvilkårene i 2007, dvs. ny vurdering av miljøforhold, vilkår og tiltak knyttet til reguleringsinngrepene. Tokkeåi (med det regulerte elv-innsjø økosystemet Tokkeåi-Bandak og tilhørende storaure bestand) er gitt høyeste prioritet av vannkraftkonsesjoner som kan revideres innen 2022. Flere fiskebiologiske undersøkelser er gjennomført. I 2010-2013 ble sammensetning og struktur til fisk, bunndyr og næringskjeder i Tokkeåi (nedre 4 km elv fra Helvetesfossen/Lio kraftverk) og Bandak undersøkt. Tokkeåi er viktigste gyte- og tidlig oppvekstområde for ørret, og deltaområdet ved Tokkeåis innløp i Bandak et særlig produktivt innsjøområde. I foreliggende prosjekt var målsettingen å undersøke ørretens områdebruk og vandringer, herunder storaure, ved bruk av akustisk telemetri i 2014-2016. Fisk merket med små sendere gir lydsignaler med stor rekkevidde (vanligvis 300-600 m) til dataloggere under vann, og fiskens posisjon bestemmes. I juni 2014 ble 31 loggere lagt ut i Bandak over det antatt viktige oppvekstområdet på og ved deltaflaten ved innløp Tokkeåi. Loggere ble også plassert utover i Bandak for å registrere vandring fra deltaområdet til hovedbassenget (ut til Lauvvik), og ved Bandaks utløp. I august 2014 ble 14 loggere lagt i Tokkeåi opp til Helvetesfossen som ble antatt å være et oppvandringshinder. 'Vanlig' ørret fra 300 g -1 kg ble fanget og merket på deltaflaten, mens det var svært krevende å fange større ørret, til tross for stor fangstinnsats. Fra august til desember 2014 ble 25 ørret (gjennomsnittlig lengde $397 \pm SD58$ mm, gjennomsnittlig vekt $652 \pm SD489$ gram) fanget og merket, hhv. 23 på deltaflaten og to større ørret (1,3 og 2,7 kg) ute i de fri vannmassene i Bandak. To merkede ørret vandret ut av Bandak, resten er posisjonsbestemt i inntil 2 år (batterilevetid). I 2015 ble 25 nye ørret merket (gjennomsnittlig lengde $485 \pm SD131$ mm, gjennomsnittlig vekt $1656 \pm SD1632$ gram), herav 7 over ca. 1 kg, og fanget fra et større område: i Bandak, deltaflaten og i Tokkeåi. I 2016 ble 90 ørret unger (gjennomsnittlig lengde $151 \pm SD33$ mm, gjennomsnittlig vekt $42 \pm SD34$ gram), merket i Tokkeåi for å undersøke eventuell utvandring til Bandak.

Det er stor individuell variasjon i områdebruk og vandringsatferd, men også viktige mønster som gir verdifull kunnskap om hvordan ørret bruker systemet. Tokkeåi-Bandak er et sammenhengende og dynamisk økosystem mht. ørreten områdebruk og vandringer. Deltaområdet synes å være et nærings og oppvekstområde for hele økosystemet. 'Vanlig' ørret merket på deltaflaten, holdt seg i hovedsak der, med et gjennomsnittlig hjemmeområde på $2,3123 \text{ km}^2 \pm SD1,2515$ og gjennomsnittlig månedlig vandringslengde på $176781 \text{ m} \pm SD135230$. Lang vandringslengde er et resultat av i hovedsak svært mange, kortere forflytninger innen hjemmeområdet, dvs. fisken synes å være i nær kontinuerlig

bevegelse. Ørreten vandret mer om vinteren enn om sommeren, mens det var liten forskjell mellom dag og natt. Ørret fanget ute i de fri vannmasser (pelagisk; sølvfarget, sannsynligvis fiskespisere) vandret betydelig mer og betydelig lengre avstander enn 'vanlig' delta-ørret. De hadde også omfattende bruk av ulike dybder, til mer enn 70 meter (maksimum dybdesensor kan registrere). Analyser i en GIS-basert 3-D innsjømodell (ArcGis) av Bandak indikerte også sesongvise variasjoner i vertikal habitatbruk. Om høsten økte bruk av dypområder. Det var særlig lange vandringer i forbindelse med gyting. I 2014 gytt 11 av de merkede individene, hovedsakelig i Tokkeåi, og sannsynligvis gytt 6 til i osen. Fem av gytefiskene forlot imidlertid deltaområdet og særlig tre individer foretok en direkte, lang gytevandring ut hele Bandak (27 km) med relativt stor vandringshastighet (gjennomsnitt $46 \pm SD 13 \text{ cm s}^{-1}$), til Straumen for å gyte. Etter endt gyting vandret fire individer tilbake til deltaflaten, mens en vandret nedstrøms. Dette mønsteret var mye det samme mellom år. I 2015 var Tokkeåi igjen viktigste gytelokalitet, men fire merkede individer ble registrert i Straumen i gytetiden (ett individ var det samme som i 2014) og én gytefisk i 2016 (samme individ som i 2014). Til sammen 28 merkete ørret ble registrert som vandrende opp i Tokkeåi for gyting, hovedsakelig i september, i årene 2015-2017. Større ørret vandret lengre opp i elva, syv helt opp til Åmøte-Helvetesfossen, og oppholdt seg også lengre tid på elv. En større ørret (2,8 kg) merket på gytevandring i Tokkeåi i 2015, kom tilbake for gyting også i 2016, men hadde ellers sitt næringsområde i Vestvanna nedstrøms Straumen. Det var ingen klar sammenheng med oppvandring og absolutt vannføring, men derimot med vannføringsendring. Langt de fleste individene vandret opp på fallende vannføring etter en flomtopp, og på vannføringer $20\text{-}50 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (gjennomsnitt $30,4 \pm SD 19,1$) eller større. Nedvandringen foregikk på lavere vannføringer (gjennomsnitt $20,9 \pm SD 8,0$, min. 14,3 – maks. 42,4), men uten noe mønster i forhold til vannføringsendringer. Rekrutter merket på elv ($n = 90$) var i hovedsak stasjonære, men noen individer ($n = 7$, dvs. nær 10%) hadde begrensede vandringer internt på elv, mens et betydelig antall ($n = 11$, dvs. nær 15%) vandret ut fra elv til delta. Av disse vandret fire individer tilbake til Tokkeåi etter en 'sommerferie' på delta. Ett individ (140 mm) vandret svært mye.

Vandringsadferd over flere år for ørret i større elv-innsjø økosystemer er tidligere lite systematisk undersøkt. Resultatene her viser stor individuell variasjon i vandringer og arealbruk. De fleste individer bruker avgrensede og overlappende hjemmområder, men av varierende størrelse. Enkeltindivider, og særlig storaure, kan vandre mye og langt. Dermed blir ørretbestandens habitatbruk i dette innsjø-elv-økosystemet dynamisk og sammenhengende. Et relativt lite

deltaområde («source-habitat») har betydning som nærings- og oppvekstområde for ørret i et helt system. Ørret herfra hadde ulike gyteområder, men Tokkeåi er viktigste rekrutteringsområde. Også storaure fra Vestvanna kan bruke Tokkeåi som rekrutteringsområde. Oppvandringsmuligheter, gyte- og oppvekstområder og vinter-refugier i elva (dype, rolige partier) må bevares og restaureres. Gyteoppvandring foregikk på fallende vannføring etter en flomtopp (vannføringer $20-50\text{m}^3\text{s}^{-1}$ eller større), mens nedvandringen ikke fulgte noe slikt mønster. Ørretungene på elv var i hovedsak stasjonære, men en betydelig andel (15%) vandret ut i delta. Viktige elementer for å belønne en storaure-strategi er, sammen med lav dødelighet, god tilgang på (liten) næringsfisk og gode rekrutteringsområder.

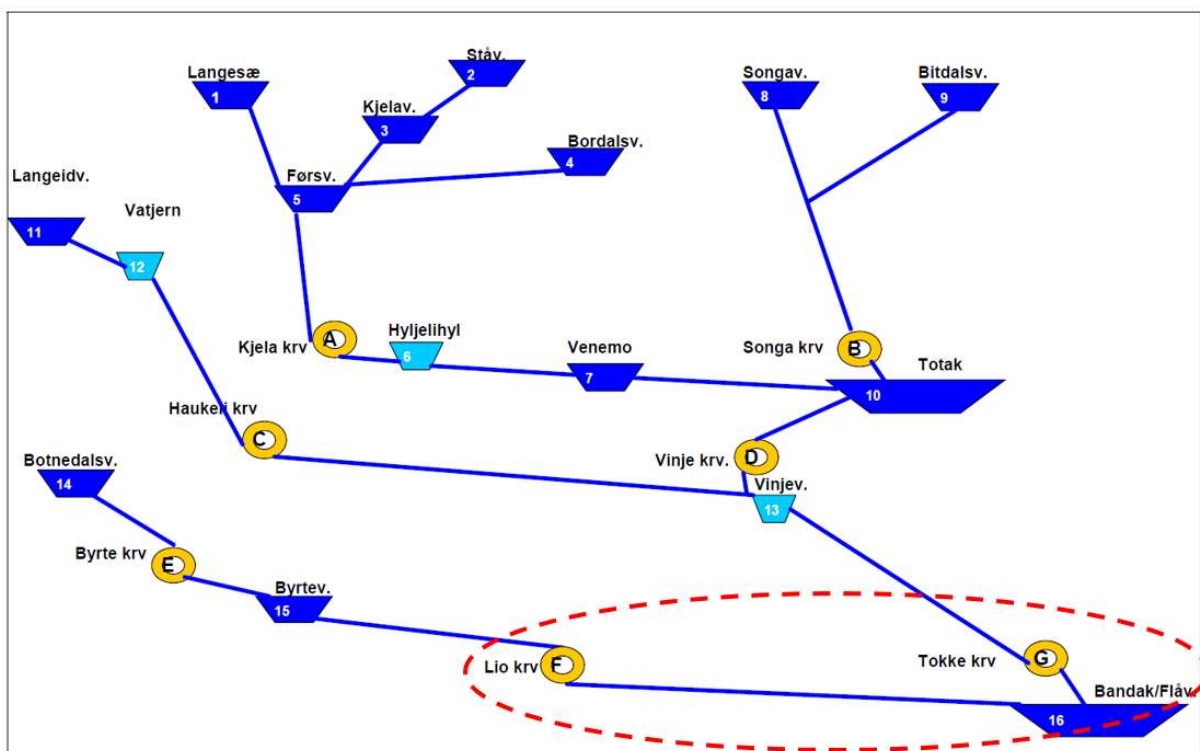
Innholdsfortegnelse

1. Innledning	1
Ørretundersøkelser og nøkkel-habitater	2
Stor ørret og storaure	3
2. Studieområdet	6
Bandak	6
Tokkeåi	8
Fiskefauna	10
Reguleringer i Tokke/Vinje vassdraget	10
3. Metode og materiale	16
Hydroakustikk	16
Forsøksdesign og utlegging av loggere	17
Merking av ørret	25
Henting og bearbeiding av rådata	30
Databehandling i ArcGIS	31
Data analyser	32
Vandringsavstander og -hastigheter	32
Variasjon i aktivitet over tid	33
Hjemmeområde	33
Gytevandringer	34
3D-innsjømodell: vandring og dybdebruk	35
4. Resultater og kommentarer	37
Test av rekkevidde	40
Test av tidsopløsning på data	41
Ørretens vandringer: lengder, hastigheter og aktivitet over tid	44
Vandringslengder	49
Vandringslengder stor ørret	51
Vandringslengder over året	54
Vandringshastigheter	56
Natt/dag aktivitet	57
Ørretens habitatbruk: Hjemmeområder	58

Hjemmeområder over tid	62
Hjemmeområder stor ørret 2014	62
Hjemmeområde på delta, men ulike gyteområder	64
Hjemmeområder stor ørret 2015	66
Ørretens gytevandring: Oppgang på elv og gyting	68
Gyteoppvandring i september	71
Gyteoppvandring etter flom	73
Gyteoppvandring og terskler	75
Helvetesfossen vandringshinder?	76
Gyteområder i Tokkeåi og Straumen	80
Ørret rekrutter på elv: stasjonæritet og utvandring til delta	81
Ørretens dybdebruk: 3D innsjømodell	83
5. Diskusjon	88
6. Konklusjoner og tilrådinger	92
7. Litteratur	93

1. Innledning

Norges Vassdrags- og Energidirektorat (NVE) åpnet Tokke-Vinjevassdraget for revisjon av konsesjonsvilkårene i 2007 (Sørensen 2013). Dette innebærer å revurdere miljøforhold knyttet til reguleringsinngrepene, og ev. nye vilkår for å bøte på miljøskader. Tokke-Vinjevassdraget fikk konsesjon i 1957 med ytterligere reguleringer i 1960 og 1964. Det er en av Nord-Europas største vasskraftutbygginger. Sju kraftverk ble bygd i perioden 1957-1979 (Fig. 1.1). Midlere produksjon i et normalår er ca. 4300 GWh tilsvarende 4 % av Norges totale kraftproduksjon. Innsjøen Bandak (72 moh, areal 26,4 km², volum 3,2 km³, omkrets 60,2 km, maks. dyp 325 m, gjennomsnitt dyp 121,5 m) er regulert 2,54 m, og Tokkeåi (4,2 km, fall 23 m, fallgradient 1:209, elveleie areal > 340 000 m²) har en sterkt regulert vannføring. Reguleringen eies og drives av Statkraft Energi AS (Statkraft Energi 2005).



Figur 1.1. Magasin (blå) og kraftverk (gule ringer) i Tokke-Vinjereguleringen. Rød ring omgir deler som i hovedsak omhandles i denne rapporten. For mer detaljer se vedlegg 1. Fra (Statkraft Energi 2005).

Blant alle norske vannkraftkonsesjoner som kan revideres innen 2022, er vassdragsavsnittet Tokkeåi innenfor Tokke-Vinjereguleringen kategorisert som et 1.1 vassdrag av Norges Vassdrags- og Energidirektorat og Miljødirektoratet (Sørensen 2013). Det er høyeste kategori og beskrives som «vassdrag med stort potensial for forbedring av viktige miljøverdier, og med antatt lite eller moderat krafttap i forhold til forventet miljøgevinst». En slik revisjon skal bl.a. bygges på best tilgjengelige kunnskap, og utløser derfor gjerne ulike faglige undersøkelser.

Ørretundersøkelser og nøkkel-habitater

Det er tidligere gjort flere fiske-biologiske undersøkelser i Tokkeåi-Bandak, bl.a. med undersøkelser av rekruttering/tettheter i Tokkeåi, gytegroper til storaure og telemetristudier av ørret (*Salmo trutta*) (Thue & Wollebaek 1999; Tranmæl & Midttun 2005; Wollebaek, Thue & Heggenes 2008; Heggenes, Fjeldheim & Brattesta 2017). Et større ferskvannøkologisk prosjekt i Tokkeåi-Bandak ble sluttført i 2014 (Kraabøl *et al.* 2015a). Dette viste bl.a. at Tokkeåi er viktig gyte- og rekrutteringselv som gir 'god' rekruttering av 'vanlig' ørret, men at antall stor ørret er sterkt redusert i senere år, og at deltaområdet ved Tokkeåis innløp i Bandak synes å være et viktig næringsområde. Den representerer et større, produktivt areal i et innsjø-økosystem som ellers er preget av svært bratte og næringsfattige strandsoner.

Tokke-Vinjevassdraget har flere kjente lokaliteter med stor ørret, men særlig knyttet til Tokkeåi-Bandak (Thue & Wollebaek 1999; Wollebaek, Thue & Heggenes 2008; Kraabøl *et al.* 2015a). Med hensyn til storaure, ble det i Sørensen (2013) skilt på spesielt viktige storaurebestander og andre storaurebestander eller vassdrag med stor andel storvokst ørret. Spesielt verdifulle storaurebestander ble sidestilt med bl.a. laks i nasjonale vassdrag og vassdrag med andre spesielt viktige anadrome bestander (jfr. Vedlegg 4 i (Sørensen 2013)). Storauren i Tokkeåi er vurdert som en spesielt viktig storaurebestand, og verdien satt til *svært stor* (SS) i revisjonsrapporten.

Vandringer og områdebruk til ørret som jo er avgjørende for hvor sammenhengende og dynamiske elv-innsjø økosystemer er og dermed må forvaltes, er imidlertid ikke spesielt undersøkt. Det var derfor hovedmålet for det prosjektet som rapporteres her. Større ørret synes å bruke store deler av hele Tokke-Bandak økosystemet, men det arealmessig svært begrensede delta området synes å være

et viktig oppvekstområde for ørret i større deler av Tokke-Bandak systemet. Det er vel kjent at betydningen av ulike habitat kan variere mye, at noen habitatområder er 'underskudds'-habitat, mens andre har 'overskudds'-habitat (source-sink dynamikk; (Pulliam & Danielson 1991; Pulliam 1996)). Slike overskuddshabitater kan ofte være romlig svært avgrenset og ha en spesiell funksjon, og kalles da ofte «source»- eller nøkkel-habitater. Det er selvsagt særlig viktig å identifisere og avgrense mulige source-/nøkkel-habitater. Gyteområder for ørret er slike velkjente nøkkelområder. Kunne deltaområdet også ha en slik nøkkelfunksjon for oppvekst, både for liten og større ørret?

Stor ørret og storaure

Bestander med stor ørret representerer spesielle biologiske og kulturelle verdier (Dervo, Taugbøl & Skurdal 1996; Garnås *et al.* 1997). Det kan imidlertid være en forskjell på «stor ørret» og «storaure», selv om det kan være glidende overganger (Ugedal, Næsje & Forseth 1999). En mer enhetlig definisjon er under utredning av Miljødirektoratet. Det vi kaller storaure blir oftest karakterisert ved sin særskilte livshistorie; den er fiskespisende, og gjør relativt lange vandringer. Storaure kan stille særskilte krav til nærings- og gytehabitat. Om de vanligvis utgjør egne genetiske enheter er lite undersøkt og mer uklart (Wollebæk, Roed & Heggenes 2011; Kraabøl *et al.* 2015a; Wollebaek, Heggenes & Roed 2018). Storaure er en av innlandsvassdragenes mest verdifulle fiskeressurser, og er ofte særlig attraktivt for sportsfiskere (Kraabøl & Aass 1995; Aass & Kraabøl 1999). Historisk kan også storaure ha betydd mye for lokalt næringsfiske. Vassdragsreguleringer har hatt negative effekter på rekruttering og gytebestand (Aass & Kraabøl 1999) og regnes som den mest alvorlige trusselen for storaure i Norge (Dervo, Taugbøl & Skurdal 1996). Bandakørreten regnes som en av de få opprinnelige ('klassiske') storaurebestander i Norge, ettersom Bandak er den øverste forekomsten av naturlig innvandret ørret i dette vassdraget (Kraabøl 2010). Storaure i Tokkeåi-Bandak er en av flere genetisk ulike ørretbestander i systemet (Kraabøl *et al.* 2015a). Storauren blir relativt gammel med en jevn og utholdende vekst (Tranmæl & Midttun 2005; Heggenes, Sageie & Kristiansen 2009; Johnsen *et al.* 2012; Kraabøl *et al.* 2015a). Fra lokale fiskere og tidligere undersøkelser på ørret i Tokkeåi og Bandak, vet vi hvor den store ørreten gyter på tilgjengelige arealer i Tokkeåi (Heggenes, Fjeldheim & Brattesta 2017). Men vi trenger mer kunnskap både om hvordan 'vanlig ørret' og den store ørreten bruker sine habitater i Bandak og Tokkeåi; når og hvordan den vandrer opp i elva og bruker gyte- og oppvekstområdene der (Tranmæl & Midttun 2005) og betydningen av vannføring og

eventuelle vandringshinder i elva, ev. oppvekst på elv og i deltaområdet, og hvordan ørreten vandrer, spiser og vokser i Bandak. Et hovedmål er å identifisere ev. begrensende flaskehalsar i livssyklus til særlig stor ørret, og om disse ev. er koblet til reguleringsregimet i Tokkeåi og/eller Bandak. Uheldigvis er både manøvreringsregimet, fiskeregler/beskatning og elveleiet endret vesentlig, og til dels samtidig, i de senere år. Dette gjør det vanskelig å skille årsaksfaktorer fra hverandre. Eksempelvis er det i Tokkeåi per i dag en selvpålagt minstevannføring i elva ($4-12 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, varierende over året, minimum oppjustert fra 2 til $4 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ etter anbefalinger i (Kraabøl *et al.* 2015a)), men driftsutfall i Lio Kraftverk forekommer med usikker frekvens. Det ble også bygd 15 terskler i Tokkeåi i 1970-årene, uten å undersøke fiskevandring. På den annen side er det etter ca. år 2000 innført forskjellige frivillige manøvreringshensyn for fisk, og det er i de seneste år (2014-2016) gjennomført omfattende rehabiliteringstiltak i form av ombygging/fjerning av terskler i Tokkeåi og bunn-harving av relativt store elveområder (Heggenes, Fjeldheim & Brattesta 2017). Den biologiske responsen på slike endringer tar tid, og det kreves flerårige undersøkelser for å kontrollere en slik eventuell respons. I Bandak er det ikke gjort fysiske endringer, men betydningen av manøvreringsregimet er usikker. Et tidvis betydelig fiske etter stor ørret i Bandak er også en viktig faktor (Kraabøl 2010). Tidligere prosjekter gir svar på noen av disse spørsmålene (Johnsen *et al.* 2012; Kraabøl *et al.* 2015a), men særlig vandringsene og habitatbruken til stor ørret er ikke spesielt undersøkt.

På denne bakgrunn var målet for vårt prosjekt å undersøke habitatbruk og vandringer til 'vanlig' ørret og storaure i Bandak og Tokkeåi. Det er behov for kunnskap om hvordan ørret gjennom livshistorien bruker innsjøen og elva, om noen områder er særlig viktige, og hvordan dette påvirkes av reguleringen via vannføringer i Tokkeåi og vann-nivå i Bandak. Fordi dette er et stort økosystem med både elv og innsjø med til dels store dyp, og undersøkelsene skulle gå over flere år, ble hydroakustisk telemetri valgt som metode (se Metoder og materiale).

Denne rapporten sammenfatter data og resultater fra de hydroakustiske undersøkelser på 'vanlig' ørret og storaure i Bandak-Tokke i perioden 2014-2016. En del resultater basert på data fra 2014 er tidligere rapportert i en masteroppgave (Fjeldheim 2016). Det overordnede mål, å undersøke nærings- og gytevandringer og habitatbruk til 'normal' og storaure, hadde et fokus på elv og deltaflate, og hvordan dette påvirkes av reguleringen via vannføringer i Tokkeåi og vann-nivå i Bandak. Mer spesifikt ville vi belyse om i) det er vandringshinder i Tokkeåi på lave vannføringer, ev. hvor lave, ii) hvilke deler av Tokkeåi/type habitat som er viktige refugier for storaure når den

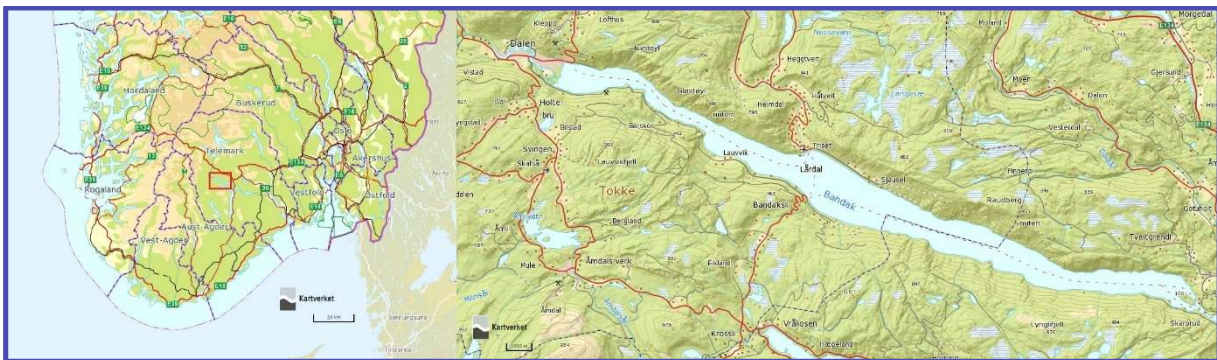
oppholder seg i Tokkeåi, iii) hvilke deler av Tokkeåi er viktige gyteområder for storaure, iv) hvilke og hvor store områder i Bandak som brukes både av 'normal' og storaure, v) hvordan rekrutter fra elv eventuelt vandrer ut og bruker deltaområdet, og til sist, vi) hvordan særlig storaure bruker/vandrer i hovedbassenget i Bandak.

2. Studieområdet

Hoveddelene av studieområdet er innsjøen Bandak, hovedtilløpselven Tokkeåi og hvordan de er påvirket av reguleringer.

Bandak

Bandak (59,41°N; 8,23°E) er en kalkfattig (kalsium 1-4 mg/L), oligotrof og klar (TOC 2-5) innsjø (Fig. 2.1). Innsjøen har et areal på 26,70 km² og et nedbørsfelt på 2545,69 km². Nedbørsfeltet drenerer de sørvestlige deler av Hardangervidda og heiområdene nordvest i Telemark (Kraabøl et al. 2015a). Bandak ligger under marin grense og dalen og innsjøbassenget er preget og formet av isskuring fra isbreer i tusenvis av år (Dalland 1983). Innsjøen er lang, 27 km, og smal, bare 1,7 km på det bredeste. Det er en dyp innsjø (325 m, 8. dypeste i Norge, midlere dyp 121,3 meter (Wold 1961)) med lite gruntområder. Med unntak av deltaflaten i nord ved hovedinnløpet fra Tokkeåi ved Dalen (Fig. 2.2), er strandsonen smal og med bratte strender. Vassdraget nedstrøms (Fig. 2.3) består av korte elvestrekninger med fri vannvei (Straumen, ca. 1 km) til innsjøene Kviteseidsvatnet og Flåvatn. Nedstrøms Flåvatn blokkeres fiskens vandringsvei av fosser og sluser.



Figur 2.1. Kart over Bandak med plassering i Norge Kilde: www.norgeskart.no



Figur 2.2. Flyfoto over deltaflaten og «Buffjorden». Kilde: www.finn.no/kart



Figur 2.3. Kart over vassdraget fra Bandak ned til Kviteseidvatnet og Flåvatn. Rød firkant markerer naturlig vandringshinder (og senere sluser), før vassdraget renner ut i Norsjø og deretter ut i Frierfjorden. Kilde: www.visittelemark.no

Tokkeåi

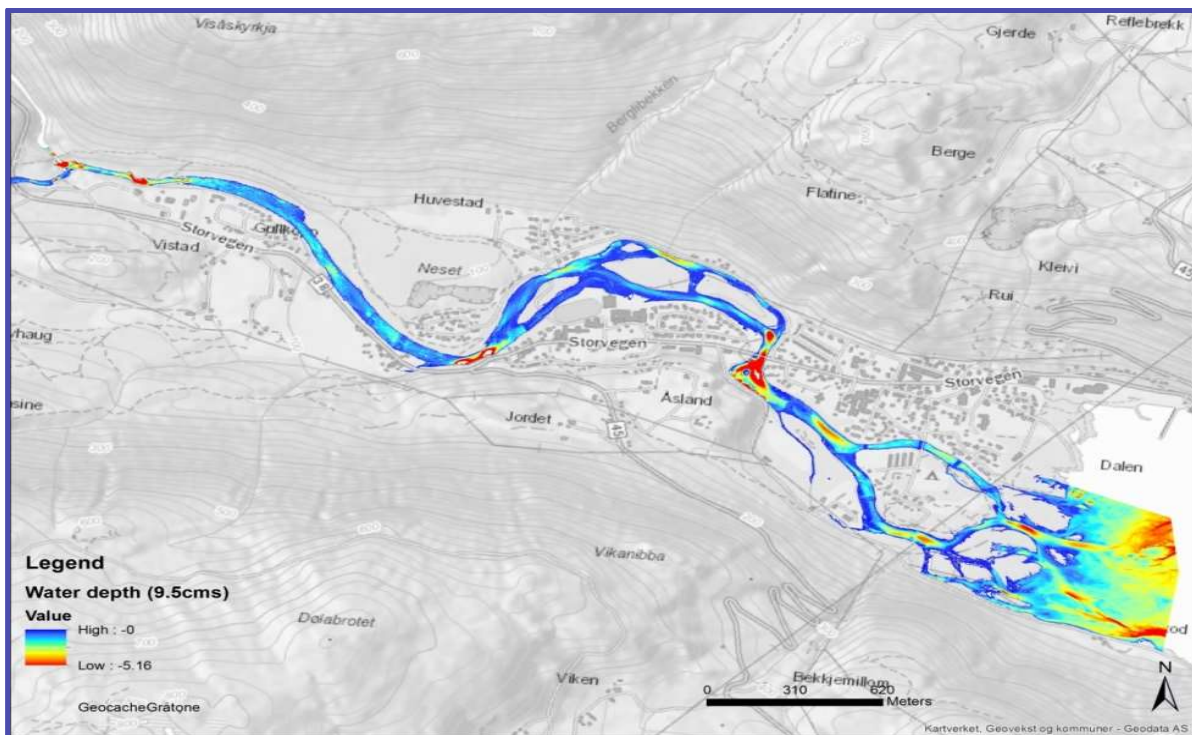
Hovedtilløpselven til Bandak er Tokkeåi (Fig. 2.3, 2.4). Den 4.7 km lange strekningen fra innløp Bandak og opp til Helvetesfossen (Fig. 2.4) fungerer i dag som viktige gyte- og oppvekstområdet for ørret og storaure i Bandak (Heggenes, Fjeldheim & Brattesta 2017). Elveløpet fra Helvetesfossen og opp til Åmot (21 km) er en dyp kløft med et stort mangfold av arter og særlig fuktkrevende naturtyper. Det er imidlertid uklart om og i hvilken grad storaure naturlig har kunnet passere Helvetesfossen, grunnet mangelfulle historiske data og usikkerhet knyttet til endring av vannivået i kulpen under fossen (Øvrehyl) etter inngrep i elv, utført i forbindelse med tømmerfløting (bl.a. sprengningsarbeider) og kraftutbygging (sprengningsarbeider og masseuttak). Omfanget på inngrep/senkning ved kraftutbygging er under utredning. Høyde på fossen før senkning synes å ha vært ca. 3,5-5 meter, og senkningen medførte ca. 1,8 – 2,6 meter lavere vannstand i Øvrehyl med restvannføring $9-22 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (J. Kristiansen, pers. med.). Det er usikkert hva vannstanden var før nedspregning for tømmerfløting ca. år 1900. Sømme (1959) angir i sin fiskerisakkyndige rapport at storaure vandret opp til Helvetesfossen.

Naturlig var Tokkeåi en elv med store fluktuasjoner i vannføring, med maksimale flomtopper mellom 578 og $1136 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$, og en midlere vannføring ved Dalen på $92 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. Det var i perioden 1919-1957 vesentlig høyere naturlige vannføringer i snøsmeltingsperioden og på ettersommer-høst. Før regulering var sannsynligvis Tokkeåi islagt i lengre perioder om vinteren, men er i dag i all hovedsak isfri pga. reguleringene. Driftsvann tappet fra bunnlagene i inntaksmagasin til regulert elv holder ca. 4°C store deler av året. Om sommeren senker derfor driftsvannet nedstrøms et kraftverk vanntemperatur vesentlig, men det øker temperaturen ofte $1-3^\circ\text{C}$ på vinteren og gjør dermed nedstrøms elv i hovedsak isfri (Heggenes *et al.* 2017). Reguleringen medførte store endringer i vannføringsregimet og omfattende fysiske inngrep i elveleiet i form av masseutgraving og fjerning av stor stein i øvre del opp mot undervann Lio kraftverk ved Åmøtehylen (Fig. 2.4), samt bygging av terskler nedover i elva (se nedenfor).



Figur 2.4a. Kart over Tokkeåi fra deltaflaten og hele den storaureførende med stedsnavn.

Kilde: www.norgeskart.no



Figur 2.5b. Dybdekart over Tokkeåi basert på grønn laser data. Kilde: Statkraft, M. Stickler.

Fiskefauna

I Bandak-Tokkeåi systemet er det i dag ørret, 3-pigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*), sik (*Coregonus lavaretus*), røye (*Salvelinus alpinus*) og bekke-niøye (*Lampetra planeri*) som alle sannsynligvis vandret naturlig inn i innsjøen etter siste istid. Ørekyte (*Phoxinus phoxinus*) har invadert vassdraget i løpet av de siste ti-årene, sannsynligvis pga. spredning ved menneskelig hjelp. Det er også sporadisk observert abbor (*Perca fluviotilis*) og bekkerøye (*Salvelinus fontinalis*) (Tranmæl & Midttun 2005; Kraabøl *et al.* 2015a). Fiskefaunaen i selve Tokkeåi domineres av ørret, selv om de andre artene kan forekomme særlig i de nedre deler. Tokkeåi er viktig gyte- og oppvekstområde for 'vanlig' ørret og storaure (Fig. 2.4) (Tranmæl & Midttun 2005; Kraabøl *et al.* 2015a). Bandak-Tokkeåi har storaure, og denne blir ansett som en av de 'klassiske' storaurestammene i Norge. Ørret hadde en naturlig innvandring og kolonisering av breelver og innsjøer under istidens slutfase, da den også koloniserte Bandak. Slike storaurebestander har derfor sin opprinnelse fra sjøørret hvor oppvandring senere ble avstengt fra fjorder og marint miljø som følge av landhevingen (Tranmæl & Midttun 2005; Sørensen 2013; Kraabøl *et al.* 2015a).

Reguleringer i Tokke/Vinje vassdraget

Bandak, med et nedbørfelt på 2545,7 km² og vannareal 26,77 km², ble regulert (72-69,46 moh.) i 1890 i forbindelse med bygging av kanalen, ved Hogga dam ved utløpet av Flåvatn (Fig. 2.3). Dammen ble bygget for å heve vannstanden, slik at trafikk av båter i Telemarks-kanalen ble enklere. Selv om vassdraget oppstrøms Hogga i dag bærer preg av sammenhengende innsjøareal opp til Dalen (60 km, Fig. 2.3), utgjør dette naturlig tre innsjøer, kalt Vestvannene. Disse er fortsatt adskilt med definerte, men etter oppdemming kortere og relativt svakere strømpartier, særlig Straumen mellom Bandak og Kviteseidvatn (Figur 2.3).

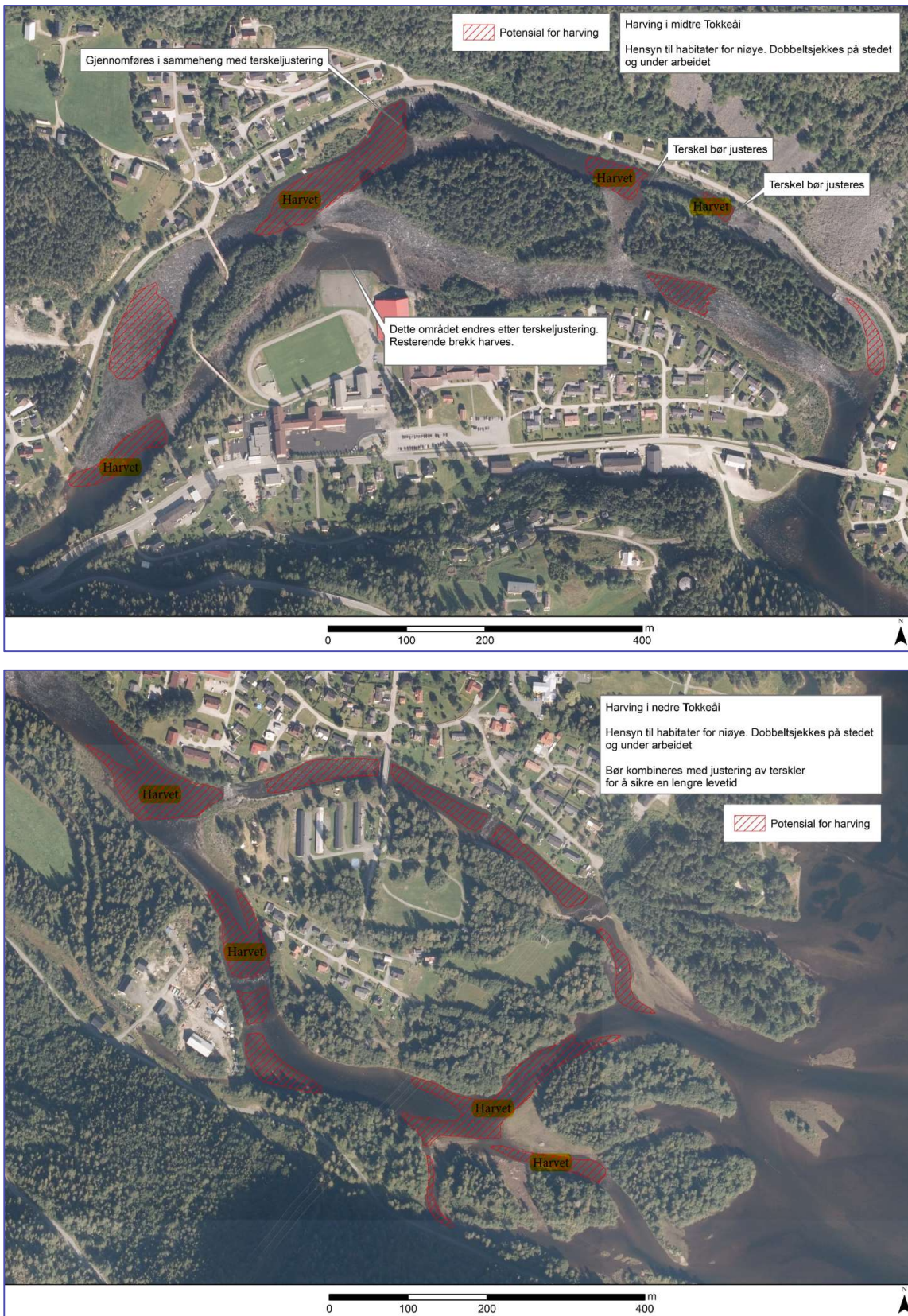
Bandak har i dag en reguleringshøyde på nær 2,5 m, med høyeste regulerbare vannstand (HRV) 72 moh. og laveste regulerbare vannstand (LRV) 69,46 moh. og magasinvolym 125 Mm³ (Statkraft Energi 2005). Tokke-Vinjevassdraget fikk konsesjon i 1957 med ytterligere reguleringer i 1960 og 1964. Via et nettverk av overføringer og magasin (Fig. 1.1, Vedlegg 1), overføres driftsvann til hovedkraftverket Tokke som har utløp under vann direkte i Bandak, på nordsiden ca. 1 km fra deltaområdet/

småbåthavnen. Tokkeåi (4,2 km, fall 23 m, fallgradient 1:209, elveleie areal > 340 000 m²) har følgelig en sterkt regulert vannføring. Vannføringen i Tokkeåi nedstrøms Vinjevatn er redusert til naturlig restvannføring ettersom det ikke ble pålagt minstevannføringer. Et mindre kraftverk, Lio kraftverk (satt i drift 1969), har utløp under vann nedstrøms Helvetesfossen i Tokkeåi (4,8 km oppstrøms utløp i Bandak (Fig. 1.1, 2.4, Vedlegg 1 og 2). og kjøringen av Lio kraftverk bestemmer i betydelig grad vannføringen i de nedre 4 km av Tokkeåi, sammen med avrenning fra restfeltet. Tidligere ble Lio kraftverk i stor grad effektkjørt over døgnet, noe som kunne medføre drastiske vannstandsendringer på kort tid. Dette kan bl.a. føre til økt dødelighet av ørret pga. stranding (e.g. Saltveit *et al.* 2001; Halleraker *et al.* 2003). Statkraft har i de senere år gjennomført flere selvpålagte restriksjoner, bl.a. for å redusere stranding av fisk. Det er per i dag innført en stopprosedyre for Lio kraftverk som (siden 2004/2005) innebærer en gradvis reduksjon av vannføringen (fra fullast) på minimum 2 timer og 15 minutter (maksimal lastreduksjon 5 MW/30min. for 40-20 MW og maksimalt 5 MW/15min. for 20-0MW). Dette kan fravikes når vannføringen er over 15 m³s⁻¹ ved målestasjon Elvarheim (Fig. 2.4). Det er også lagt inn selvpålagte minstevannføringer i Tokkeåi (målt ved Elvarheim) for bestemte tidsperioder (siden 2010, justert 2015). I perioden 16 juni – 14 september skal minstevannføringen være 6 m³s⁻¹, 15 september – 15 november 12 m³s⁻¹, og 16 november – 15 juni 4 m³s⁻¹. Dagens midlere vannføring i Tokkeåi er 16-17 m³s⁻¹, og mesteparten av dagens vannføring nedstrøms Helvetesfossen, kommer fra Lio kraftverk, med maksimal driftsvannføring på 12-14 m³s⁻¹. Den naturlige restvannføringen i Tokkeåi er således normalt bare 2-4 m³s⁻¹. Reguleringen og kjøringen av Lio kraftverk styrer derfor i vesentlig grad vannføringen i nedre Tokkeåi, og også vanntemperatur, både gjennom året og gjennom døgnet. Lio tar inn Rukkeåi, som naturlig kommer inn i Tokkeåi 1,3 km oppstrøms Helvetesfossen. Hovedmagasinet for Lio kraftverk er i Byrtevatn (fallhøyde 322 meter, LRV 427,3 moh., HRV 445,6 moh.) (Figur 2.5). Det viktigste sideløpet til Tokkeåi nedstrøms Lio kraftverk er Dalaåi (Fig. 1.1, 2.4). Denne reguleres av Byrte kraftverk med hovedmagasin i Botndalsvatn (fallhøyde 286 m, LRV 705 moh., HRV 740 moh.). Magasinet tappes vanligvis til LRV i mars-april, men er på HRV fra midten av juni og utover sommeren. Tilsiget er normalt større enn slukevnen (9 m³s⁻¹) i 9 av 10 år, og det er derfor overløp til Dalaåi (Kraabøl *et al.* 2015a).

Over året fører reguleringen typisk til lavere og kaldere sommervannføringer og høyere vintervannføring og vintervanntemperatur, og med betydelig lavere flomtopper, sett i forhold til naturlig vannføring (Kraabøl *et al.* 2015a; Heggenes *et al.* 2017). Stenges kraftverket i Lio, kan

restvannføring fra Dalaåi sammen med det gamle elveleiet ovenfor Helvetesfossen, stå for størstedelen av restvannføringen (2-4 m³s⁻¹, se over). Ved planlagt revisjoner og stans i Lio tappes det vann i forkant fra Byrtevatn, Botndalsvatn eller Vinjevatn for i sikre minimum 4 m³s⁻¹ ved Elvarheim.

I de par siste årene (særlig 2016) er det gjort flere fysiske tiltak i nedre del av Tokkeåi (Vedlegg 6), med ombygging av terskler for å lette fiskens opp- og nedvandring og lage til bedre gyteområder i tilknytning til terskelområdene (Fig. 2.5, 2.6, J. Kristiansen, pers. med.). Samtidig er det gjennomført omfattende gravearbeider ('harving') i selve elveleiet for å få vasket ut og redusert mengde finmateriale (Heggenes, Fjeldheim & Brattestå 2017). (Fig. 2.5, 2.6).



Figur 2.5. Oversikt over elveområder med gjennomført eller aktuelle for harving i Tokkeåi. Områder harvet i 2016 er uthevet med gul tekst. Plantegninger fra Statkraft.





Figur 2.6. Gravearbeider nedstrøms Geishyl med utlegging av stor blokk (øverst) og ombygde terskel 1 og 2 med et utjevnet brekk/fall og mer strykhabitat (nederst). Foto: Statkraft.

3. Metode og materiale

Hydroakustikk

Telemetri, særlig akustikk og radiotelemetri, er brukt i flere tiår på akvatiske dyr (e.g. Cooke *et al.* 2004; Cooke *et al.* 2013; Pollom & Rose 2016), inkludert en rekke ulike arter av fisk i saltvann hvor det mest brukes akustisk telemetri, og ferskvann (e.g. Simpfendorfer, Heupel & Hueter 2002b; Thorstad *et al.* 2004; Jellyman 2009; Olsen & Moland 2011). Det er fordeler og ulemper med begge metodene (Lucas & Baras 2000; Bridger & Booth 2003; Murphy & Jenkins 2010) som begge krever at en sender opereres inn i fiskens bukhule eller på annen måte gjøres fast på fiskens utside. Akustiske- og radiosendere er omtrent like store. Det er hovedsakelig batteriet som krever plass, og senderens størrelse bestemmes av ønsket batteri-levetid. Akustisk telemetri sender signaler med relativt lang rekkevidde under vann (300-600 m). På elv kan dette begrenses av turbulent vann med mye luftbobler og støy. Akustiske signaler registreres automatisk via utplasserte loggere under vann, og fiskens posisjon kan beregnes ved triangulering basert på tidspunkt for deteksjon av signal i en logger, eller ved beregning av gjennomsnittsposisjon i løpet en avgrenset tidsperiode (Simpfendorfer *et al.* 2002a). Mange fisk kan derfor merkes og følges. Radiotelemetri har lang rekkevidde i luft (> 500 m), men mister signal på vann dypere enn noen få meter (Cooke *et al.* 2013). Radiosignalene fanges normalt opp manuelt via luftantennener, og fisken posisjons bestemmes ved triangulering. Eventuelt kan også faste lyttestasjoner på land benyttes. Radiotelemetri kan derfor være en manuelt arbeidskrevende metode dersom mer detaljerte data mht. tid og sted er ønskelig. Peiling er også mer tidkrevende, noe som begrenser antall fisk som effektivt kan radiomerkes. Akustisk telemetri med automatisk, kontinuerlig logging kan derimot følge mange individer over lengre tid, og med mange observasjoner per individ. Metoden er følgelig stadig mer brukt (e.g. Espinoza *et al.* 2011a; Wiig *et al.* 2013; Kessel *et al.* 2014; Hussey *et al.* 2015). Akustisk telemetri gir således høyoppløselige data til å undersøke hjemmeområde og habitatbruk for hvert individ, også over tid, f.eks. over ulike sesonger (e.g. Lowe *et al.* 2003b; Wiig *et al.* 2013). I Norge er akustisk telemetri tidligere brukt på anadrom ørret og laks, hovedsakelig for å observere utvandring av smolt fra elver (Thorstad *et al.* 2004; Suhr 2010; Urke *et al.* 2010; Davidsen *et al.* 2014c), og for å undersøke adferden til sjøørret i fjorder (Thorstad *et al.* 2004; Ruud 2015; Thorstad *et al.* 2016). Studier over lengre tidsrom på brunørret i et innlands elve-innsjøkosystem ved bruk av akustisk telemetri, er derimot så langt vi kjenner til, ikke gjennomført tidligere. Fordi vi skulle undersøke vandringsmønster og områdebruk til mange ørret i

et stort elv-innsjø økosystem med til dels store dyp, valgte vi hydroakustisk telemetri som metode for Bandak og Tokkeåi (Sandstrom, Keegan & Singer 2012; Davidsen *et al.* 2014c; Norrgård 2014).

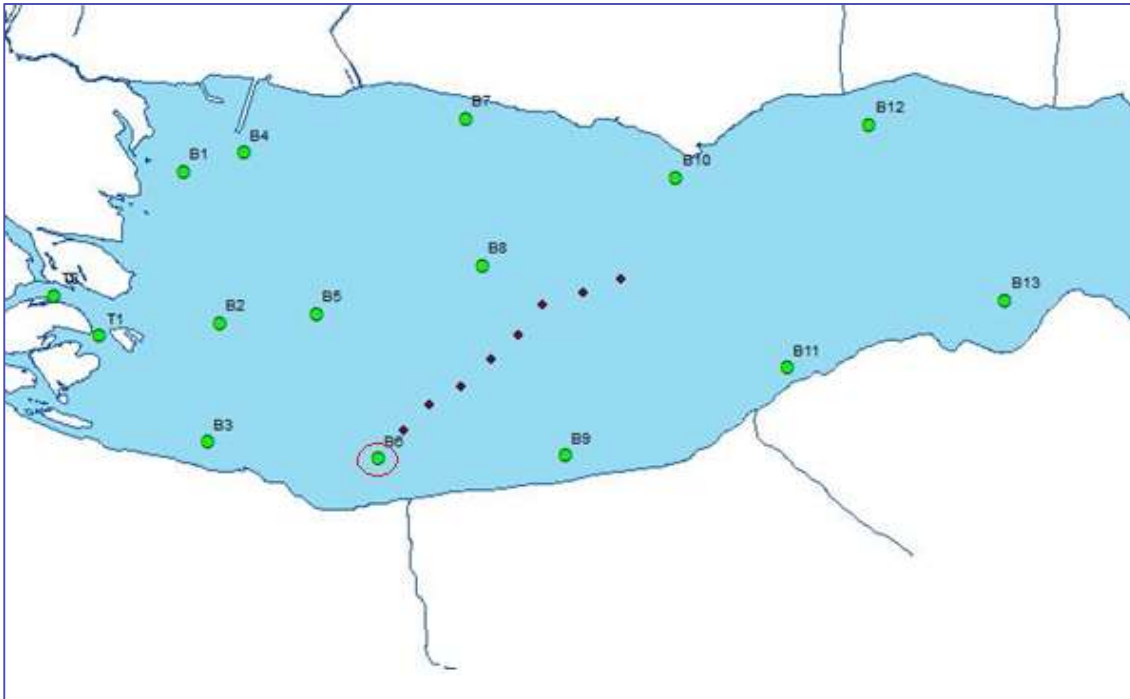
Forsøksdesign og utlegging av loggere

Hvert enkelt merket individ kan følges over lengre tid ved hjelp av lyttestasjoner (automatiske loggere). Metoden er derfor godt egnet for å studere individuell adferd til fisk i deres naturlige miljø uten behov for håndtering eller visuell rekognosering under perioden med datainnsamling. Bortsett fra selve merkingen, antas derfor hydroakustikk å ha minimal innvirkning på dyrets naturlige oppførsel (e.g. Cooke *et al.* 2004).

Merkene er små lydsendere, som opereres inn i bukhulen (intraperitonealt) til fisk. Hvert merke sender et individuelt kodet lydsignal som fanges opp, tolkes og lagres på undervanns-hydrofoner (lyttestasjoner) som på forhånd er utplassert i det aktuelle undersøkelsesområdet. Hvert lydsignal har en unik ID på hvert individ. Tidsintervall for sending av et signal fra hvert merke er mellom 30 og 120 sekunder. Merket sender signal tilfeldig innenfor dette tidsrommet. Sending av signal krever energi som hentes fra et batteri som rent fysisk utgjør størstedelen av merket. Batterilevetiden på merket har direkte sammenheng med sendeintervall, sendestyrke, og om det er ekstra sensorer i merket som f.eks. dybdesensor eller temperatursensor. Rekkevidden til signalet avhenger først og fremst av sendestyrke, men også av ytre faktorer som topologi/skygger på bunnen, vegetasjon, turbulens, luftbobler, signalkollisjoner (2 signal kan ikke bli hørt samtidig), samt menneskelig støy. Alle disse kildene kan, i tillegg til sendestyrke, påvirke sammenhengen mellom antall signaler hørt og avstand (Kessel *et al.* 2014). I vår undersøkelse ble brukt hydroakustiske merker med sendefrekvens på 69kHz og 145 dB på 1 meter, samt hydrofoner av type WR2V, begge produsert av Vemco (Vemco Division, Amirix Systems Inc., Halifax, Canada; <https://vemco.com/>). To ulike typer av merker ble benyttet ved merking i 2014; type V9-2x (24 mm lange, 9 mm i diameter) til 'mindre' ørret mellom 300-1000 g, og type V9P-2x (42x9 mm) til ørret større enn 1 kg (Vemco Division, Amirix Systems Inc., Halifax, Canada; <https://vemco.com/>). De valgte akustiske merkene var de minste mulige med en gitt beregnet levetid på hhv. 550 (V9P) og 912 (V9) dager. I 2015 benyttet vi også type ADTT MP-13 som har dybde og temperatur sensor, og levetid 26,6 måneder (Thelma Biotel AS, Trondheim, Norway; <http://www.thelmabiotel.com/>). Akustiske merker bør ikke overstige 5%, og helst ikke 2%, av fiskens

kroppsvekt for å ikke påvirke fiskens adferd og overlevelse (Brown et al. 1999; Moore, Lacroix & Sturlaugsson 2000; Bridger & Booth 2003). Merkene bør uansett være minst mulig (Brown et al. 1999). Normal rekkevidde til merkene oppgis av Vemco til ca. 500 m i sjøen ved vindstille, men varierer med lokale forhold. Vi målte derfor rekkevidde for merkene lokalt i felt. Rekkevidde ble testet med et eget range testing tag (fixed delay 7 sec, 69 kHz). Rekkevidde ble testet på 8 ulike avstander (100-800 m målt med en håndholdt Garmin GPS mottager) og signaler sendt i 1 minutt på hver stasjon (seks signaler). Logger B6 (Fig. 3.1) var utgangspunktet. I tillegg målte vi avstand til alle andre loggere i området som hadde registrert merket i løpet av perioden (Fig. 3.1).

Ulike studier definerer rekkevidde på ulike måter. For eksempel kan rekkevidden defineres som maks avstand, slik vi har gjort her, andre har definert den som avstanden der 100% av deteksjoner blir hørt, eller avstand til 50% deteksjon (Kessel et al. 2014). I en marin undersøkelse (Espinoza et al. 2011a; Espinoza et al. 2011b) var rekkevidden 350-900 m (deteksjon > 85%) ved bruk av Vemco V13 merker (Vemco, AMIRIX Divisjon, Halifax Canada). De anbefalte utsetting av loggere med 250 m mellomrom for best mulig triangulering og god overlapping mellom loggere (Espinoza et al. 2011b). I ferskvann er minimum rekkevidde rapportert til 150 m med 100% deteksjon (Pinnix et al. 2013). For V16 merker (Vemco, AMIRIX Divisjon, Halifax Canada) som har noe sterkere sendestyrke (maks 162 dB), er rekkevidde målt til 1000 m og 100% deteksjon (Hayden et al. 2014).

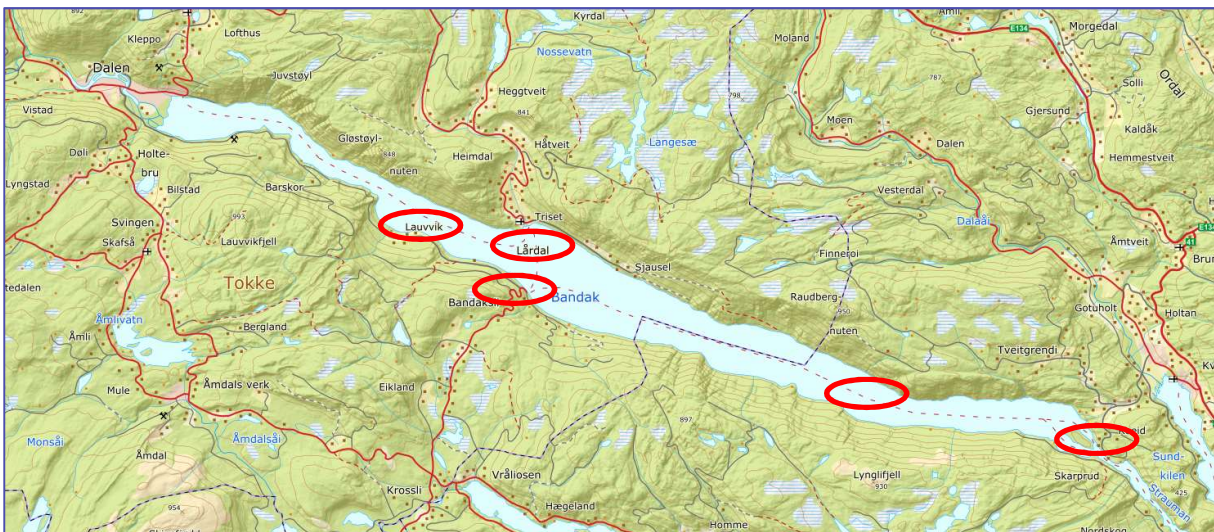


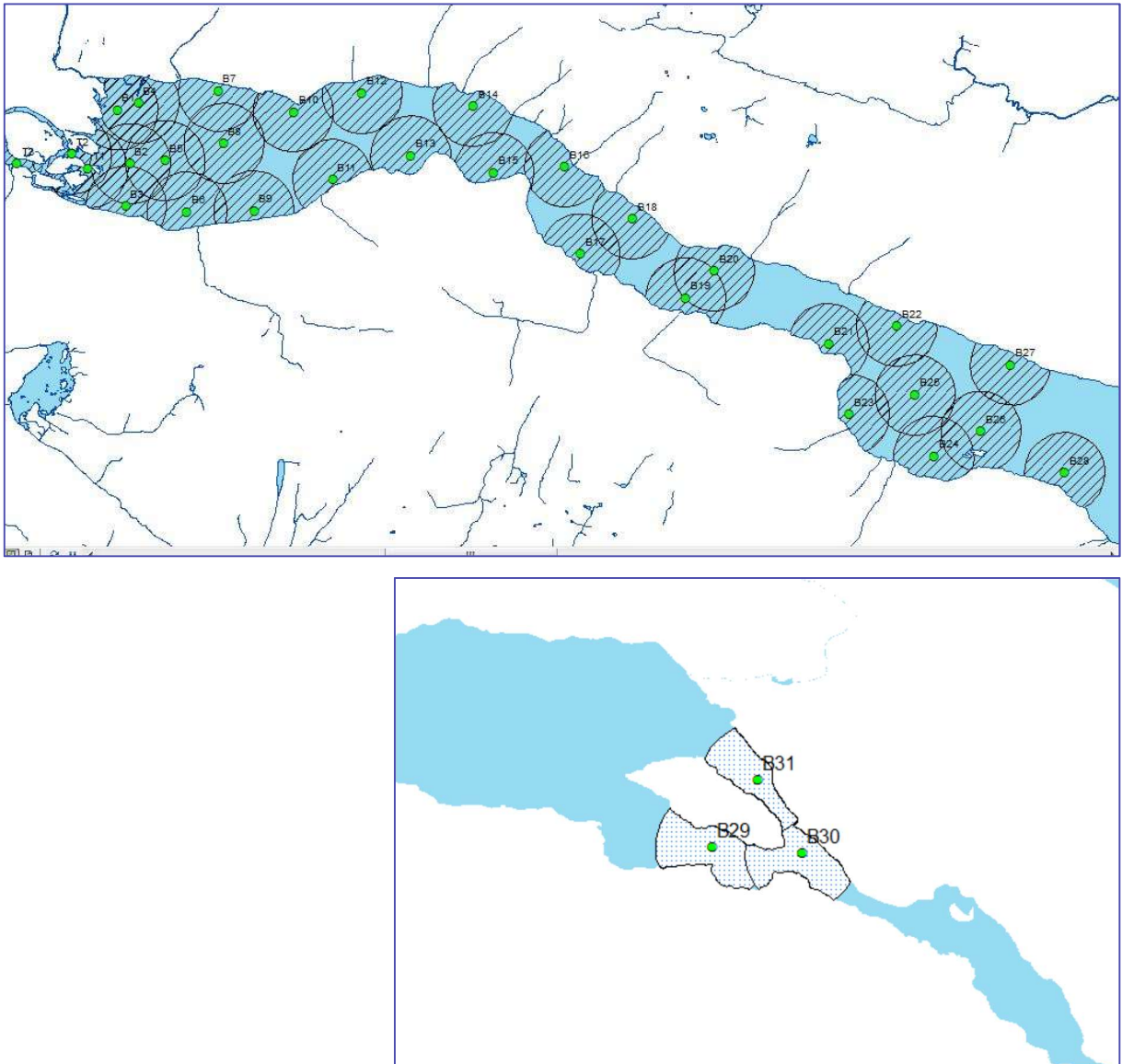
Figur 3.1. GPS posisjoner for range test. Grønne ringer markerer logger-posisjoner. Testen ble gjort i forhold til logger B6, nederst i midten på figuren (markert med rød ring). Svarte prikker markerer test stasjoner det ble sendt signal fra (svarte firkanter = stasjoner). Stasjon 1 er på 100m fra logger B6, stasjon 2 er på 200m fra logger B6 osv.

Antall loggere, tetthet og plassering i et studieområde, dvs. romlig studiedesign, er viktig for romlig oppløsning og presisjon på estimerte posisjonsdata (e.g. Heupel, Semmens & Hobday 2006). Det er viktig at et individ alltid blir detektert av minst én logger for å dokumentere tilstedeværelse. Optimalt bør imidlertid hvert individ detekteres av minimum tre loggere for nøyaktig posisjonsbestemmelse (beregning av gjennomsnittsposisjon for et tidsintervall, se under), og for å kunne retnings-bestemme fiskevandring, må minst to loggere plasseres i tandem. En logger registrerer at signalet er hørt, med tilhørende data (fiskeindivid, sensor, dato, tid).

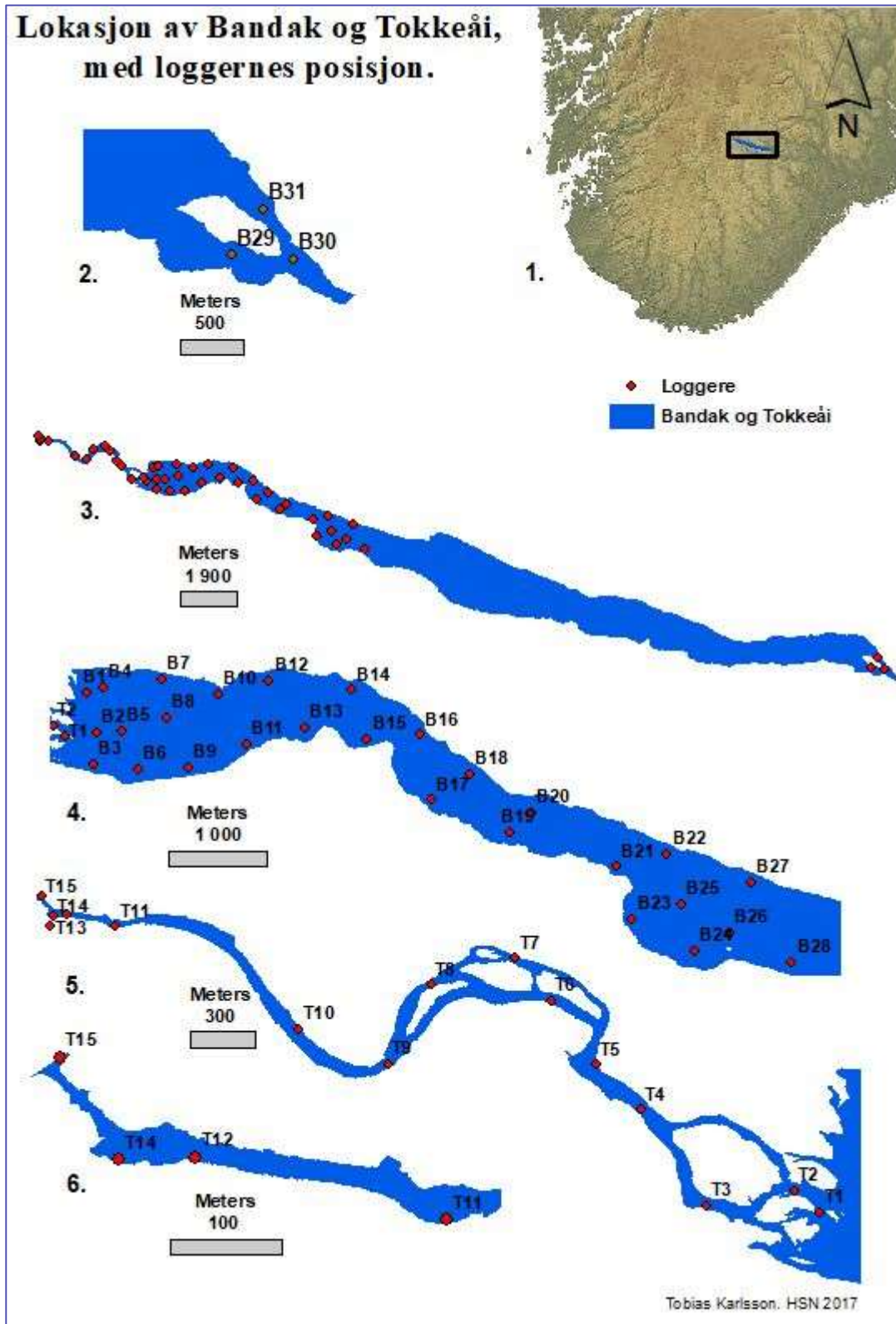
Til våre undersøkelser var 45 akustiske loggere tilgjengelige. Ved utarbeiding av romlig forsøksdesign, ble antatt rekkevidde i innsjøen satt til minimum 300 meter, og alle loggere i Bandak ble plassert primært med tanke på estimering av gjennomsnittsposisjoner, dernest triangulering så langt mulig. Dybdekart over Bandak (Wold 1961), kunnskap om ørretens biologi i systemet, erfaringer fra andre

telemetri undersøkelser, og lokale erfaringer, alle sett i forhold til målsettingene med prosjektet, ble lagt til grunn og nøye overveiet før valg av de aktuelle steder for å plassere loggerne i innsjøen. Fra kanten av elvedeltaet og ut til Lauvik (Fig. 3.2, Vedlegg 2) er dybden 40-83 meter, noe som gjorde det mulig å legge forankring for hver logger på bunnen (Fig. 3.3). Deltaområdet er også et antatt viktig oppvekst- og leveområde for ørret i Bandak. Det ble derfor prioritert å legge ut et dekkende nett av loggere i hele dette området (Fig. 3.2). I perioden 16-20 juni 2014 ble det derfor lagt ut 28 loggere (B1 – B28) i det nordlige deltaområdet i Bandak, og ut til Lauvvikøyene (Fig. 3.2).



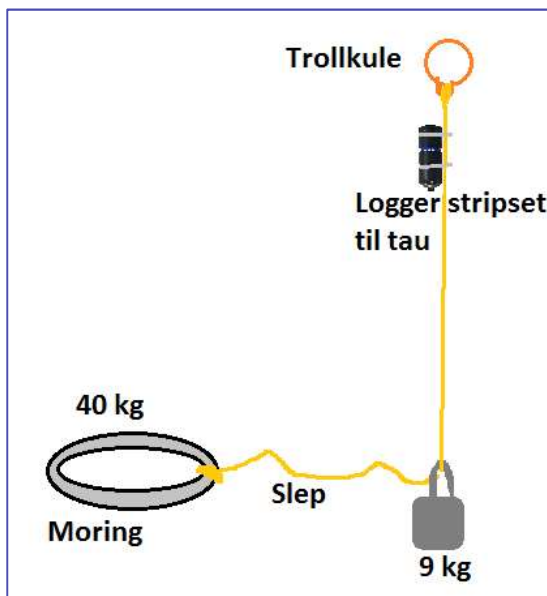


Figur 3.2. Øverst: oversiktskart Bandak med omtalte steder marker med rød ring. Nederst: Området med loggere fra nedre del av elv ut til Lauvik, samt ved Bandaksøy. Alle loggere har på figuren lagt inn en effektiv lytterradius på 300 meter, som var antatt minimum rekkevidde ved utlegging av loggerne. Neste side med mer detaljerte kart viser plassering av hver enkelt logger i Tokkeåi og Bandak. I 2016 ble i tillegg logger T15 lagt ut under Helvetesfossen og T16 over fossen for å kontrollere eventuell oppvandring.



Loggerne ble plassert på bunnen med en betongring på ca. 40 kilo (Fig. 3.3). Til ringen var festet et sikringslepp av nylontau (10 mm) på 5-6 meter festet til et nytt lodd på 9 kilo. Et nylontau (10 mm)

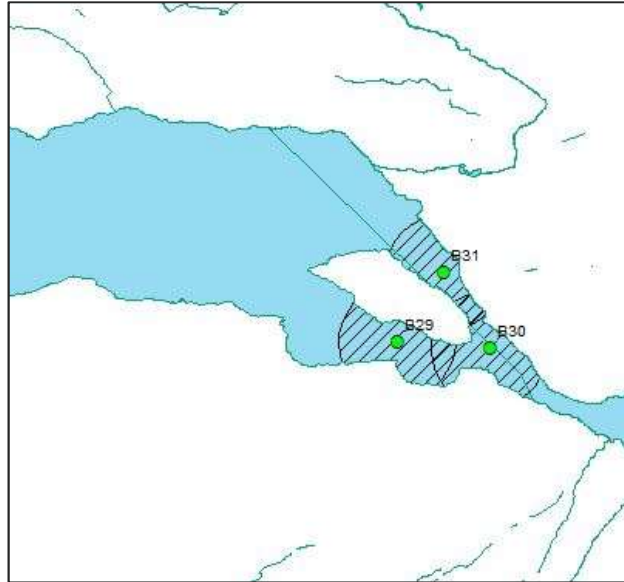
går fra dette loddet og opp til en trollkule som ble plassert på ca. 4 meters dyp under overflaten. Under denne trålkulen er loggeren festet med 5 plast-strips direkte til tauet (Fig. 3.3). Trollkule og logger er senket av hensyn til båttrafikk på overflaten samt for å unngå problemer med fastfrysing i is og tap av utstyr i forbindelse med isgang. Avstanden mellom de utlagte loggerne var fra 167m til 1000m, men de fleste med avstand 400-600m (Fig. 3.2).



Figur 3.3. Illustrasjon av forankringen av logger.

Videre ut i Bandak er Lårdal og Bandaksløi kjente plasser for rekruttering av ørret (Fig. 3.2) (Kraabøl *et al.* 2014; Kraabøl *et al.* 2015a). Det var derfor planlagt utplassering av loggerne i disse områdene. Dette lot seg imidlertid ikke gjennomføre til tross for flere forsøk på å finne egnede steder for utlegg. Loggerne kunne ikke forankres på den stupbratte innsjøbredden. Ut forbi Lauvik er innsjøen generelt svært dyp med bratte innsjøbredder, og det var ikke praktisk mulig å forankre loggerne på bunnen mer enn et lite stykke fra land. Et videre ønske om å plassere loggerne ved Digernes for å kontrollere inn- og utvandring i hovedbassenget i Bandak (Fig. 3.2), måtte også oppgis. Ved utløpet av Bandak rundt Bandaksløi er det igjen grunnere. Her ble det derfor satt opp en 'port' dvs. tre loggerne (B29 - B31) for å kontrollere individens passering og hvorvidt fisk fra delta/Tokkeåi brukte hele innsjøen, eller også gikk nedstrøms og ut av innsjøen (Fig. 3.2, 3.4). Loggerne ble satt i en 'port', slik at retning og hvilken

side av øya fisken vandret på, kunne bestemmes. Retningen vises ved at fisk registreres av 2 loggere etter hverandre (Fig. 3.2, 3.4).



Figur 3.4. Plassering av tre loggere rundt Bandaksøy. Det er markert en lyttesirkel med radius 300m rundt hver logger.

På elv er den antatte rekkevidden for sendere lavere, fordi signalene påvirkes av bakgrunnsstøy i form av strømmende vann, turbulens og luftbobler i vannet (e.g. Lembo *et al.* 2002). 'Skygger' av større stein og vegetasjon og bløt bunn kan også påvirke signalene (Simpfendorfer, Heupel & Hueter 2002a; Norrgård 2014). Loggerne på elv ble derfor plassert i roligere hylar fortrinnsvis med jevn bunn for å gi best mulig rekkevidde på lydsignalene. For å kunne dekke mest mulig av hele elvestrekningen ble det plassert én logger på hvert sted.

I perioden 4. – 8. august 2014 ble det lagt ut 14 loggere i Tokkeåi (T1 – T14). Disse ble fordelt med 13 loggere fra innløpet i Bandak opp til toppen av tilgjengelig gyttestrekning (Fig. 3.2; opp til Helvetesfossen), samt én logger ca. 50 m opp i sideelven Dalaåi (T13; Fig. 3.2). Loggerne ble jevnt fordelt over hele strekningen, men lagt ut i hølene med tilnærmet laminær strøm, enten på dypeste

del i hver høl eller på hyller ut mot dypet (i Elvarheim og Huvestadhøylen). Alle elve-loggerne ble festet i land med en plastbelagt stålvaier (3 mm). Vaieren ble festet til en 5 meter lang kjetting (10 mm), som ble lagt dobbelt, og loggeren festet med 4 plast-strips til denne (Figur 3.5). Vinteren 2014-2015 ble de fleste loggerne på elv tatt opp, for å unngå eventuelle tap pga. isgang. Loggerne i de større hølene lå imidlertid ute kontinuerlig (T1 (sørgående løp i innløpsosen), T2 (hovedløp innløpsosen), T5 (Elvarheim) og T9 (Huvestad)). I juni 2016 ble to nye loggerne lagt ut nær fossen i Helveteshøylen (T15, flyttet fra Daleåi) og oppstrøms Helvetesfossen (T16) for å kontrollere for opphold i høylen og eventuell oppvandring av merket fisk forbi fossen ved stor vannføring.



Figur 3.5. Undervannsfoto av logger T5 på bunnen av Tokkeåi i Elvarheimhøylen.

Merking av ørret

I alt ble 50 ørret i Bandak-Tokkeåi merket med akustiske sendere i 2014-2015 (Tabell 3.1, Fig. 3.6, 2-13, Vedlegg 3a) og fulgte anbefalinger i Brown *et al.* (2010); (Urke *et al.* 2010).

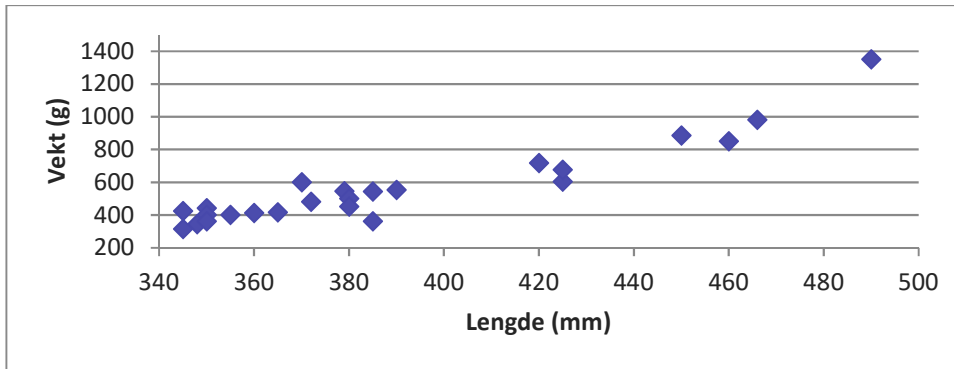
Tabell 3.1. Lengde (mm) og vekt (g) for ørret merket med akustiske sendere i 2014 og 2015.

År	n	Midlere lengde (mm±SD)	Min-maks lengde (mm)	Midlere vekt (g±SD)	Min-maks vekt (g)
2014	25	397±58	345-590	652±489	313-2700
2015	25	485±130	320-750	1656±1532	300-5800

I perioden 6 august til 30 september 2014 ble 25 ørret merket (Vedlegg 3a), men med to forskjellige merker (begge fra Vemco Division, Amirix Systems Inc., Halifax, Canada). Ørret over ca. 1 kg (n = 4) ble merket med type V9P-2x, og ørret under ca. 1 kg (n = 21) merket med V9-2x. I 2015 ble 25 ørret merket i perioden 10 mai til 12 november, og med tre forskjellige typer sendere. Sju ørret større enn 1 kg ble merket med V9P-2x merker (over), fem med V9-2x (over), og de gjenværende 13 ørret ble merket med type ADTT MP-13 med dybde og temperatur sensor (Thelma Biotel AS, Trondheim, Norway). Ørret ble fanget vha. fluefiske, stangfiske, trolling og ruser. Fangst av ørret for merking var svært omfattende og arbeidskrevende. I 2014 ble det ført nøyere protokoll over dette. Ni av ørretene ble fanget på oter i august, ti av fiskene ble tatt på stangfiske med flue, tre ble tatt på sluk, en på wobbler, og en i storruse. Dessuten ble det avholdt en fiskekonkurranse primært for trolling fiskere 29-31 august, hvor det ble tatt en stor ørret på dyprigg/wobbler ('Buddha', 590 mm, 2700 g). Det ble derfor forsøkt alle mulige fangstmetoder og alle med meget stor innsats (Tabell 3.2). I perioden august til november 2014 ble det brukt storruse i deltaområdet (5 meter høy og 130 m ledegarn), slukstang, fluestang, garn (6x100 m og 4x75 m), oter og sportsfiske på elv (flue og sluk). Av de totalt 25 ørretene merket, ble 23 fanget ved eller på deltaflaten, mens to ørret ble fanget ute i Bandak (pelagisk) i området rundt Høgnesodden (Fig. 3.1).



Figur 3.6. Merking av ørret: gjensydd snitt etter implantering av sender. Disse individene ble gjenfanget ca. 3 uker etter merking, og såret hadde grodd.



Figur 3.7. Lengde-vektfordeling på ørret merket med akustiske sendere i 2014. Merk at største individ ligger utenfor diagrammet ('Buddha': 590mm, 2700g).

Tabell 3.2. Oversikt over innsats med ulike fangstmetoder i 2014. Stangtimer vil si antall timer fisket x antall fiskestenger som er brukt (f. eks. 10 timer fiske x 4 fiskestenger = 40 stangtimer)

Sportsfiske innsjø	Sportsfiske elv	Trolling	Garn	Storruse	Oter
Ca. 150 stangtimer	Ca. 100 stangtimer	Ca. 1000 stangtimer	5 døgn, 900m ²	2 uker	30 timer

For implantering av merke (Fig. 3.6), ble i 2014 all fisk transportert i kar (B: 50 cm, L: 100 cm, H: 50 cm) til merkestasjon på deltaets sørlige bredd (Brattestå).

Den videre merkeprosedyren fulgte protokoll etter Urke *et al.* (2010) og ble gjennomført av Eivind Schartum (HSN). Fisken ble satt i et tildekket, svart 'ventekar' (90 l murerbalje, B: 40 cm, L: 70 cm, H: 28 cm) med en luftpumpe som gikk kontinuerlig med gjennomsnittlig gjennomstrømningstid 53 ± 75 min (10-360 min). Fisken ble så overført i et lignende, men mindre bedøvingskar (ca. 30 l) med tilsatt eugenol (nellikolje) (1 ml mikstur eugenol per liter vann; mikstur 1 del konsentrat eugenol blandet med 9 deler 96% etanol til 1 del eugenol) (King *et al.* 2005; Javahery, Nekoubin & Moradlu 2012). Dette tilsvarer ca. 100 mg eugenol pr. liter vann, avhengig av hvor mye oljen inneholder av eugenol og iso-eugenol som er virkestoffet (70-90% eugenol/iso-eugenol i vekt) (Wagner, Arndt & Hilton 2002). Det tok i gjennomsnitt $04:03 \pm SD 01:55$ minutter (min. 1:34 - maks. 20:00 minutter) for anestesi i stadium III.3 (fisken tipper til siden, respirasjon går ned og ingen refleks ved berøring av

sidelinje ved halerot) (Zahl, Samuelsen & Kiessling 2012). Fisken ble veid (g) og målt (mm), før den ble lagt i en krybbe (15 cm diam. rør splittet på langs), på og tildekket av et vått håndkle kledd med glatt, tynn plast for minimal påvirkning på fiskens slimhinner, for støtte under påfølgende operasjon. Fisken fikk en slange i munnen med oksygenert vann (luftpumpe i et sirkulasjonssystem), tilsatt en svak dose eugenol (1 ml eugenol mikstur til 10 liter vann) for å vedlikeholde anestesi. For implantering av sender, ble det 2-3 cm foran bukfinnen skåret et ca. 20 mm langt langsgående snitt i buken med skalpell. Snittet ble desinfisert (70% etanol) før implantering av akustisk sender i bukhulen. Snittet ble lukket med to uavhengige sting med to trippel kirurgknuter med sutur (Surgical Sutures 3/0). Hele eller bakre del av fettfinnen (hele på fisk 300-700g, ca. 1 cm² på større fisk) ble deretter samlet til senere isotopanalyser (C₁₃ og N₁₅), samt en liten bit av bakre kant til bukfinnen (ca. 1/3 cm²) til DNA analyser. Disse vevsprøvene ble individuelt merket og lagt i eppendorfer rør med vann eller 70% etanol, og lagt i fryser etter endt dag i felt. Hele prosedyren etter bedøvelse tok i gjennomsnitt 06:27 ±SD 02:11 min. (min. 04:05 - maks. 14:00 min.). Fisken ble til slutt lagt i et nytt kar med rent vann (samme type som 'ventekaret', over, og forsynt med luftpumpe), til oppvåkning. Fisken ble satt fri i strandkanten så fort respirasjon var normal og fisken klarte å holde stabil posisjon i vannet. Oppvåkningen tok i gjennomsnitt 11:33 ±SD 07:09 min (min. 03:13 til maks. 30:00 min).

Den samme merkeprosedyren ble fulgt også i 2015, og gjennomført av Per Tommy Fjeldheim (HSN). I alt ble 25 ørret merket i perioden 10 mai – 12 november 2015 (Fig. 3.6, Tabell 3.1, Vedlegg 3b). Den eneste endringen var at vi brukte en mobil merkestasjon isteden, slik at all merking så langt mulig skjedde *in situ* hvor fisken ble fanget og sluppet fri. Dette medførte at vi istedenfor automatisk pumping av vann inn i fiskens munn under implantering av merke, overrislet fiskens gjeller manuelt vha. bøtter med vann.

I perioden 2 juli – 13 oktober 2015 ble det i tillegg gjennomført et eget prosjekt for spesielt å undersøke eventuell lokal forflytning på elv, og mulig (ut)vandring av rekrutter til ørret (> 12 cm) (Urke *et al.* 2010) mellom Tokkeåi og deltaet i Bandak. I alt ble 90 rekrutter av ørret merket i Tokkeåi, med hhv. 17 rekrutter i nedre del (Asiahylen), 14 + 29 i midtre del (Elvarheim, Huvestadhylen) og 30 i øvre del (Åmothylen) (Tabell 3.3, Vedlegg 3c). Av de merkede ørretene var 11 individer over 200 mm (maks. 280 mm), og kan derfor også ha vært stasjonær elvefisk. Hunderørret som settes ut i nedre del av Lågen og i Mjøsa, har størrelse på over 20 cm (Aass 1990). Alle individer ble merket med

type LP-7,3 (lengde = 7 mm, diameter = 3 mm; Thelma Biotel AS, Trondheim, Norway) med forventet batteri levetid 205 dager.

Tabell 3.3. Lengde (mm) og vekt (g) for ørret rekrutter merket med akustiske sendere i Tokkeåi 2015.

År	n	Midlere lengde (mm±SD)	Min-maks lengde (mm)	Midlere vekt (g±SD)	Min-maks vekt (g)
2015	87	149±29,9	110-230	39±27,7	14-120

Henting og bearbeiding av rådata

Loggerne i Bandak var utplassert over 2,5 år, fra 6 august 2014 til 30 november 2016, da batteritiden var utløpt for de merkede ørretene, og loggerne i innsjøen ble tatt opp. Loggerne i Tokkeåi ble liggende ut gyttesesongen 2017 for å kontrollere for eventuelle merkede gytefisk med fremdeles aktivt sendende merker. For å unngå at datalagringskapasiteten til loggerne overskrides, og dermed mulig tap av data, ble alle data lastet ned fra loggerne i felt ca. hvert ½ år, dvs. i desember 2014, juni 2015, desember 2015, juni 2016, november/desember 2016 og alle loggere tatt opp i desember 2017. Data ble overført fra logger til en bærbar felt-PC og lagt direkte inn i en egen database for lagring og foreløpig bearbeidelse (VUE Software 2.1.3, <https://vemco.com/products/vue-software/>).

VUE gir et første overblikk over data. Bare noen av data-feltene vises direkte i VUE (Date, Time, Code Space, ID, Receiver, Station, Data). For disse data ble alle individene sett over for å sjekke at det var logisk sammenheng i data. Det ble ikke funnet noe spesielle uregelmessigheter som kunne indikere direkte feil i data. I VUE ble også klokken kalibrert. For videre bearbeidelse ble alle data eksportert som én 'flat' rådata CSV-fil pr. individ. All videre databehandling og analyser er gjort i R versjon 3.1.1 (Venables & Smith 2012; R Core Team 2014), ArcGIS versjon 10.0 (<http://desktop.arcgis.com/en/arcmap/>) (Law & Collins 2013) eller Microsoft Excel 2013 for databehandling og presentasjon (<https://products.office.com/en-us/microsoft-excel-2013>).

Rådata angir fiskens registreringer ved ulike loggere ca. hvert 2 minutt, og inneholder derfor svært store høyoppløselige datamengder. Det første steget i videre handling av hydroakustiske data er derfor normalt å integrere disse høyoppløselige data til 'gjennomsnittsposisjoner', dvs. lage en PAV-datafil (PAV = Position Averaging) med en tidsoppløsning på 30 minutter. Denne prosedyren, først beskrevet av Simpfendorfer, Heupel and Hueter (2002a), beregner et punkt innenfor et på forhånd bestemt tidsrom, vha. vektet overlegg. Dette gir da ikke nødvendigvis en eksakt posisjon til fisken, men et beregnet senter for aktiviteten i tidsrommet det blir beregnet på (Olsen *et al.* 2012). Denne metoden kan naturligvis gi større romlig nøyaktighet med økende tetthet av loggere, ettersom det gir flere referanser til punkter innenfor PAV tiden. Den PAV tids-oppløsningen som typisk brukes, er 30 minutter (Simpfendorfer, Heupel & Hueter 2002a; Olsen *et al.* 2012; Halvorsen 2013; Wiig *et al.* 2013). Dette gir normalt en tilstrekkelig god oppløsning og nøyaktighet i data for videre romlige analyser (Simpfendorfer, Heupel & Hueter 2002b). Denne metoden er benyttet i denne undersøkelsen, vha. en rutine utarbeidet av Havforskningsinstituttet Flødevigen, i samarbeid med C. Simpfendorfer og M. Heupel (basert på Simpfendorfer, Heupel and Hueter (2002b)). Metoden benyttes også i marine undersøkelser (e.g. Olsen *et al.* 2012), men er noe tilpasset for bruk i Bandak/Tokkeåi. PAV aggregerer således data til færre 'gjennomsnittlige' posisjoner (som X- og Y-koordinater, og Z-koordinat hvis det er dybdesensor på merket (Olsen *et al.* 2012)), dvs. for hver halvtime, istedenfor ett punkt pr. signal. Avhengig av problemstilling og art og individs atferd, kan selvsagt også andre tids-oppløsninger brukes (Ruud 2015). Vi har derfor også gjennomført en egen kontroll av data ved å sammenligne resultater for ulike tidsoppløsninger (nedenfor).

For analyser på utvalgte deler av data, har sortering i hovedsak blitt gjort manuelt for å ha god kontroll med data. Det er en tidkrevende prosess, fordi det gjennomgående er 5000-10000 posisjoner med tilhørende data pr. individ. Dette arbeidet er mest gjort i Microsoft Excel, men klargjøring og digitalisering av kartdata i ArcGIS 10.0 for romlige analyser har også vært svært tidkrevende.

Databehandling i ArcGIS

Videre databehandling og analyser ble også gjort i GIS-programmet ArcGIS 10.2.2 (Law & Collins 2013). Til dette ble data omgjort til regneark i .xls 97-2003 format. Dette eldre formatet måtte brukes,

fordi ArcGIS 10.0 ikke støttet nyere format. I Excel ble også en ny variabel Mnd lagt til, med verdi 1-5, for å kunne sortere data ut i fra årstid og måned. Det ble også lagt til fire kolonner med data til å beregne euklidsk avstand (korteste rette vei) mellom to PAV-posisjoner. Dette beregnes som hypotenusen ($\sqrt{k^2 + k^2} = h^2$) mellom de to posisjoner. Koordinatsystemet UTM er metrisk og euklidsk avstand kan beregnes matematisk fra X og Y koordinatene. Dette gjør det lett å beregne korteste lineære avstand mellom to posisjoner for hver halvtime, og dermed minimumsestimater for svømmelengder.

Data analyser

Vandringsavstander og -hastigheter

Vandringsavstander er beregnet som euklidsk avstand, dvs. korteste vei (rett linje) mellom to posisjoner. Alle vandringsavstander er følgelig minimumsestimat, og med utgangspunkt i PAV-posisjoner, dvs. gjennomsnittsposisjon per 30 minutter som er vanlig brukt i denne type analyser (over). Hvor godt denne metoden gjenspeiler virkeligheten er avhengig av atferden til fisken som undersøkes. Dersom fisken er relativt stasjonær, og endrer posisjon relativt sjelden, dvs. holder noenlunde samme posisjon over lengre tidsintervaller enn 30 minutter, vil en PAV-tid på 30 minutter gi realistiske estimater på vandringslengder. For mange fisk synes dette å være tilfelle, og støtter valg av PAV tid på ca. 30 minutter (over). Dersom fisken har mange, relativt korte, men svært hyppige bevegelser (for eksempel i form av utslag fra en relativt stabil hjemme-posisjon) vil PAV-tid på 30 minutter underestimere vandringslengder. Som en selvstendig metodekontroll, og for å undersøke betydningen av tidsoppløsning for data fra Tokke-Bandak spesielt, brukte vi derfor 2014-data til å beregne totale vandringslengder for ulike tidsoppløsninger. Vi estimerte derfor vandringslengder basert på suksessivt økende-PAV tider (3, 10, 30, 90, 270, 720 minutter), for å undersøke sammenheng mellom tidsoppløsning og estimert vandringslengde. Beregnede vandringslengder er videre relatert til hvor stor andel av alle punktene som er detektert på tre loggere eller mer på PAV-oppløsning 3, 10 og 30 minutter. For å kunne beregne en presis posisjon må det være deteksjon av signal på minimum tre loggere (referansepunkter) og flest mulig signaler (deteksjoner) innenfor PAV-tiden.

Estimerte vandringslengder er videre korrelert til individvariabler (vekt, lengde, k-faktor; Spearman Rank Correlation i R (package Rcmdr)) (Minns 1995; Borcard, Gillet & Legendre 2011; Whitlock & Schluter 2015). Alle videre analyser er basert på PAV med standard tidsoppløsning på 30 minutter, som er ansett som optimal for å unngå punkter med kun ett eller to referansepunkt, men samtidig ha tilstrekkelig med detekterte signaler på tre eller flere loggere til å beregne presise posisjoner (Simpfendorfer, Heupel & Hueter 2002a; Simpfendorfer, Heupel & Collins 2008).

Vandringshastigheter er beregnet som tid/vandringslengde (vanlig enhet er ms^{-1}). I 2014 vandret tre individer hele Bandak på langs på relativt kort tid. Disse er brukt til å gi økologisk relevant estimat på største vandringshastighet over lengre avstander i Bandak (for undersøkelser av kritisk svømmehastighet U_{crit} , og svømmedyktighet til ørret, se e.g. (Plaut 2001; Ojanguren & Brana 2003; Pedersen, Koed & Malte 2008)). Hastigheten er beregnet fra ytterste logger i Lauvvik til Bandaksøy (Fig. 2.8, Vedlegg 2), en strekning 18 km.

Variasjon i aktivitet over tid

Vandringslengder og størrelse på hjemmeområde er brukt som mål på variasjon i aktiviteten over tid, dvs. dag-natt over døgnet og for sesonger over året. Data og analyser for variasjon over døgn er sortert etter et gjennomsnittsdøgn, dvs. dag 07:00-19:00 og natt 19:00-07:00. Mulige forskjeller er testet vha t-test i Microsoft Excel (Microsoft Office 2016). For å undersøke mulige variasjoner over året, er året delt inn i tre sesonger ut ifra ørretens normale livshistorie og temperaturforhold i vannet. Sommer, dvs. vekstsesongen er definert som perioden 16. mai til 31. august, gytesesongen fra 1. september til 15. november, og vinter-, sesongen for energisparing og overlevelse, fra 16. november til 15. mai. For disse analysene delte vi også inn 'stor' ørret over 1 kg, og 'normal' ørret mindre enn 1 kg.

Hjemmeområde

Hjemmeområde er beregnet for alle individene og over alle sesongene (Zeller & Russ 1998; Lowe *et al.* 2003a; Marshall *et al.* 2011; Moland *et al.* 2011). Det er flere ulike metoder for å beregne hjemmeområde, e.g. minimum convex polygon, kernel density estimator, local convex hull (Borger

et al. 2006; Borger, Dalziel & Fryxell 2008; Fieberg & Borger 2012). Den enkleste og kanskje vanligste metoden er minimum convex polygon (MCP) som estimerer det minste polygon som dekker alle registrerte posisjoner. Det gir dermed et maksimumsestimat for hjemmeområdet. MCP er beheftet med en del metodiske svakheter (Burgman & Fox 2003), bl.a. at det åpenbart avhenger av samplestørrelse, men også den underliggende formen på habitatet, og er følsom for sampling-innsats i tid og rom. Et bedre og etter hvert mer utbredt alternativ er å lage «hjemmeområde-bruks-fordelinger» (utilization distributions = sannsynlighetsfordelingen for å finne et individ innenfor en gitt del av hjemmeområdet) basert på normalfordelte (eller parametrisk baserte) kernel density-metoder. Kernel density-estimering er en statistisk teknikk for å beregne sannsynlighets-tetthets-funksjoner (Probability Density Functions (PDF)), og kernel density kan ses som en generalisering av histogram-tetthets-funksjoner. Enkelt sagt benyttes vektning av frekvenser til å lage en 'brukstetthets-fordeling' som vi kan billedlig tenke som et slags 3D-histogram, dvs. hvor ofte de ulike deler av et område er brukt. Dette gir derfor mindre estimater for hjemmeområder enn MCP. Dessuten er det vanlig å beregne kernel density-hjemmeområder basert på en gitt andel av de mest konsentrerte posisjonene, for eksempel er 90 % (ofte kalt 'hjemmeområde') og 50 % (ofte kalt 'kjerneområde') vanlig brukt. Nyere ikke-parametriske kernel density-metoder, e.g. convex- eller alpha-hull, ser ut til å ha enda bedre statistiske egenskaper til å estimere hjemmeområder (Burgman & Fox 2003; Getz & Wilmers 2004; Fleming & Calabrese 2017). Her har vi brukt et tilleggsprogram som heter 'Fish tracker tool' (Laffan & Taylor 2013) i ArcMap (Law & Collins 2013) til å beregne hjemmeområder. Fish tracker tool bruker kernel density estimation (KDE) og beregner hjemmeområdet basert på tetthet for hhv. 90 % og 50 % av alle punktene. Programmet gir mer presise estimater enn de verktøy for romlig analyse som er standard i ArcMap (Law & Collins 2013). En vesentlig forbedring er at Fish Tracker Tool bare tar med vannareal i beregningene, ved at det er tilpasset et raster i vannarealet. Andre alternative analyseverktøy regner areal som rettlinjede polygoner og utelukker derfor ikke areal som fisken ikke kan bevege seg på (tørt land) (Laffan & Taylor 2013).

Gytevandringer

Oppvandring av ørret fra Bandak til Tokkeåi har blitt undersøkt spesielt, både mht. omfang, tidspunkt, vandringsmønster, vannføringer og temperatur. Oppvandring må ut ifra tidspunkt i all hovedsak antas å være knyttet til gyting. Oppvandring kan antagelig begynne så tidlig som i juli. Selve gyteperioden

er godt undersøkt for større ørret, og er normalt i perioden omkring månedsskiftet oktober-november (Tranmæl & Midttun 2005; Wollebaek, Thue & Heggenes 2008; Kraabøl *et al.* 2015a; Heggenes, Fjeldheim & Brattesta 2017), selv om dette kan variere mellom år. Antall registrerte gyteoppvandring er begrenset, og representerer individuelle historier. Analysene er derfor i all hovedsak gjort manuelt og for hvert enkelt oppvandrende individ, og ved bruk av ArcMap (<http://desktop.arcgis.com/en/arcmap/>) (ESRI 2011; Law & Collins 2013). Hvis et individ ble registrert på logger T3 (Buøy) eller lengre oppstrøms, ble det regnet som oppvandring til gyting (Fig. 2.8). Når et individ ble registrert på logger T1 eller på en logger ute i Bandak (Fig. 2.8), ble den regnet som tilbakevandret. For hvert oppvandret individ er disse data analysert: startdato/tidspunkt og sluttdato/tidspunkt, antall dager på elv, vannføring (absolutt, stigende eller fallende eller stabil), logger individet er registrert på og hvor lenge, dvs. vandringsmønster. Vannføringsdata er hentet fra NVE sin målestasjon ved Elvarheim (16.117.10) (<http://sildre.nve.no/Station/16.117.0.>). Temperaturer er fra fisk med Telma Biotel merke med temperatursensor, merket i 2015 (over), samt fra Statkraft (M. Stickler, pers. med.).

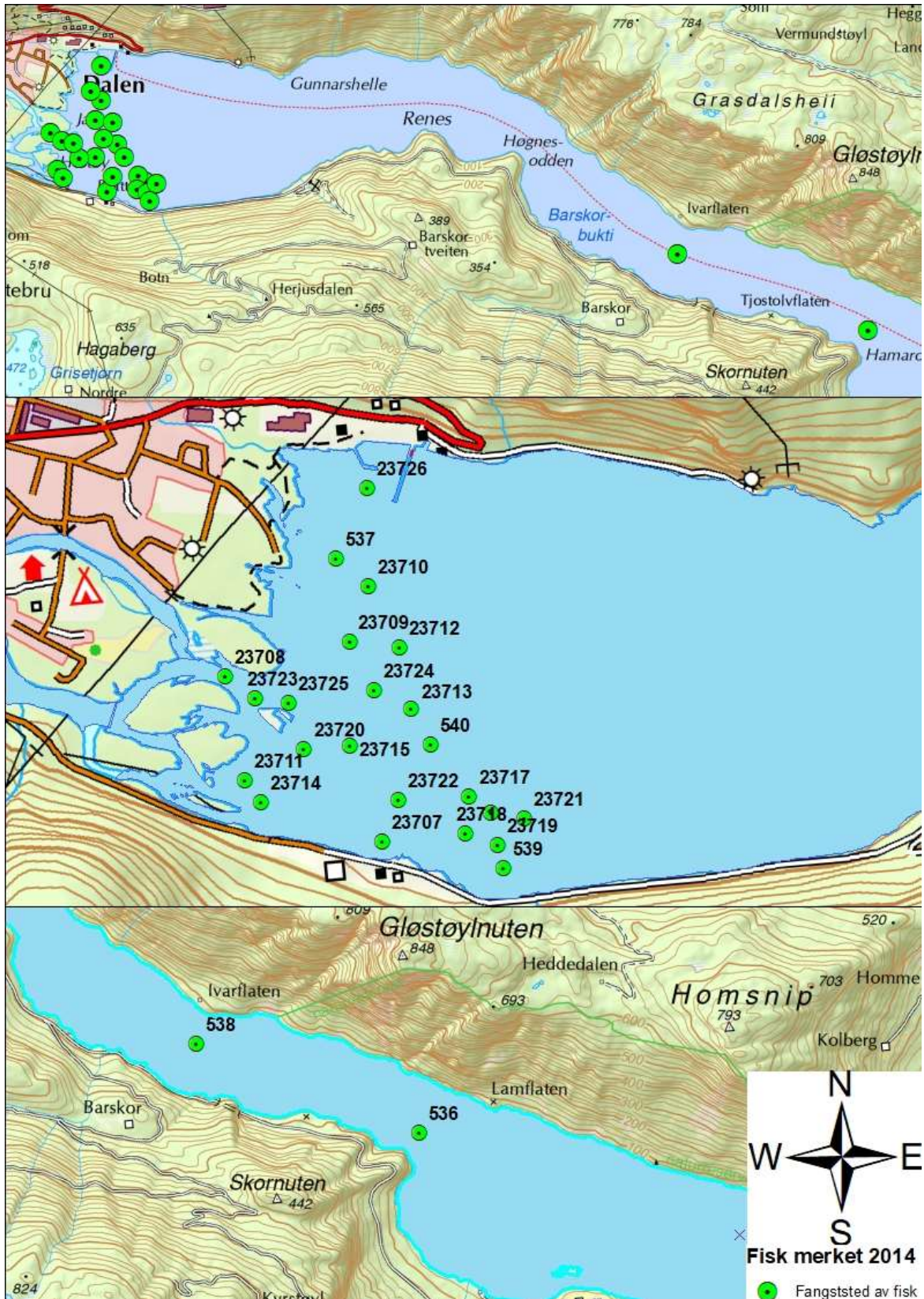
3D-innsjømodell: vandring og dybdebruk

For å undersøke nye måter å visualisere data på, er det laget en 3D modell av innsjøen Bandak. Dybdekart for Bandak (Wold 1961) er digitalisert, lagt inn i ArcGIS 10.0 og GEO-referert for best å passe inn i polylinjen av Bandak utgitt av Kartverket (<https://www.kartverket.no/>). Dybdekurvene (hver 10 m) ble digitalisert. I tillegg ble punkter (noder) interpolert for hver 5 m midt mellom dybdekurvene for glattere overganger. På deltaflaten er det også brukt noder for å markere dyprenner. Høydekurvene på et kart bygges fra null (havnivå) og oppover. I et dybdekart er overflaten nullverdien og dybdekotene øker med dypet. For å bygge en 3D modell 'nedover', er dybdeverdiene snudd. Overflaten er gitt verdien til maksimum dyp i modellen og dypeste punkt får verdi null. 3D-modellen er bygd for det aktuelle undersøkelsesområdet vest i Bandak fra utløpet av elven og ut til Lauvik (Figur 2.6). Der 3D modellen slutter, er det 110 meter dyp som er maksimum dyp i modellen. Deretter ble en ny variabel laget, hvor også dybde-dataene på fisken er snudd ($= 110 \text{ m} - Z \text{ dyp}$). For illustrasjonsformål (tydelige kontraster) er alle dybder ganget med 10 i modellen. I 2014 var fire ørreter merket med dybdesensor, og data for disse individene er lagt inn i 3D-modellen. For å

undersøke sesongvis variasjon i dybdebruk spesielt, ble gjennomsnittlig dybdebruk per individ per måned beregnet, og ev. forskjeller testet vha. enveis variansanalyse.

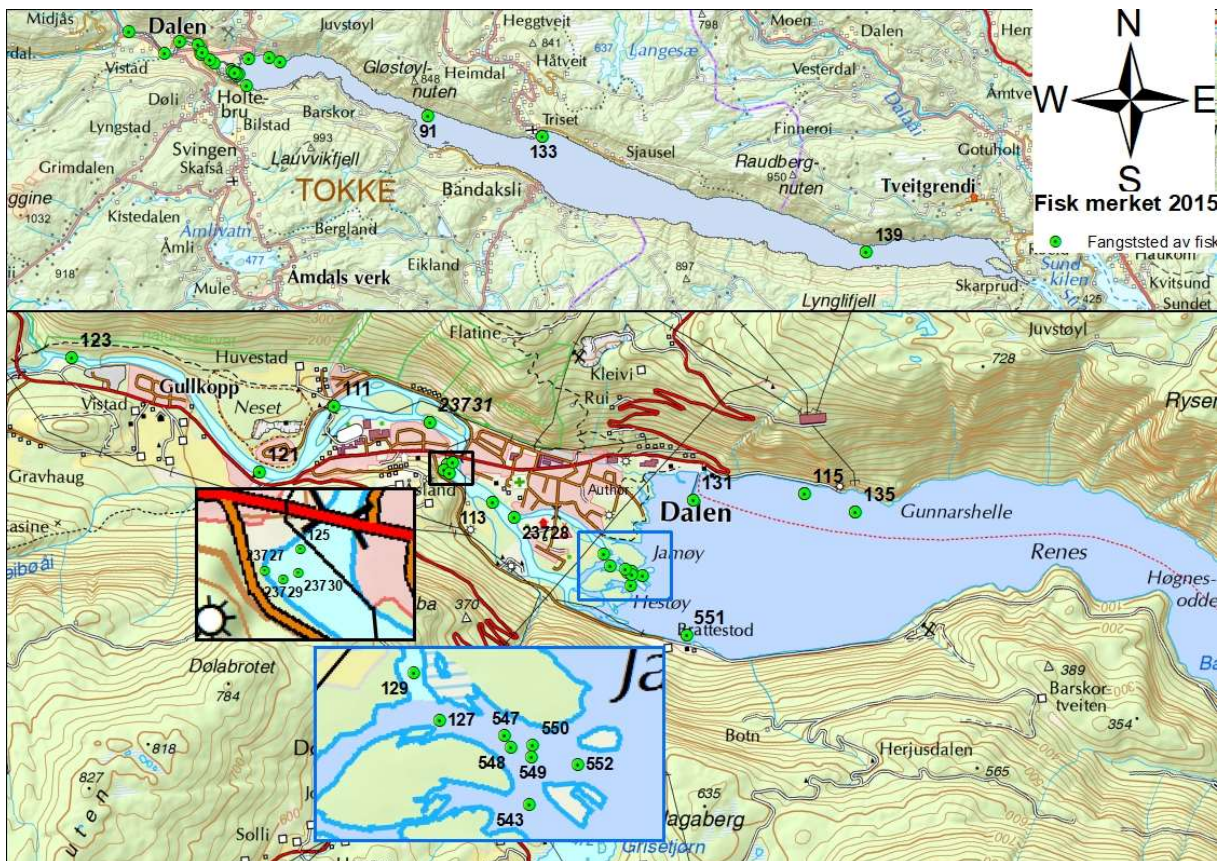
4. Resultater og kommentarer

Merkingen var gjennomgående vellykket med svært lite tap av fisk eller sendere. Av de i alt 25 ørret som ble merket i perioden 7 august til 30 september 2014 (gjennomsnittlig lengde $397 \pm SD58$ mm, gjennomsnittlig vekt $652 \pm SD489$ gram; Tabell 3.1, Vedlegg 3a) ble 23 fanget på delta og 2 pelagisk (Fig. 4.1). Alle individer ble registrert som aktive etter merking. Tjueto individer var videre aktive innenfor hoved-deteksjonsområdet (fra Lauvik og inn til eller i Tokkeåi; Fig. 4.1a) ved første gangs henting av data 1.-3. desember 2014. To av de tre individene som ikke lenger var aktive innenfor undersøkelsesområdet, var registrert vandret ut av Bandak. Den første ørreten som ble merket (ID 23707 Olav, 6. august 2014, Fig. 4.1a), ble registrert på logger B30 ved Bandaksøy 11. august 2014 (Fig. 3.8) da den gikk ut av Bandak etter fem dager, og forsvant nedstrøms til Straumen og ev. Kviteseidvatn (Fig. 3.2). En ørret også merket 6. august (ID 23710 Tonje) gikk ut av Bandak 24 dager etter merking. Disse to individene har ikke kommet tilbake til Bandak. Det var kun én fisk, merket 11. august (ID 23721 Kaja) som var aktiv til slutten av september, men deretter inaktiv hele oktober fram til henting av data 2.-3. desember, sannsynligvis enten fordi den støtte ut merket eller døde. Etter 22. september kom alle signalene fortsatt kontinuerlig, men på en og samme logger (B2).



Figur 4.1a. Fangststeder for 25 ørret merket 06.08. – 30.09.2014. 23 ørret ble merket på delta, to av disse vandret ut av Bandak. To større ørret ble fanget pelagisk.

I 2015 var merking av alle 25 ørret vellykket (gjennomsnittlig lengde $485 \pm SD131$ mm, gjennomsnittlig vekt $1656 \pm SD1632$ gram; Tabell 3.1, Vedlegg 3b, Fig. 4.1b). Fra én merket fisk (ID 23731 Micke) ble ikke signaler registrert etter gjenutsetting, sannsynligvis pga. mislykket oppstart av merke, og én fisk (ID 23727) forsvant etter en dag. I tillegg til 14 aktive ørret fanget på delta og/eller på gytevandring i Tokkeåi, ble 9 ørret fanget pelagisk (Fig. 4.1b).



Figur 4.1b. Fangststeder for 25 ørret merket 10.05 – 12.11.2015. En av disse vandret ut av Bandak, og for en ørret sviktet merket. Fem større ørret ble fanget pelagisk.

Av de 90 mindre ørret som ble merket i Tokkeåi (gjennomsnittlig lengde $151 \pm SD33$ mm, gjennomsnittlig vekt $42 \pm SD34$ gram; Tabell 3.3), ble det ikke registrerte signaler etter merking for 14 individer (ID 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 11, 16, 18, 22, 90), sannsynligvis fordi de forble stasjonære utenfor rekkevidde av en logger, eller gikk ned i substratet. Det er viktig å merke seg at det var færre loggere og langt mer forstyrrende støy og skygger i Tokkeåi (14 opprinnelige loggere fordelt på ca. 5 km elv; Fig. 3.2) sammenlignet med f.eks. deltaområdet i Bandak. I tillegg er det langt grunnere, mer

bakgrunnsstøy, f.eks. stryk, og langt mer 'skygge' områder, f.eks. blokk, i elv. Samlet gir dette betydelig mindre deteksjonssannsynlighet for individer fanget, merket og gjenutsatt på elv.

Test av rekkevidde

Ved testing av rekkevidde for deteksjon i Bandak, ble seks signaler sendt til logger B6 (Fig. 3.2) fra hver av åtte suksessivt økende avstander (100-800 m, Tabell 4.1; se Vedlegg 7 for detaljer). Antall registrerte signaler varierte betydelig, men uten noen klar sammenheng med økende avstand (t-test $p = 0.589$ for minste og største avstand fra hver stasjon) (Tabell 4.1).

Tabell 4.1. Avstander testet og målt, samt antall signaler registrert, ved testing av sender rekkevidde.

Stasjon	Min avstand (m)	Max avstand (m)	Min ant signaler	Max ant signaler
1	102	845	3	2
2	200	834	2	2
3	295	851	1	1
4	251	689	1	3
5	209	592	3	4
6	195	897	3	1
7	280	981	2	3
8	308	1063	2	3

Signalene bar i denne studien betydelig lengre enn den minimum deteksjonsavstand (300 m) som var lagt til grunn for designet for utplassering av loggerne. Det er derfor rimelig å anta at det gjennom hele prosjektet har vært god dekning innenfor det valgte undersøkelsesområdet. Data viser da også at deteksjon av individer gjennomgående var vellykket, idet andelen av alle observasjoner (PAV 30 min) som er detektert på tre eller flere logger er relativt høy, i gjennomsnitt 49 % \pm SD34, selv om det rimeligvis varierer mellom individene (Vedlegg 7). På den indre deltaflaten er det imidlertid relativt grunt, med til dels bløt bunn og områder med tett vegetasjon på bunnen. Dette kan svekke signalene. Det er også flere vanddekte dyprenner og områder inn i gamle elveløp som vil kunne være

'blindsoner'. Dette kan ha ført til en underestimering av nærvandring for enkelte individer. Beregning av hjemmeområder vil derimot i liten grad bli påvirket av dette.

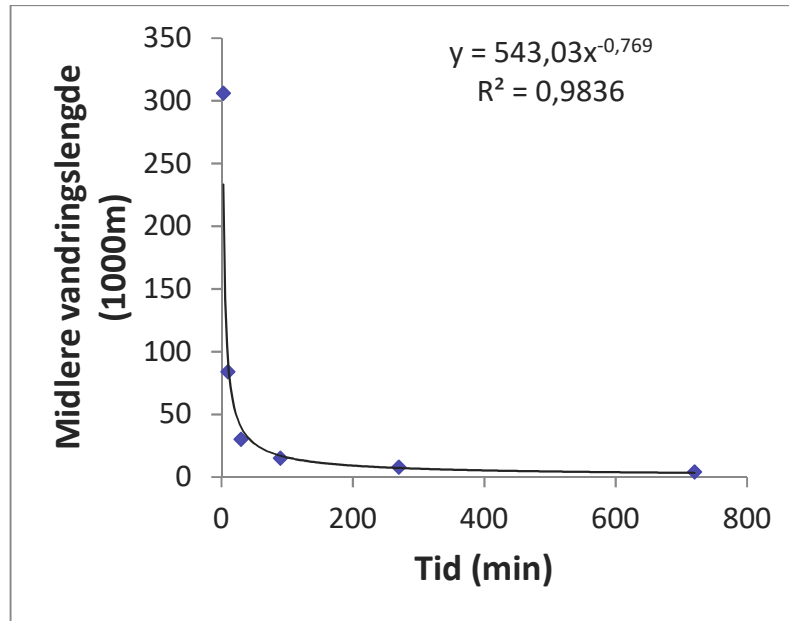
Test av tidsoppløsning på data

Det var som forventet stor individuell variasjon mellom ørretene i vandringsatferd og vandringslengder (Tabell 4.2, se Vedlegg 7 for detaljer), noe som er velkjent fra tidligere telemetristudier av ørret på elv (e.g. Brown, Power & Beltaos 2001; Diana, Hudson & Clark 2004; Heggenes *et al.* 2007; Hojesjo *et al.* 2007). Det var imidlertid ingen systematiske forskjeller mellom individer som kunne antyde noe mønster (1-veis ANOVA, $F = 0.673$, $P = 0.846$, $df = 24$).

Som forventet var det også betydelige forskjeller på estimerte vandringslengder og i variasjonen i data for de ulike tidsoppløsningene (Tabell 4.2, Figur 4.2). Med kortere tidsintervall øker både beregnet midlere vandringslengde og variasjonen i vandringslengder mye (1-veis ANOVA, $F = 27,05$, $P < 0,0001$, $df = 5$).

Tabell 4.2. Oversikt over beregnet total vandringslengde for hvert merket individ i 2014 for ulike PAV-tidsoppløsninger (data fram til 2.-3. desember 2014). Enhetene er oppgitt i km.

Navn	Lengde 3 min. (km)	Lengde 10 min. (km)	Lengde 30 min. (km)	Lengde 90 min. (km)	Lengde 270 min. (km)	Lengde 720 min. (km)
Buddha	7925,0	1881,2	585,7	353,2	190,7	109,9
Aalen	558,7	238,4	107,3	52,7	24,2	8,3
Andrea	5658,6	1633,1	484,3	166,3	64,1	25,6
Birger	1641,4	537,4	243,6	141,6	82,4	37,2
Bjarne	4631,6	1376,1	370,7	216,7	99,9	27,0
Eirik	1360,8	472,1	234,6	151,0	109,7	74,4
Eivind	5658,0	952,1	228,9	72,1	25,5	9,5
Eline	2366,2	1174,6	526,4	234,9	98,6	37,7
Endre	3339,8	1057,9	264,3	235,2	120,4	39,8
Erik	8511,2	2052,3	639,6	243,7	108,2	28,9
Even	1868,3	702,3	291,9	139,3	78,1	32,5
Frank	2347,5	744,6	259,5	121,3	64,4	18,3
Halvor	2079,8	804,0	305,9	125,4	73,1	17,5
Harald	1032,7	355,8	166,8	104,9	76,1	59,4
Helge	1433,5	614,0	320,2	190,3	122,9	83,0
Ivar	9963,0	2048,3	711,9	360,9	214,9	126,5
Jan	97,2	33,9	13,0	5,0	2,4	1,4
Kaja	1016,8	292,4	125,3	70,2	44,0	13,2
Maja	4145,1	795,3	213,9	86,3	28,3	10,6
Odd	4628,8	982,8	280,6	107,5	51,6	29,1
Olav	112,0	52,7	38,5	310	27,3	26,3
Tommy	2187,2	540,1	166,3	60,5	28,4	10,3
Tia	1718,8	802,7	327,2	123,9	44,8	14,6
Tonje	387,5	137,4	79,6	55,6	44,8	31,2
Yvonne	1959,0	813,4	388,9	166,3	64,1	22,7



Figur 4.2. Beregnet midlere vandringslengde (1000 m) i løpet av opptil 4 måneder sommer-høst 2014 ($\pm 95\%$ CI) for 25 merkede individer, mot tidsintervall brukt til PAV data. Variansen i data reduseres raskt fra 3 til 30 min., for deretter å være relativt stabil. Beregnet midlere vandringslengde mot tidsintervall modellert som en 'power' funksjon ($Y = 543.03x^{0.769}$) gir meget god tilpassing ($r^2=0,96$) og viser at beregnet vandringslengde er svært avhengig av tidsoppløsning inntil ca. 30 min., for deretter å være relativt stabil.

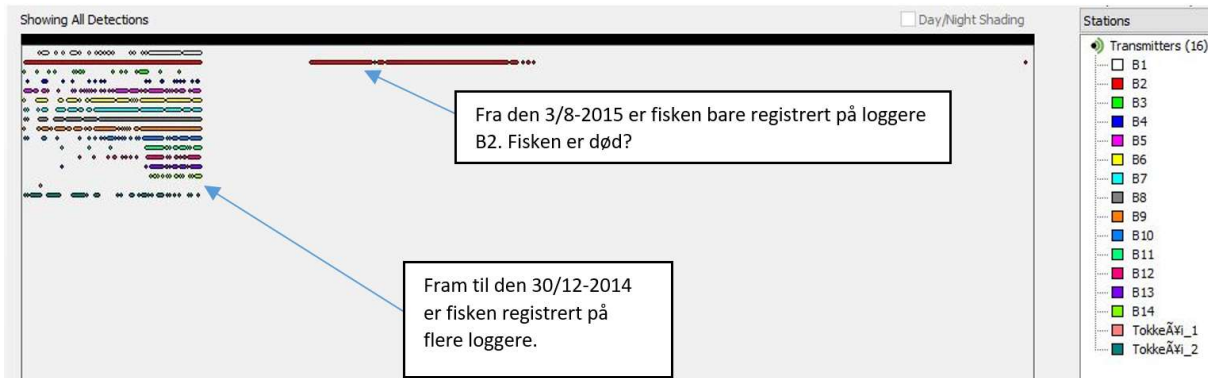
Ved kortere tidsintervaller vil eventuelle små lokale forflytninger på fisken registreres. For fisk som er kontinuerlig i bevegelse, vil derfor noe lengre beregnede vandringslengder forventes på kortere tidsintervaller (Simpfendorfer, Heupel & Hueter 2002a). Men uavhengig av dette, vil kortere tidsintervaller gi lengre vandring pga. målefeil. PAV-metoden beregner et gjennomsnittlig punkt for alle registrerte posisjoner innenfor den bestemte tidsoppløsning. Nøyaktigheten på dette punktet kan variere mye (Kessel *et al.* 2014), i størrelsesorden 1 til 250 meter (Simpfendorfer, Heupel & Hueter 2002a) (se Vedlegg 7 for detaljer). På kortere tidsoppløsninger når enkeltpunktene tillegges økende vekt, øker betydningen av slike unøyaktigheter (se vedlegg 7 for detaljer).

Lokale forhold og standplasser påvirker også mulig nøyaktighet. Når ørret oppholder seg på de indre deler av deltaflaten er det ofte bare en eller to loggere som kan detektere signalene, rett og slett fordi dette er i utkanten av deteksjonsområdet. På deltaflaten var det også relativt mye merket fisk innenfor et lite område, noe som gir hyppigere signalkollisjoner og dermed færre registrerte signaler.

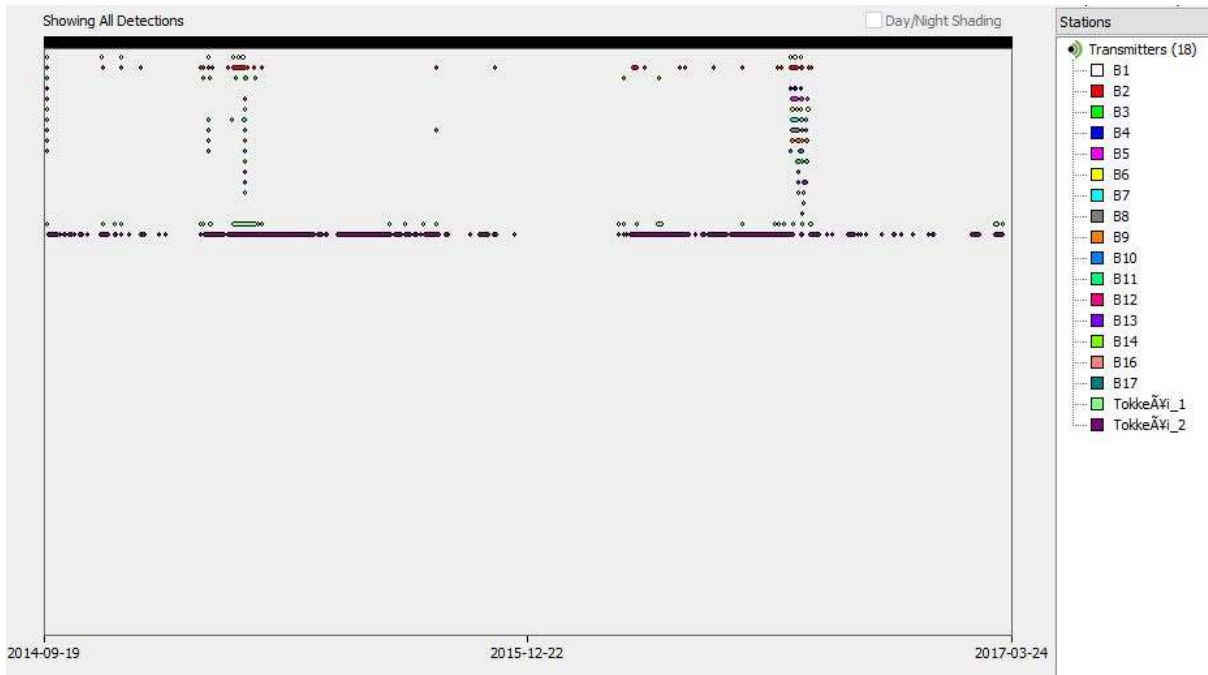
Også en realistisk vurdering av de beregnede vandringsavstandene (Tabell 4.2, Fig. 4.2) indikerer at de kortere tidsoppløsningene på 3 og 10 min. gir altfor høye vandringslengder. Noen av de merkede ørretene svømte tilsynelatende ekstremt langt på disse tidsoppløsningene, f. eks. Ivar og Buddha med hhv. 996 og 786 mil på mindre enn 4 måneder (Tabell 4.2). Det mest ekstreme estimatet på 996 mil for Ivar, vil si at individet har svømt over $996/120 = 8$ mil i døgnet, dvs. 3 ganger lengden til Bandak hver eneste dag. Samme individet har med 30 minutter tidsoppløsning svømt totalt 71 mil, eller $71/120 = 0,6$ mil i døgnet. Dette er fremdeles langt, men et mer sannsynlig tall (Arnekleiv & Kraabøl 1998; Lyse, Stefansson & Fernö 1998; Larsson, Serrano & Eriksson 2011). Basert på disse resultatene, ble et PAV tidsintervall på 30 min lagt til grunn for de videre analyser av det samlede datamaterialet.

Ørretens vandring: lengder, hastigheter og aktivitet over tid

For i alt 35 merkede ørret som hadde aktivt næringssøk i Bandak, fikk vi samlet data systematisk og regelmessig over et helt år eller mer, med standard V9P-2x eller V9-2x merker (Vedlegg 3). Aktivitetsdata for disse individene er lagt til grunn når vi analyserer vandringslengder og vandringshastigheter over tid, dvs. over årets måneder og dagens timer. Individuer som vesentlige deler av tiden oppholdt seg i Tokkeåi er utelatt, ettersom elvefisken har en annen og mer passiv foragingstrategi (sitt-og-vente-på- og driv-med-strømmen-strategier) og derfor er mye mer stasjonære (se også hjemmeområder, under). Ørret som var merket med Thelma Biotel sendere med dybde- og/eller temperatursensor, er ikke tatt med i analysene her. Disse gir færre signaler, ettersom de må bruke sendetid vekselvis for dybde- og temperatursignaler som logges i to separate datafiler og analyseres hver for seg. Dette kan medvirke til et avvik ved beregning av total vandringslengde. Derimot vil det ha liten betydning ved de mer robuste beregninger av hjemmeområde (nedenfor), hvor alle fisker derfor er inkludert. Av de 35 ørreter som var utgangspunktet for analyser av vandringslengder, er noen fisk utelatt etter en individuell vurdering av data fra hvert individ. Det er to typer data avvik som begrunner dette. Det første er at noen individer har 'hull' i registreringene, f.eks. har individ ID 550 (Oktober) flere hull i tidsserien sin (Fig. 4.3). Slike hull kan komme av at fisken har oppholdt seg i signalskygge eller blindsoner eller at den har oppholdt seg utenfor deteksjonsområdet. Hvis et slikt hull er kortvarig og fisken dukker opp igjen innenfor det samme området, er det mest sannsynlig at fisken har vært i en blindsoner. Men dersom hullene er større,

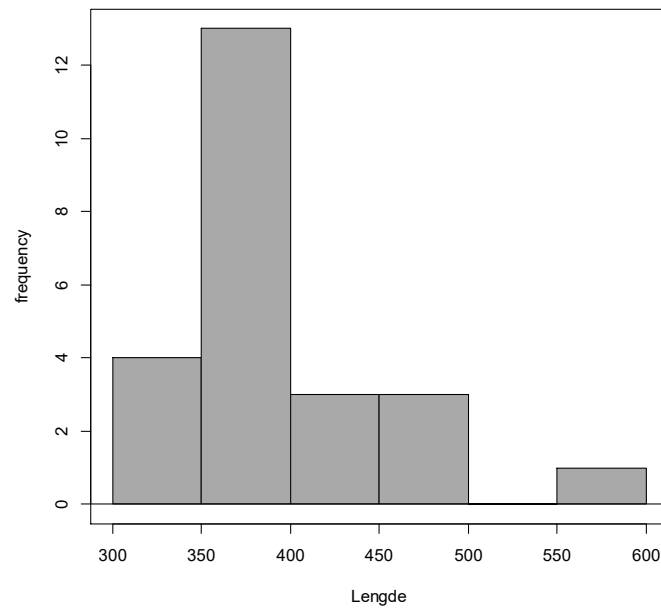


Figur 4.4. Rådata (fra VUE for ørret ID 23722 (Tia)). x-aksen angir dato, y-aksen angir hvilken logger signaler er registrert på. Loggere merket B ligger i Bandak, loggere merket T i Tokkeåi. Signalene viser aktivitet hele høsten (11.09-30.12.2015) fram til nyåret, men utover vinteren blir individet kun registrert på en enkelt logger. Dette skyldes mest sannsynlig at merket er utstøtt eller at fisken er død.



Figur 4.6. Rådata (fra VUE for ørret ID 23723 (Jan), viser et helt motsatt aktivitetsmønster av individet i Fig. 3.7. Ørret ID 23723 har lange, stasjonære perioder i bedre del av Tokkeåi (logger T1 og T2), avbrutt av kortere turer ut i Bandak.

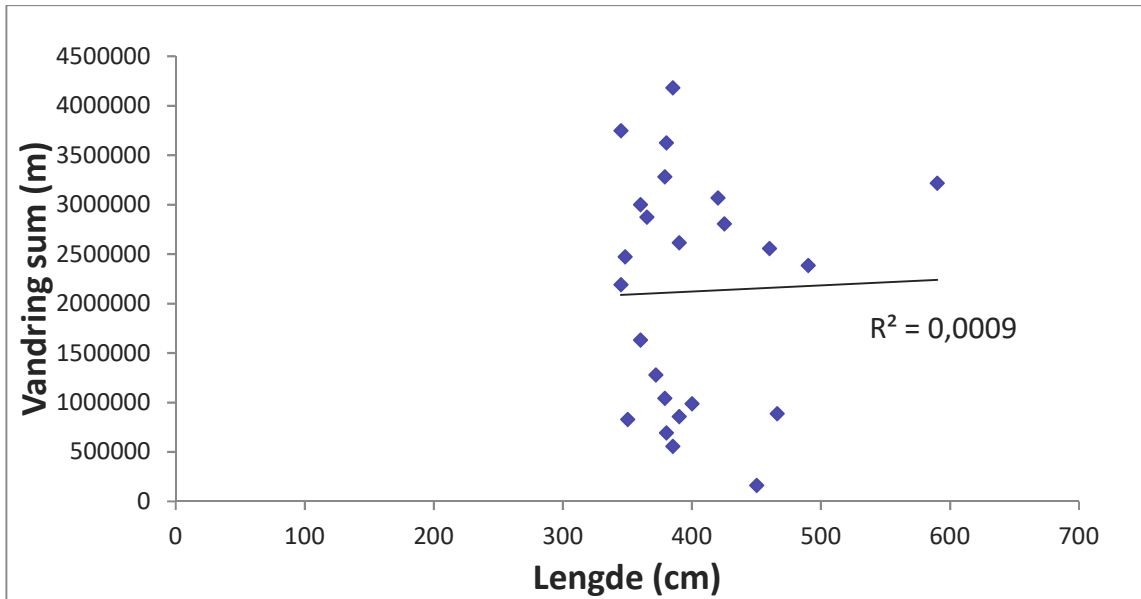
Etter en slik gjennomgang, er de videre analysene basert på helårs vandringsdata for 24 merkede individer. Disse ørretene representerer i hovedsak mellomstor fisk, med et unntak for ID 536 (Buddha) som var 73 cm og 2,7 kg (Fig. 4.7; gjennomsnittlig lengde $400 \text{ cm} \pm \text{SD}56,90$, min. 345 -maks. 590; gjennomsnittlig vekt $657 \text{ g} \pm \text{SD}496,83$, min. 313 – maks. 2700). Denne vandret i hovedsak pelagisk, noe også individ ID 538 (Ivar) gjorde.



Figur 4.7. Lengdefordeling til 24 ørret som har gitt helårs dataserier som er grunnlaget for vandringsanalysene.

Vandringslengder

Det var ingen signifikant sammenheng mellom størrelse eller kondisjon på fisken og total vandringslengde (Fig. 4.8; lineær regresjon lengde: $P = 0,8877$; vekt: $P = 0,5230$; K-faktor: $P = 0,2783$). Det er et vanlig resultat at områdebruken øker med fiskestørrelse (e.g. Minns 1995). For å undersøke dette systematisk, må man ha et representativt utvalg av fiskestørrelser. Som data (over) og Fig. 4.8 viser, var utvalget av fiskestørrelse svært begrenset, og egner seg lite for å teste effekt av individ størrelse *per se* på områdebruk. Særlig mangler mindre ørret (som står mer på elv, men se under). I Bandak-Tokke var det andre målsettinger og forhold som bestemte utvalget av fisk til merking (se Metode).



Figur 4.8. Størrelse på 24 ørret (cm) i forhold til total vandringslengde (m) viser stor individuell variasjon. En regresjon av lengdefordeling mot total vandringslengde over et år, viste ingen signifikant sammenheng. Utvalget av fiskelengder var som figuren viser, svært begrenset.

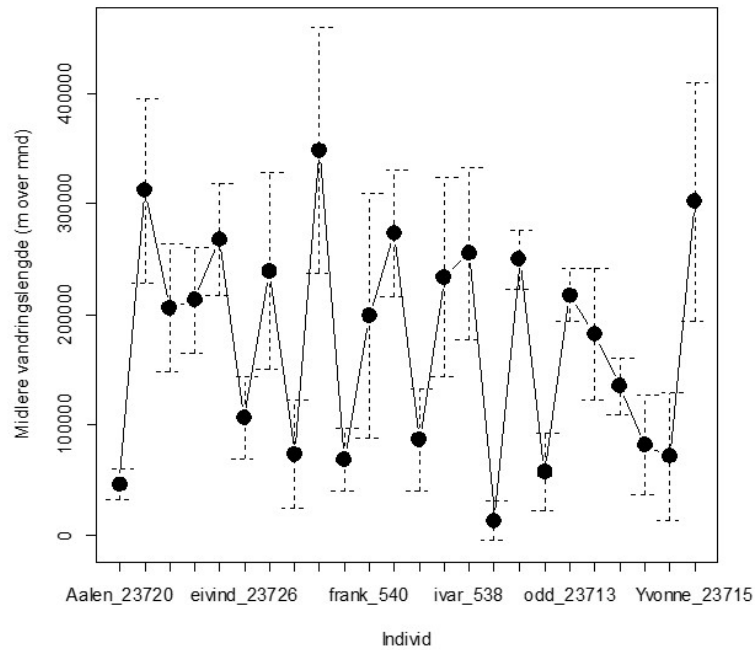
En hydroakustisk undersøkelse av habitatbruk og vandringer til klekkeriproduisert smolt (av villfanget sjøørretforeldre) på elv, elvedelta og marint miljø ved Nidelva, Trondheim, fant ingen forskjeller mellom størrelse på smolt og bruk av de ulike habitater eller vandringslengder (Davidsen *et al.* 2014b), men ungfisk sulteforet før utsetting, dvs. i dårlig kondisjon, utvandret mer (Davidsen *et al.* 2014a). Derimot viste en lignende undersøkelse på sjøørret i Sjøavassdraget og Snilldalselva, Sør-Trøndelag, signifikante forskjeller mellom langtvandrende og kortvandrende individer, der de langtvandrende hadde lavere kondisjonsfaktor, men var større og eldre (Davidsen *et al.* 2014d). En studie av habitatbruk og vandring til sjøørret (Tvedestrandsfjorden, Aust-Agder) påviste en positiv sammenheng mellom størrelse ved smoltifisering (utvandring til sjøen) og vandringslengder og størrelse på hjemmeområder i sjøen (Ruud 2015). Fisk i dårligere kondisjon kan ha sterkere fødemotivasjon og ville utvandre lettere fra elv til sjø, med følgende økt risiko (Wysujack *et al.* 2009; Davidsen *et al.* 2014b), mens etter utvandring kan individer med lavere fettreserver (kondisjon) vandre kortere (Boel *et al.* 2014), antagelig fordi de tar til seg føde ved første mulighet.

Det mest iøynefallende for vandringsdata i Bandak-Tokkeåi er den store og klart signifikante individuelle variasjonen, både mellom individer (1-veis ANOVA, $df = 23, 264, F = 11,51, P < 0,0001$)

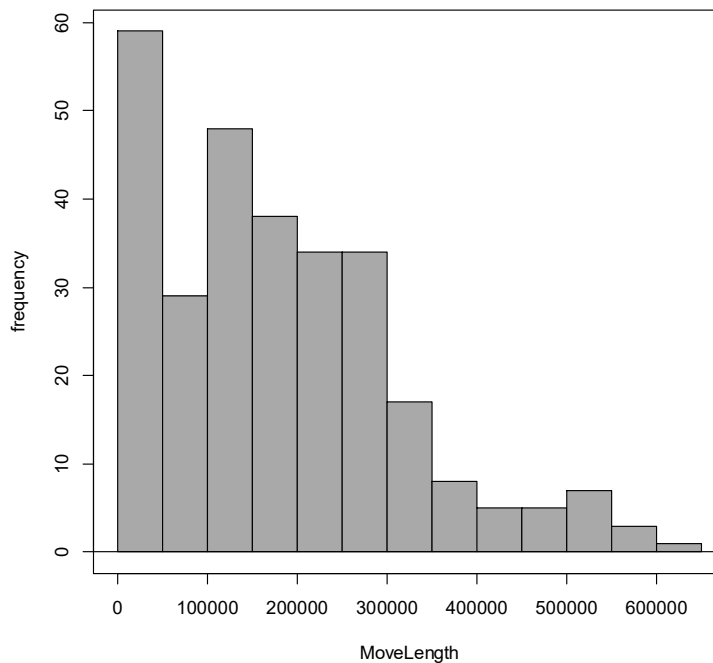
og i litt mindre grad også for hvert enkelt individ over tid (Fig. 4.11; bars er 95 % konfidensintervaller). Som vi kan forvente, er det færre av de lengre vandringene (Fig. 4.12). Midlere beregnet månedlig vandringslengde for en ørret er betydelig, hele 176 781 m, men med mye variasjon (\pm SD 135 230, min. 0 – maks. 632 438, $n = 288$) (Fig. 4.11), og med relativt færre lange vandringer. Det er imidlertid et klart mønster i aktiviteten, med svært mange i hovedsak korte forflytninger. Disse betydelige månedlige vandringslengdene er ikke et resultat av lengre, rettede vandringer, men i hovedsak en sum av veldig mange små forflytninger innenfor et hjemmeområde (nedenfor). Når vi analyserer gjennomsnittlige avstander mellom de beregnede aktivitetssentra i PAV over 30 min., er disse avstandene mellom sentra relativt korte, i størrelsesorden 50-200 m (Fig. 4.12; overall gjennomsnitt 104,5m \pm SD70,0, min. 0 – maks. 318, $n = 274$). Det betyr at ørreten i Bandak stort sett må være aktiv og svømmer rundt i sitt hjemmeområde hele, eller iallfall det meste av tiden. Den samme store variasjonen mellom individer (1-veis ANOVA, $df = 23, 250, F = 9,319, P < 0,0001$) og innen individer over tid som for vandringslengder, finner vi også igjen her i avstander mellom beregnede aktivitetssentra (Fig. 4.9 og 4.12).

Vandringslengder stor ørret

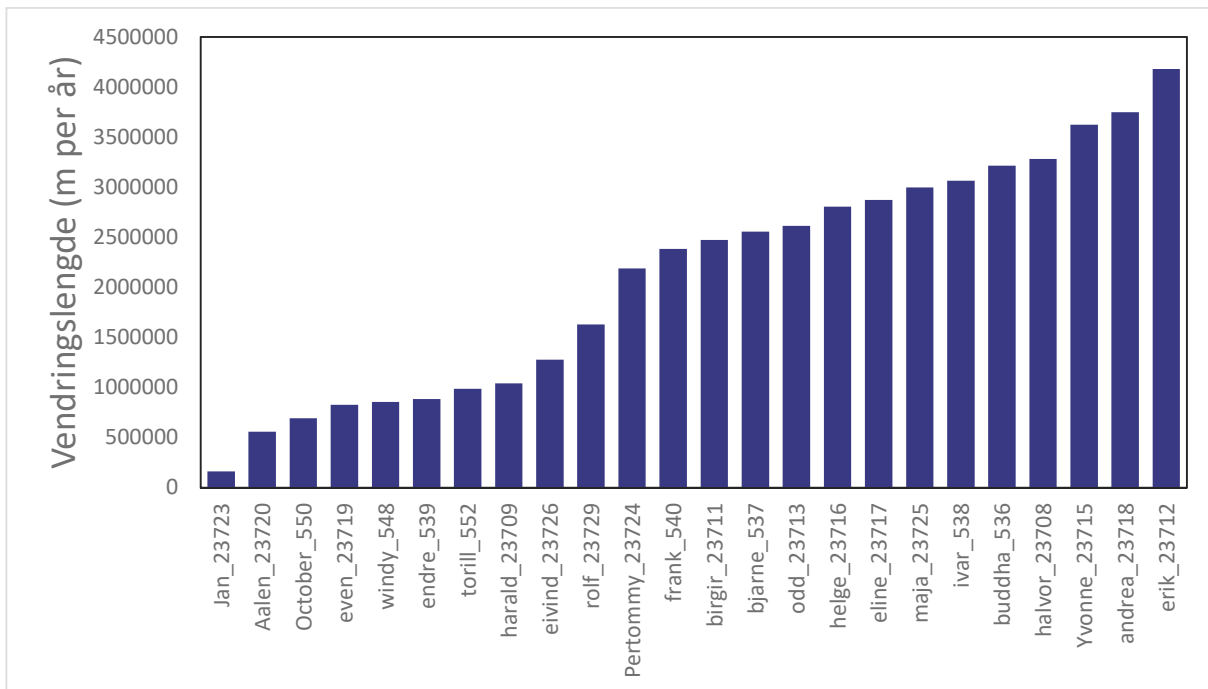
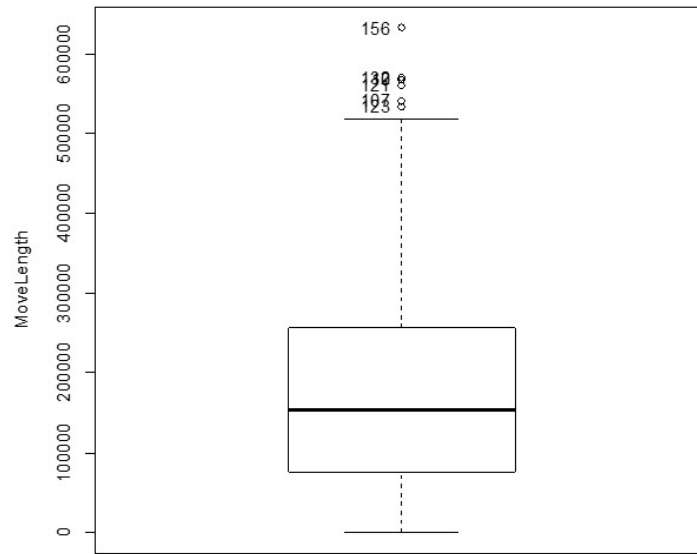
De to pelagiske fiskene har den lengste (ID 538 Ivar; 712 km) og tredje lengste (ID 536 Buddha; 586 km) vandringslengden (Tabell 4.2). Erik ligger i mellom disse individene med en vandringslengde på 639 km. Dette individet er en deltafisk, men har en vandringslengde i samme størrelsesorden som de pelagiske individene. Jan viser den korteste vandringslengden på bare 13 km. Dette individet oppholder seg mye utenfor deteksjonsområdet på de indre deler av deltaflaten på sørsiden, trolig i andre elveløp, og har derfor lite data (se hjemmeområder). Det var en klart signifikant sammenheng mellom beregnet total vandringslengde og totalt antall deteksjoner for individer hvor vi har lengre tidsserier (lineær regresjon, $F = 64,4244, P < 0,0001, df = 33, R^2 = 0,66$). Dette skyldes selvsagt delvis at noen individer har oppholdt seg kortere eller lengre tid utenfor deteksjonsområdet og dermed heller ikke fått beregnet vandringslengder. Men også for de individene som ble valgt ut fordi de hadde systematiske observasjoner over et helt år eller mer og uten lengre opphold utenfor deteksjonsområdet (over), var det en slik sammenheng (lineær regresjon, $F = 18,3662, P < 0,0001, df = 23, R^2 = 0,46$). Tidvis også relativt korte opphold i 'blindsoner', slik tilfellet var for Jan (over), kanskje kombinert med mange signalkollisjoner, kan således påvirke beregninger av vandringslengder betydelig, mens beregninger av hjemmeområder vil være mye mer robuste overfor slike avvik.



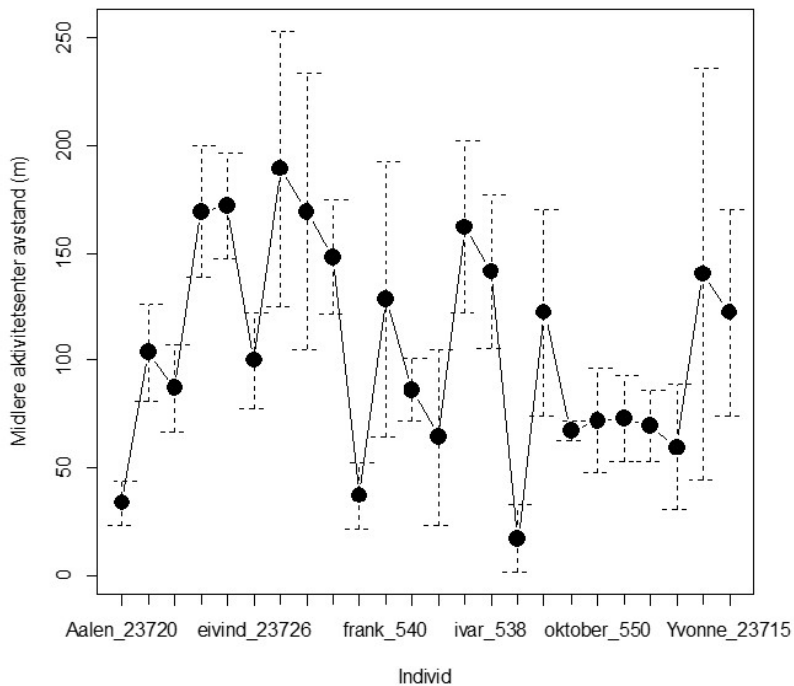
Figur 4.9. Midlere vandringslengde (over 12 måneder) per individ (n=24). Den individuelle variasjonen er stor, både mellom individer (sorte punkter) og for hvert individ over tid (stolper er 95 % konfidensintervaller).



Figur 4.10. Frekvensfordeling til månedlig vandringslengde (over et år) for 24 ørret i Bandak-Tokkeåi. Mønsteret er færre vandringer med økende lengde.



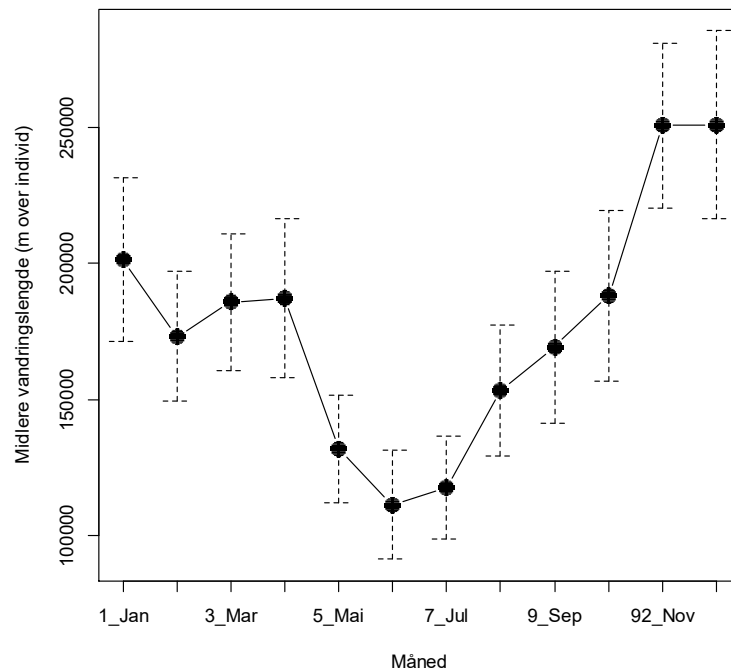
Figur 4.11. Box plot (øverst) for månedlig vandringslengde for 24 individer over 12 måneder ($n = 288$). Sortert histogram (nederst) viser vandring over år for enkeltindividene. Det er mye variasjon med store individuelle forskjeller.



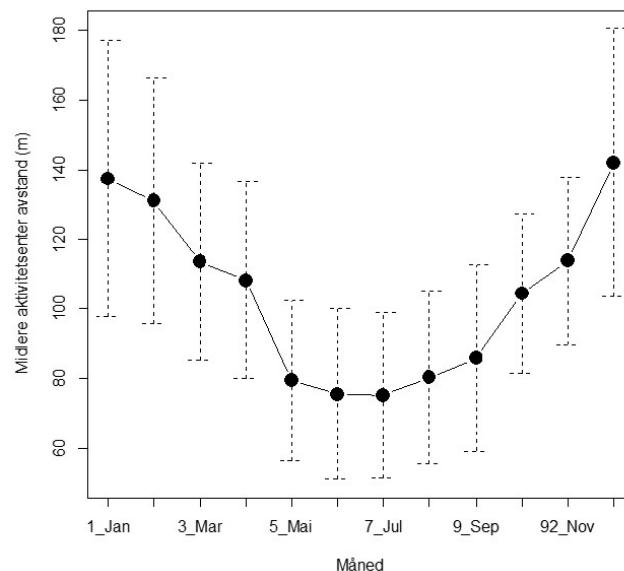
Figur 4.12. Midlere avstand mellom beregnede aktivitetssentra (PAV, 30 min. intervall; over 12 måneder) per individ ($n=24$). Den individuelle variasjonen er igjen stor, både mellom individer (sorte punkter) og for hvert individ over tid (stolper = 95 % konfidensintervall). Den absolutte avstand er derimot i all hovedsak begrenset til mellom 50 og 200 m.

Vandringslengder over året

Det var også mye variasjon i aktivitet over tid, målt som månedlige vandringslengder over året (Fig. 4.13). Men her var det likevel et klart mønster med mer vandring i gytetiden om høsten og tidlig vinter, og minst vandring i sommermånedene (Fig. 4.13; 1-veis ANOVA, $df = 11, 276, F = 2,846, P = 0,0015$). Ikke overraskende finner vi igjen det samme mønsteret i avstander mellom beregnede aktivitetssentra (Fig. 4.14); 1way ANOVA, $df = 11, 262, F = 0,0007, P < 0,0001$).



Figur 4.13. Midlere vandringslengde (over 24 merket ørret) per måned. Det er mye variasjon mellom individer innen hver måned, men det er likevel et klart mønster over året med mest vandring om høsten omkring gytetiden, fortsatt mye vandring over vinter-vår, og klart minst vandring om sommeren (stolper er 95 % konfidensintervall).

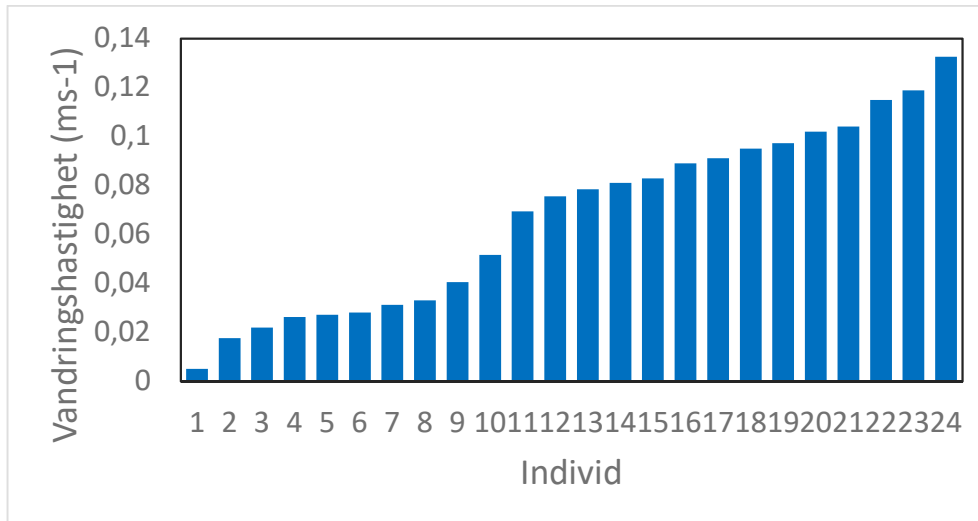


Figur 4.14. Midlere aktivitetssenter avstand (over 24 merket ørret) per måned. Det er mye variasjon mellom individer innen hver måned, men det er likevel et klart mønster over året med mest vandring om høsten omkring gytetiden, fortsatt mye vandring over vinter-vår, og klart minst vandring om sommeren (stolper er 95 % konfidensintervall).

Vandringshastigheter

En klart definert og enkelt målbar avstand i merkeområdet er når fisk vandrer hele Bandak. Avstanden fra når fisken forlater loggeren lengst ut i Lauvik til den kommer inn ved Bandaksøy, er 18 km (Fig. 3.2, Vedlegg 2). Slike vandringer observerte vi i forbindelse med gytetiden, og da må dette antas å være en rettet vandring. I 2014 var det fem merkede ørreter som svømte sannsynligvis nokså direkte fra deltaflaten og over Bandak til Bandaksøy, en avstand på 27 km (Fig. 3.2). På de 18 km fra Lauvik til Bandaksøy har disse fiskene hatt en gjennomsnittshastighet på $46 \pm \text{SD } 13 \text{ cms}^{-1}$ (min. 25 - maks. 66) eller 1.20 ± 0.34 kroppslengder pr. sekund (BLs^{-1}) (min. 0.71 – maks. 1.78). I litteraturen brukes både absolutte (cms^{-1} eller ms^{-1}) og relative vandringshastigheter (BLs^{-1}), derfor oppgis begge her. I 2015 var det tre merkede ørret som gjennomførte denne gytevandringen og i 2016 ett merket individ. Dette er rettede vandringer, og de registrerte vandringshastighetene er til dels betydelig høyere enn det som er påvist i tidligere norske undersøkelser av stor innlandsørret. I 1997 ble 22 storaure merket i Randsfjorden og fulgt ved bruk av manuell radiotelemetri (Arnekleiv & Kraabøl 1998). Fire individer ble fulgt kontinuerlig på strekninger fra 2.8 til 5 km, for rettede vandringer fra et bestemt sted i innsjøen frem til utløpet eller nedre deler av innløpselven Dokka-Etna. Det ble beregnet svømmehastigheter fra 0,17 til 0,64 km/t på denne strekningen, noe som tilsvarer fra 4.7 til 17.7 cm/sek. Bare en ørret viste en rettet, direkte vandring (0.64 km/t), mens de tre andre hadde vesentlig lavere vandringshastigheter (0.17-0.19 km/t). Ellers har vi mest kunnskap om svømmehastigheter ved utvandring av sjøørret eller laksesmolt fra elv og vandring i fjordsystemer. Vandringshastigheter synes å variere mellom ulike studier og målgrupper av fisk (Larsson, Serrano & Eriksson 2011). Gjennomsnittlig vandringshastighet for vill ørretsmolt i Lærdalsfjorden er beregnet til 59 cms^{-1} og i Sognefjorden til 10 cms^{-1} (Urke *et al.* 2010), og opp mot $55,5 \text{ cms}^{-1}$ i Aurlandsfjorden (Lyse, Stefansson & Fernö 1998), som er sammenlignbart med våre funn. Mer generelt synes utvandringshastigheten til sjøørretsmolt å variere mellom 0.02 og 0.17 BLs^{-1} , tilsvarende $0,30$ til $2,55 \text{ cms}^{-1}$ om smolt lengde settes til 15 cm (Finstad *et al.* 2005; Sivertsgård *et al.* 2007; Thorstad *et al.* 2007; Aarestrup *et al.* 2014), men kan også være betydelig høyere ($0,56 \text{ BLs}^{-1}$; Thorstad *et al.* 2004). Imidlertid beveger smolt seg sjelden i rett linje (Lyse, Stefansson & Fernö 1998; Thorstad *et al.* 2004). Estimaten må forstås deretter, og er ikke direkte sammenlignbare med våre observerte vandringer for ørret som svømmer hele Bandak. Midlere beregnet månedlig vandringslengde for en ørret i Bandak var 176 781 m (over). Dette gir en gjennomsnittlig vandringshastighet for alle individer over hele året på $(176\ 781/30 \text{ dager}/24 \text{ timer}/60 \text{ min}/60 \sim 7) \text{ ca. } 7 \text{ cms}^{-1}$ eller $0,17 \text{ BLs}^{-1}$ (ved lengde 40 cm). Dette er i samme

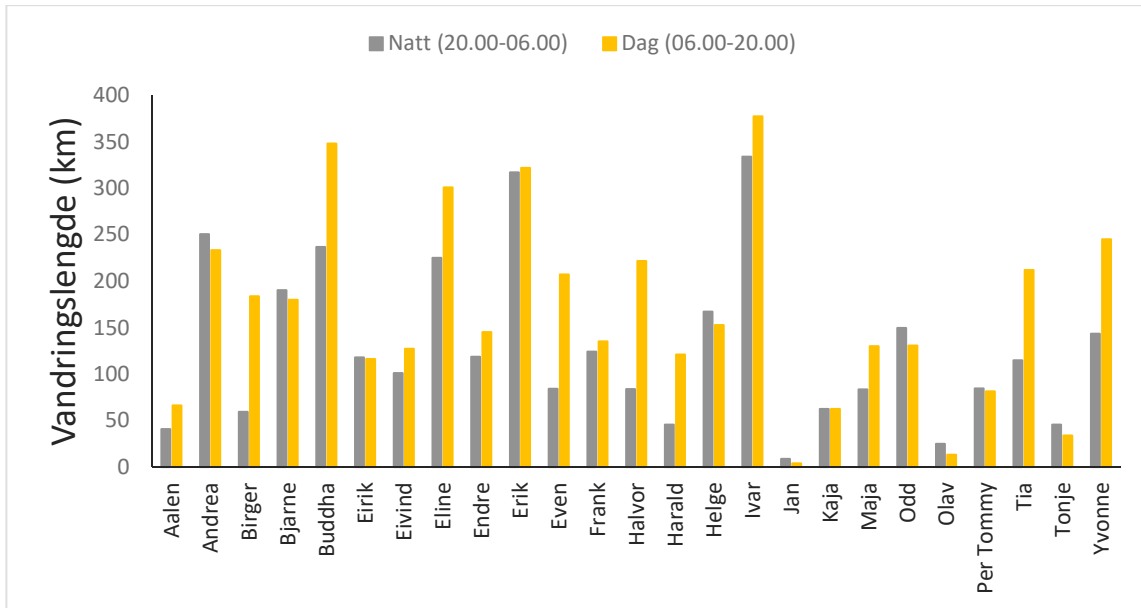
størrelsesorden, men i overkant av det som tidligere er funnet for smolt (over). Ettersom vandringshastighet er direkte avledet fra vandringslengder, vil individuell variasjon og mønster være det samme som for vandringslengder (Fig. 4.15, jfr. Fig. 4.13).



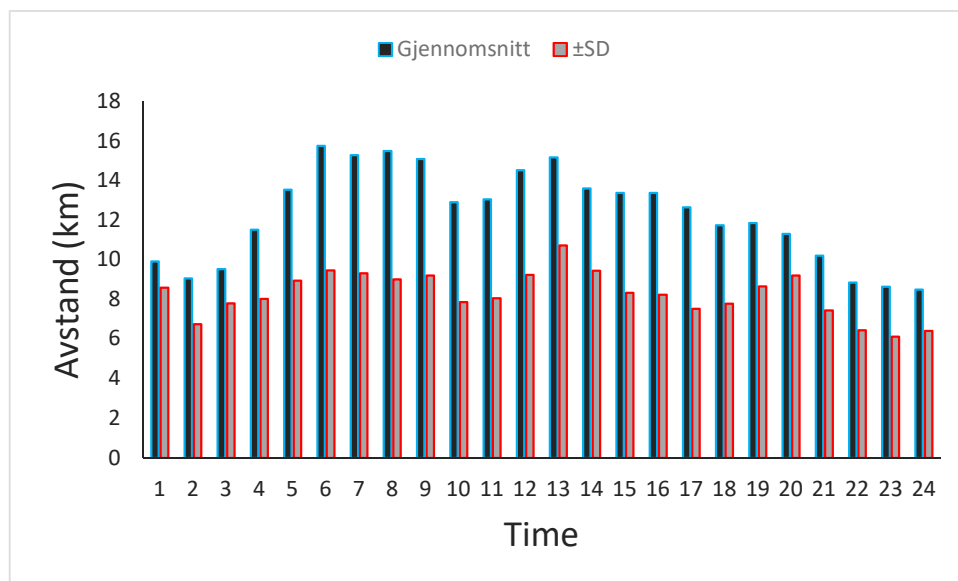
Figur 4.15. Sortert histogram viser vandringshastigheter over et år for enkeltindividene. Det er store individuelle forskjeller.

Natt/dag aktivitet

For å analysere mulige forskjeller på aktiviteten til ørret på natt og dag, ble vandringslengder (her målt i kilometer) brukt som responsvariabel for all ørret merket og fulgt i 2014. Dagleiengden varierer over året, men for å gjøre en første analyse overkommelig, ble hhv. natt og dag satt til 12 timer per døgn, dagtid fra 07:00-19.00 og natt fra 19:00-07:00. Ut ifra en enkel betraktning av gjennomsnittsverdier, kan det synes som om det er noe større aktivitet på dagtid (beregnet fra gjennomsnitt av total vandringslengde på alle individer; gjennomsnitt $55 \pm 11\%$, min. 30 – maks. 75), enn om natten (gjennomsnitt $45 \pm 11\%$, 24-69) (Figur 4.16). Den store individuelle variasjonen gjør imidlertid at forskjellen ikke er signifikant (Welch's t-test for ulike varianser, $P=0.16$, $n = 25$). Selv om det ikke vises noen signifikans på likedøgn, er det trolig en forskjell på gjennomsnittlig svømmelengde for individene på de ulike timene gjennom døgnet. Aktiviteten til fiskene er gjennomsnittlig lavest i timene 22:00-03:59 på kveld/natt, dvs. omkring den mørkeste tiden (Figur 4.17).



Figur 4.16. Total vandringslengde hhv. på dag og natt for hvert individ. Det kan se ut som det er noe mer aktivitet på dagen, men forskjellen var ikke statistisk signifikant.

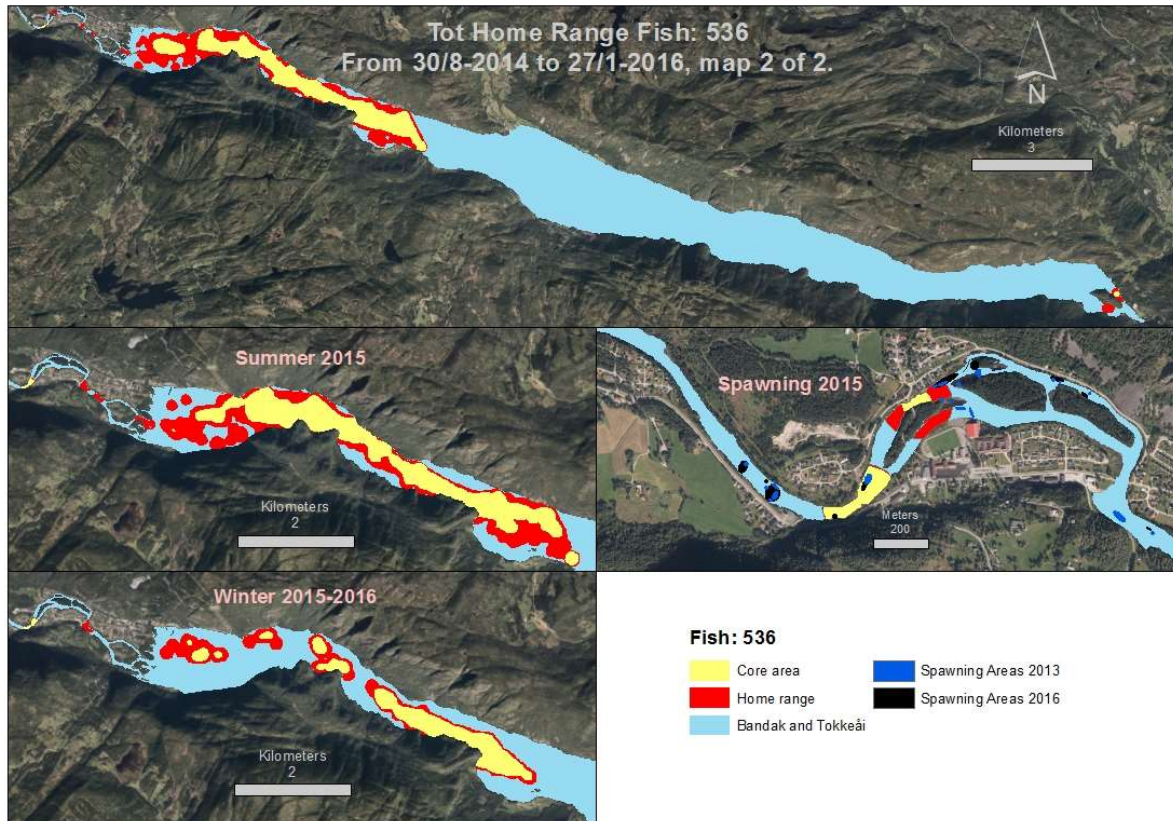


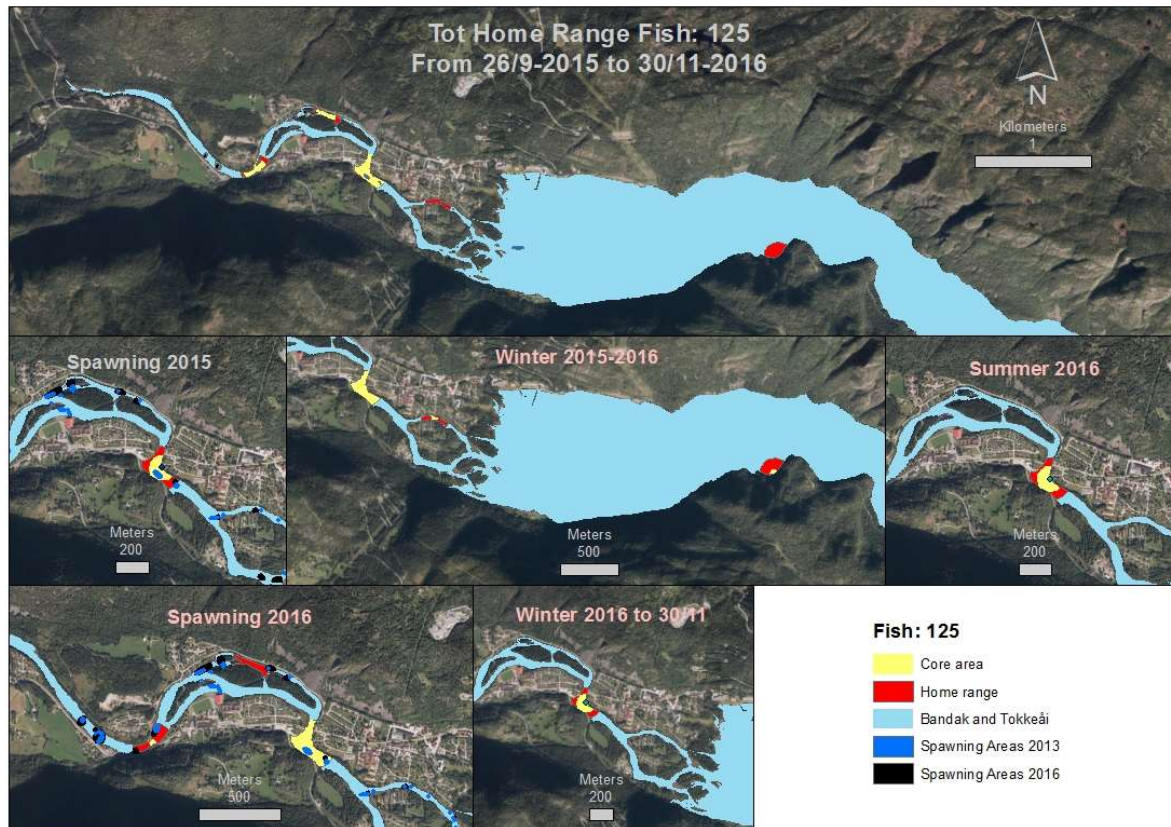
Figur 4.17. Gjennomsnittlig vandring (over alle individer) per time over døgnet. Det ser igjen ut som det er noe mindre aktivitet om natten.

Ørretens habitatbruk: Hjemmeområder

Hjemmeområder er beregnet for alle de merkede ørretene som sendte signaler over mer enn noen dager ($n = 48$). Ettersom det er så mange individer, er alle beregnede hjemmeområder vist i Vedlegg

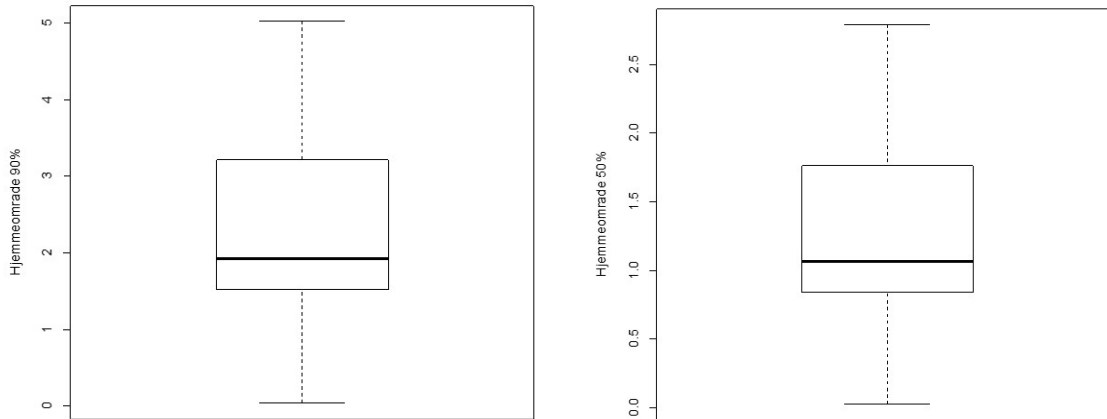
4 og 5 sammen med individets ID og tidsrom for registrerte signaler. Her er vist et utvalg hjemmeområder for illustrasjonsformål. Alle hjemmeområder er beregnet ved kernel density-metoden, og for hhv. 90 % (kalt: Home range) og 50 % (kalt: Core area) av de registrerte punktene (Fig. 4.18, Vedlegg 4). For de individer hvor vi hadde tilstrekkelig lange tidsserier, er det totale hjemmeområdet videre oppdelt etter sesong: sommer, gyting og vinter (Fig. 4.18, Vedlegg 4).





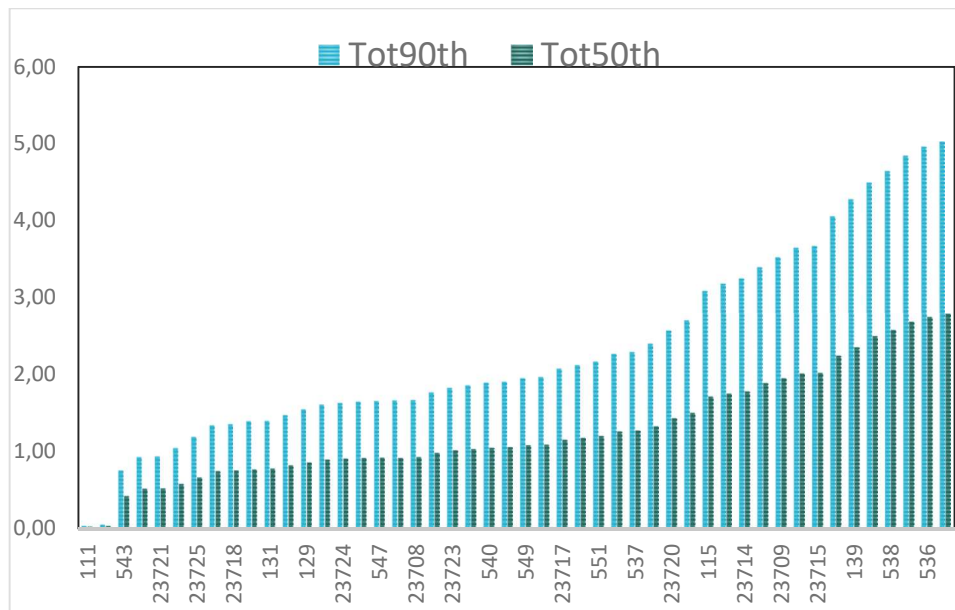
Figur 4.18. Beregnet totalt 90 % hjemmeområde (rødt) og 50 % kjerneområde (gult) for to ørretindivider hvor vi hadde lengre tidsserier som dekket minst ett år. Individ ID 536 (Buddha) hadde et av de største hjemmeområdene (4,95 km²) og ID 125 (Benjamin) som hadde et av de minste hjemmeområdene (0,05 km²) fordi den store deler av tiden oppholdt seg i Tokkeåi. Det totale hjemmeområdet er videre oppdelt sesongvis i sommer, gyting og vinter. Hjemmeområder for alle øvrige individer er vist i Vedlegg 4.

Over alle individene merket og fulgt 2014-2016 (n = 48), Vedlegg 4, Vedlegg 5) er det gjennomsnittlige kernel density-hjemmeområdet for 90 % av posisjonene 2,31 km² ±SD 1,2515 (min. 0,03 – maks. 5,02) og for 50 % er det 1,28 km² ±SD 0,6995 (min. 0,02 – maks. 2,79) (Fig. 4.19).



Figur 4.19. Boxplot for hjemmeområde 90% (venstre), hovedsakelig i størrelsesorden 1,5 – 3,5 km², og kjerneområde 50 % (høyre), hovedsakelig i størrelsesorden 0,8 –1,8 km². Det er betydelig individuell variasjon, men ingen sterkt avvikende individer ('utliggere').

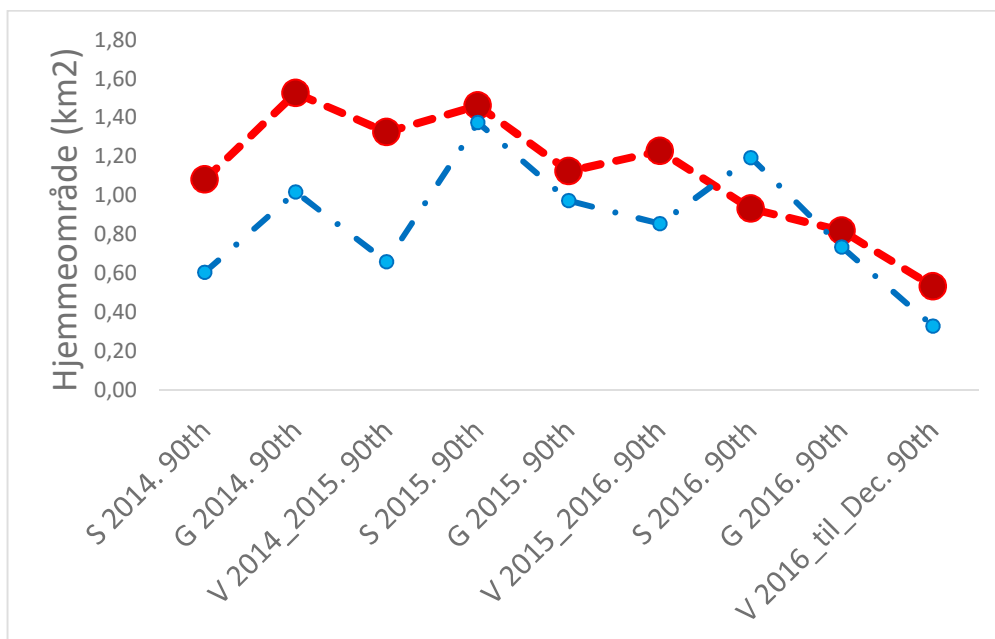
Det er imidlertid stor variasjon mellom individene i størrelse på hjemmeområdene (Fig. 4.20), som fordeler seg ganske jevnt i størrelse mellom individene fra 0,03 til over 5 km².



Figur 4.20. Totalt hjemmeområde (km²) 90% og kjerneområde 50 % for alle individer (n = 48, bare ID for halvdelen kan vises på x-aksen). Det er betydelig individuell variasjon, men ingen sterkt avvikende individer.

Hjemmeområder over tid

Det var ingen klare mønster i størrelsen på hjemmeområder mellom sesonger eller over den tid undersøkelsen varte, annet enn at det mot slutten av perioden synes å være en tendens til mindre hjemmeområder for alle sesonger (Fig. 4.21) (1-veis ANOVA, $F = 2,6007$, $P = 0,0097$, $df = 8$, 228). Denne tilsynelatende nedgangen kan skyldes relativt færre posisjonssignaler mot slutten av undersøkelsesperioden, og at vi hadde flere store individer som vandret ut i Bandak og dermed ikke ble registrert på loggere. Antall individer posisjonsbestemt for de ulike sesongene i 2014 var $n = 18-23$, for 2015 $n = 29-39$ og for 2016 $n = 23-20$. Det er også større relativ (men mindre absolutt) variasjon i data mot slutten av perioden (Fig. 4.21).



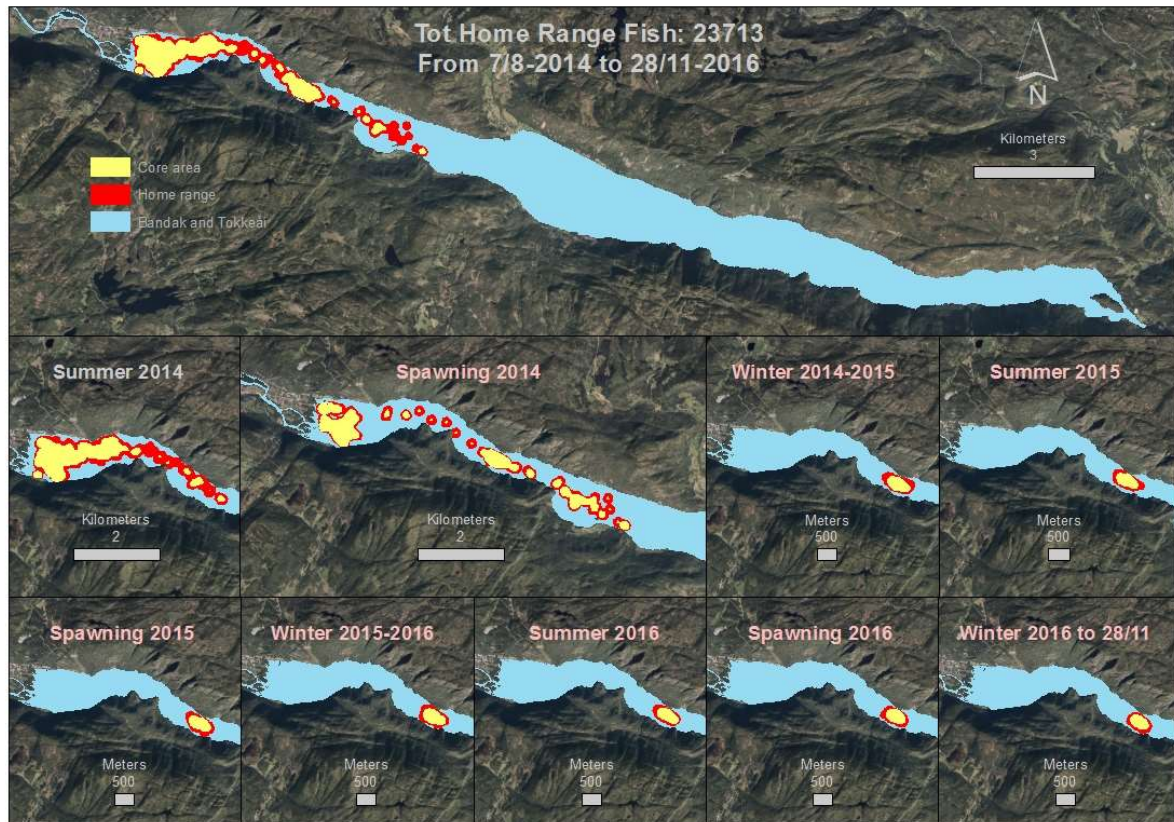
Figur 4.21. Hjemmeområde 90% (tykk linje) for alle individer med dekkende data ($n = 18-39$ avhengig av sesong) over sommer (= S), gyteperiode (= G) og vinter (= V) i perioden 2014-2016. Tynn strek viser variasjonen i data, dvs. SD. Det synes ikke å være noen klare sesongvise mønstre. En nedgang mot slutten av perioden, skyldes trolig færre posisjonsdata.

Hjemmeområder stor ørret 2014

De ørretene som ved fangst og merking i 2014 var sølvfarget (ID 536, 538) og derfor ble antatt å være pelagiske, dvs. vandrer ute i de fri vannmassene og primært spiser annen fisk (sik, røye), hadde større

hjemmeområder enn mørkere ørret med brunfarge, dvs. antatt å primært være bunndyrspisere på eller ved deltaflaten (Welch's t-test for ulike varianser; $t = 3,18$, $P = 0.0232$, men ubalanserte data med hhv $n=21$ og $n = 3$, se under). De pelagiske ørretene ID 538 Ivar og ID 536 Buddha (begge merket 2014, hhv. ved Ivarflaten og Hammarodden, Fig. 3.1) lever mer ute i Bandak og har blant de største hjemmeområdene, hhv 4,64 og 4,95 km² (Fig. 4.18). De pelagiske fiskene oppholder seg i de frie vannmassene utenfor deltaflaten, og vandrer mye.

ID 23713 Odd ble fanget på deltaflaten (07.08.2014, Fig. 3.1) og hadde ved merking brunaktig drakt, var 39 cm og veide ca. 0,55 kg. Ved denne størrelse kan ørret slå over fra å være bunndyrspiser til å bli fiskespiser, idet ørret da har blitt stor nok i kjeften til å spise mindre byttfisk. Dette individet oppholdt seg på delta høsten etter merking, men etter hvert også mye utover i Bandak, og synes å representere en interessant overgang. Beregning av hjemmeområdene (Fig. 4.22) indikerer at denne ørreten hadde en blandings- eller både-og-strategi i 2014, og hadde også et stort hjemmeområde (3,39 km²). Ved gyting 2014 gikk fisken ut av loggernes deteksjonsområde. Fra 10.10.2014, etter gyting, kom den tilbake og oppholdt seg deretter på et område lenger ut i Bandak. Den trakk etter hvert enda lenger ut i Bandak og synes å ha levd pelagisk ute i Bandak ved Lauvik (loggerne B17-20) i 2015 og utover hele 2016 (inntil batterilevetiden på merket gikk ut) (Fig. 4.22). En alternativ forklaring som dessverre ikke metodisk kan utelukkes, er at fisken døde eller støtte ut merket ved Lauvik vinteren 2014, og at merket har hatt gode sendeforhold fra en fast posisjon til batteriet døde ut. ID 23719 Even, fanget og merket på delta 11.08.2014 ved Brattestå (Fig. 3.1, Vedlegg 4) bruker også mer av Bufjorden utover i Bandak både sommer 2015 og 2016, men gyter i begge år i Tokkeåi. Det kan være vanskelig å skille atferd til svært stasjonære individer fra den alternative forklaring at merket er støtt ut eller fisken død. ID 115 Johanna (Vedlegg 4) viser et mønster som har mye til felles med ID 23713 Odd (over) med aktiv bruk av delta og etter hvert utover i Bufjorden og gyting i Tokkeåi høsten 2015. Men etter gyting og tilbakevandring til Bufjorden i november 2015, bruker individet et mindre område ved Lauvik gjennom hele 2016. Denne fisken hadde sender med dybdesensor. Det var variasjon i dybdebruk fram til 13.11.2015, mens dypet etter det er konstant på 29 meter. Det synes mindre sannsynlig at individet har brukt både et lite område og konstant dyp gjennom hele 2016.

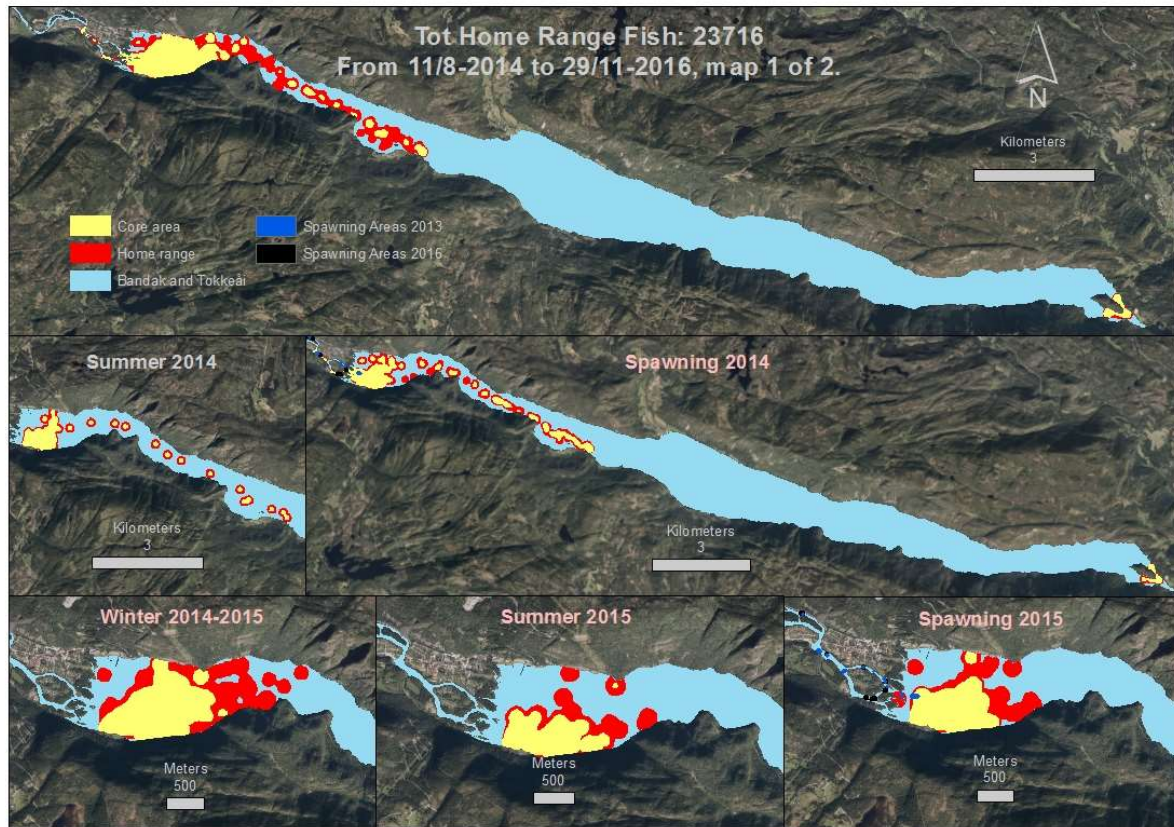


Figur 4.22. ID 23713 Odd representerer en interessant overgang fra bunndyrspisende deltafisk ved og etter merking på ettersommer og høst 2014. Men deretter oppholder dette individet seg ute i Bandak og ser ut til å ha blitt en pelagisk fiskepredator, dvs. en overgang til storaure-atferd.

Hjemmeområde på delta, men ulike gyteområder

Også av særskilt interesse er at av 23 ørret merket i deltaområdet i 2014, var det fem individer (ID 23716 Helge, ID 23714 Eirik, ID 23710 Tonje, ID 23709 Harald og ID 538 Ivar (pelagisk)) som i gytetiden 2014 ble registrert i utløpet av Bandak ved Bandaksøy. Særlig tre (ID 23716 Helge, ID 23714 Eirik, ID 23709 Harald) vandret alle målrettet over hele Bandak, fra deltaet til ut i Straumen, dvs. en ren gytevandring (Fig. 4.23). Deltaområdet bidrar således med gytefisk til gytebestander helt i motsatte enden av Bandak. Dette synes derfor å innebære at deltaområdet er av betydning ikke bare lokalt, men som 'source' habitat for ørret til hele Bandak. Disse tre fiskene oppholdt seg ellers på og ved deltaflaten før og etter gyting, og deltaet er derfor deres hjemmeområde (Fig.

4.23). Av de 25 ørretene som ble merket i 2014, ble ialt ni individer logget ved Bandaksøy (ID 23707, 23709, 23710, 23714, 23715, 23716, 23720, 536 og 538).

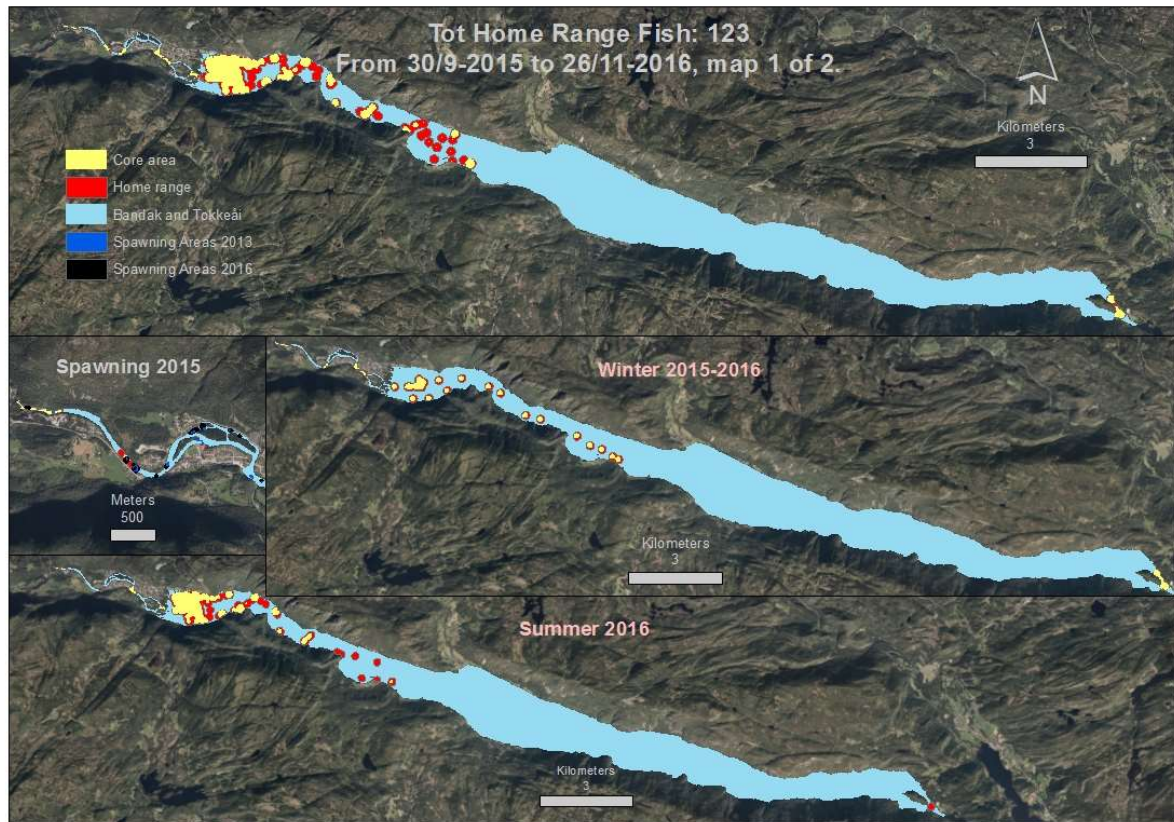


Figur 4.23. ID 23716 Helge var en deltafisk i de to årene merket sendte signaler, men vandret, i likhet med to andre merkede ørret, høsten 2014 over hele Bandak og ned til Skarperudstraumen for å gyte. Deltaflaten synes å være et viktig source-habitat for hele Bandaksystemet.

Det var 20 individene merket i 2014 (Fig. 3.1) som hadde hjemmeområdene sine på eller ved deltaflaten. For disse ørretene var gjennomsnittlig hjemmeområde på $0.74 \pm 0.27 \text{ km}^2$ (minimum 0.31 maksimum 1.48). To av de gjenværende 5 individene var pelagiske (over), to vandret ut av Bandak etter merking, og ID 23721 Kaja er ikke regnet med her, fordi det er usikkert hvorvidt den var aktiv (over).

Hjemmeområder stor ørret 2015

Det samme hovedmønsteret gjentok seg i 2015. Av 23 ørret merket og registrert som aktive i 2015 (over), ble fire større individer merket ute i Bandak, dvs. klart pelagisk (ID 91 Gunnar1 (Ytre Fyret), ID 133 Gunnar2 (Lårdal Brygge), ID 135 Nils Tom (Tokkestraumen) og ID 139 Odd Morgan (Digernes)). Disse hadde alle store hjemmeområder (gjennomsnitt $4,65 \text{ km}^2 \pm \text{SD } 0,3405$, min. $4,27$ – maks. $5,02 \text{ km}^2$), og betydelig større enn den øvrige fisken som ble merket og oppholdt seg på eller ved deltaflaten som hadde gjennomsnittlig hjemmeområde på $1,71 \text{ km}^2 \pm \text{SD } 0,9649$, min. $0,03$ – maks. $3,64 \text{ km}^2$) (Welch's t-test for ulike varianser; $t = 2,13$, $P < 0.0001$, men ubalanserte data med hhv $n=19$ og $n = 4$, se under, ID 23723 på elv ikke medregnet). Fem andre individer (ID 113, 115, 121, 123, 127) som ble fanget og merket i Tokkeåi/osen (113, 121, 123, 127) eller ved kraftverksutløpet (115), viser senere en pelagisk atferd, men de fleste mer tilknyttet Bufjorden enn ørret fanget pelagisk. ID 123 Charlie Brown (620 mm, 2800 gram) er spesielt interessant. Den ble fanget og merket på gytevandring i Tokkeåi 30 september 2015. Etter gyting vandret den ut og etterhvert forbi delta, ut hele Bandak, forbi Bandaksøy, og nedstrøms til Vestvanna Fig. 4.24). Men i 2016 kom Charlie Brown tilbake til delta og Tokkeåi for å gyte (under).



Figur

4.24. ID 123 Charlie Brown ble fanget og merket på gytevandring i Tokkeåi i 2015. Etter gyting vandret den ut og forsvant nedstrøms til Vestvanna, men kom tilbake på gytevandring både i 2016 og 2017. Tokkeåi fungerer således iallfall delvis også som gyte/oppvekstområde for storaure fra Vestvanna.

Andre individer som kan ha en iallfall delvis pelagisk atferd er ID 129, 131, 547, 548, 549, 551 og 552 (Vedlegg 4).

For alle merkede ørret samlet, var det en signifikant positiv sammenheng mellom areal på hjemme- og kjerneområde (90 resp. 50%) og lengde på fisken (Spearman Rank Sum, $n = 48$, $P = 0,0143$, $\rho = 0,35$ resp. $P = 0,0146$, $\rho = 0,35$), dvs. større individer hadde større hjemme- og kjerneområder.

Vi kjenner ikke til andre relevante studier som har beregnet hjemmeområder for ørret over lengre tid i en innsjø. Det er derimot flere undersøkelser på hjemmeområde til ørret i elver, men de fleste er på 'vanlig' dvs. mindre ørret og over kortere tidsrom (uker, sesong) (e.g. Ovidio, Philippart & Baras 2000; Ovidio *et al.* 2002; Heggenes *et al.* 2007; Kraabøl *et al.* 2013). Områdebruk på elv varierer også mye mellom individer, der noen er stasjonære og andre vandrer over lengre strekninger, for

eksempel i Måna (Heggenes *et al.* 2007). I Hemsil var noen større individer (37 – 55 cm) helt stasjonære, mens ett brukte opp til 14 km av elvestrekningen (over ett år) (Kraabøl *et al.* 2013). Hjemmeområder på elv antas å kunne variere med sesong, med veksling mellom beiteområder, gyting og vinteroppholdssted (Kraabøl *et al.* 2013). Deltafisken som er merket i Bandak-Tokke er i hovedsak på elven bare i gytetiden, selv om enkelte individer kunne være på elv over lengre tid (over). Resultater er derfor ikke direkte sammenlignbare, men hjemmeområder er uansett betydelig større i Bandak. Vandringslengder varierte sesongvis, mens det ikke var tilsvarende klare forskjeller i hjemmeområder. Det er lokalt kjent fra garnfiske at deltafisken trekker ned til kanten av deltaflaten på vintertid (pers. med. Kai Joakim Brattestå). Dette er en økt vandringstendens som kan sees i vandringslengdene.

Ørretens gytevandring: Oppgang på elv og gyting

I alt ble 30 merket ørret registrert på gyteoppvandring i Tokkeåi over sesongene 2014, 2015 og 2016, samt to i 2017, da batterilevetiden var slutt for de fleste senderne (Tabell 4.3a-c). Dette var ikke nødvendigvis en enkelt rettet vandring for alle individer. Det er et hovedmønster, men det er også mye individuell variasjon som gir mye dynamikk. For eksempel tok ID550 Oktober (380 mm, 490 g) seg to turer opp i elva, først en kort 4-dagers 'prøvetur' 3.10.2015, for deretter å vandre opp for gyting en uke senere (14.10.2017). ID23730 Alma ble merket i Elvarheim (320 mm, 300 g) 6. mai 2015, oppholdt seg på Tokkeåi til slutten av gytetiden, for så å tilbringe vinteren ute på deltaflaten. Men våren 2016 gikk den igjen i mai opp i Tokkeåi og ble der til 14. november 2016. To individer (av 5; Tabell 4.3) registret som gytere i 2014, gikk også opp til gyting i 2015, og tilsvarende gytte 5 (av 14) av individene fra 2015 også i 2016, og begge registrerte gytere i 2017 hadde gytt de to foregående år. Også stor ørret (over 1 kg) kunne gå opp for å gyte to eller tre år på rad (Tabell 4.3, fet skrift), omtrent halvparten (n=7) av merket stor ørret individer ble registrert som oppvandrende gytere to (eller tre) år på rad.

Tabell 4.3a. Ørret merket i 2014 med habitat og gytested. Individuer på utvandring er merket grått. Individuer > 1kg er med fet skrift. To ørret ble merket pelagisk i 2014 (P), resten på delta/elv (D/E). Seks individer gytte i Tokkeåi (T/G) både i 2014 og 2015 (og ett i 2016, men da var batterilevetiden ute for de fleste), og fem i Straumen (S/G) i 2014 og tre i 2015 (og ett i 2016). Atferd indikerer at seks individer gytte på delta/osen (D/G) i 2014 og to i 2015, men dette er antagelse.

Id	D/E	P	T/G	D/G	S/G
23707	X				X(11/8-2014)
23708	X		X(2014,2015)		
23709	X				X(2014)
23710	X				X(1/9-2014)
23711	X				
23712	X		X(2015)		
23713	X				
23714	X				X(2014)
23715	X			X(2014)	X(2015)
23716	X		X(2014)		X(2014,2016)
23717	X		X(2016)	X(2015)	
23718	X				
23719	X	X(sommer?)	X(2014,2015)		
23720	X			X(2014)	X(2015)
23721	X			X(2014)	
23722	X			X(2014)	
23723	X			X(2014,2015,2016)	
23724	X		X(2014,2015)		
23725	X			X(2014)	
23726	X				
540	X		X(2014,2015)		
539	X				
538		X			X(2014,2015)
537	X		X(2014)		
536		X	X(2015)		

Tabell 4.3b. Ørret merket i 2015 med habitat- og gytetsted. Individuer > 1kg er med fet skrift. Ni ørret levde i hovedsak pelagisk (P) i 2015, og fjorten på delta/Tokkeåi (D/E). Sytten individer gyttet i Tokkeåi (T/G) i 2015 og ni i 2016 (og fem i 2017, men da var batterilevetiden ute for de fleste), men bare tre på delta/osen (D(G) og en i Straumen (S/G) i 2015.

Id	D/E	P	T/G	D/G	S/G
91		X	X(2015;2016,2017)		
111	X		X(2015)		
113		X	X(2015)		
115		X	X(2015)		
121		X	X(2015)		
123		X	X(2015,2016)		
125	X		X(2016)		
127		X	X(2015)		
129	X		X(2015,2016)		
131	X		X(2015,2016)		
133		X			X(2015)
135		X	X(2015,2016,2017)		
139		X	X(2015,2016)		
543	X		X(2015)		
547	X		X(2015)		
548	X		X(2016)	X(2015)	
549	X			X(2015)	
550	X		X(2015)		
551	X			X(2015)	
552	X		X(2015)		
23728	X				
23729	X		X(2015)		
23730	X		X(2015,2016)		

Tabell 4.3c. Data for merket ørret som vandret opp på Tokkeåi i gytetiden. Endring i vannføring er kodet som R=Rising, S=Stable, D=Decreasing. ID212, 123, 23729 og 23730 ble fanget og merket på elv i gytetiden i 2015. I 2016 gikk ID548 og 23730 opp i elven utenom gytetiden (hhv. 21. mars og 4. mai 2016).

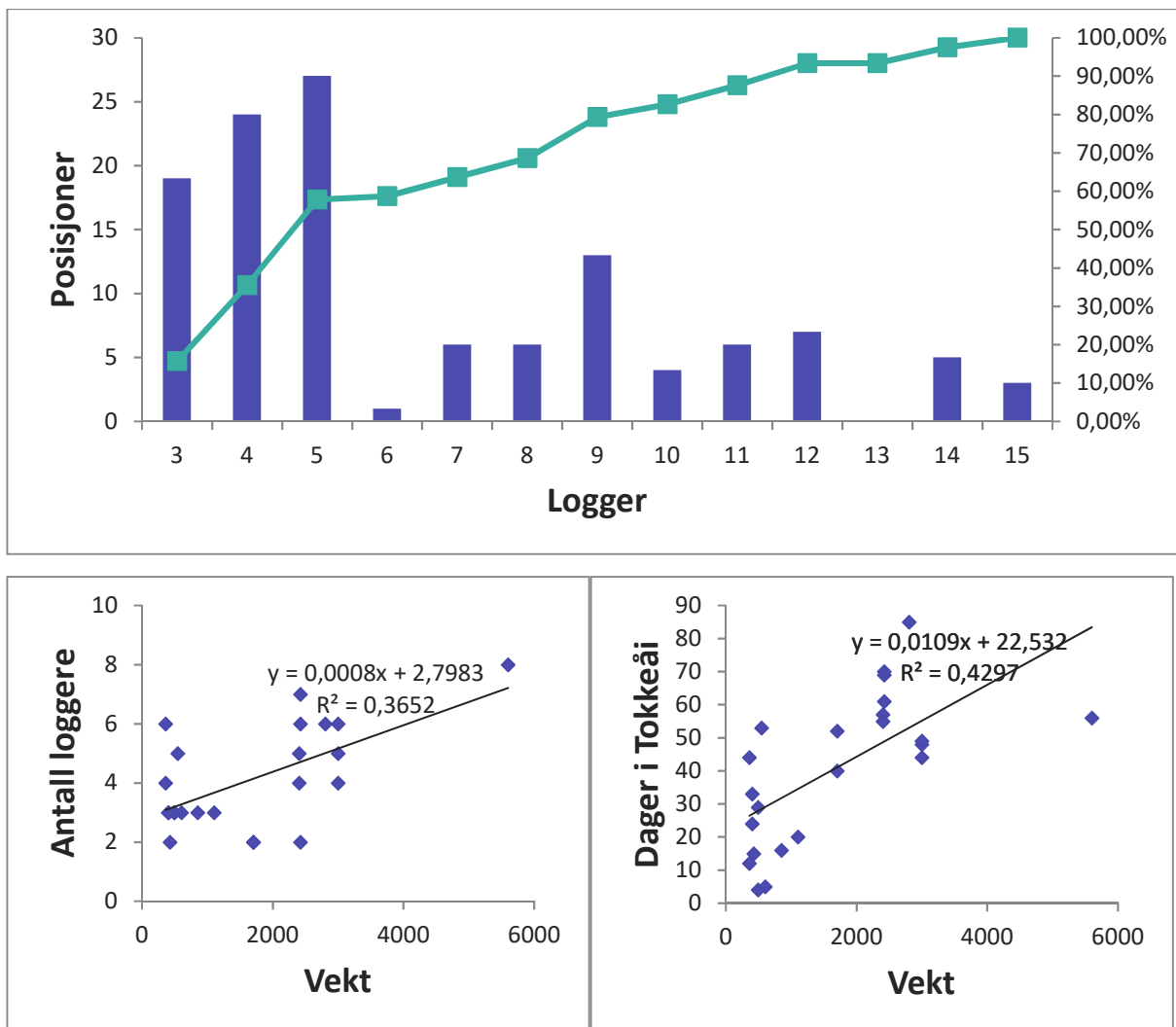
ID	Up.Date PAV	Temp Up °C	Water. Flow Up Elvarh eim m3/s	Flow Chan geUp	Down.D ate PAV	Temp down °C	Water.FI owDo Elvarhei m m3/s	Flow Chan geDo	Receivers	Days in river
537	05.10.14 3:50	14,0	15,92	R	21.10.14 19:03	11,3	42,41	R	3,4,5	16
23708	12.09.14 23:15	7,7	28,14	S	15.10.14 21:10	11,2	18,44	D	3,4,5	33
23716	13.09.14 12:45	7,4	28,14	D	18.09.14 20:15	9,2	14,34	S	3,4,5	5
23719	02.10.14 15:00	10,3	16,74	S	14.10.14 18:45	10,6	22,08	D	3,4,5,7,8,9	12
23724	13.10.14 14:15	10,2	29,22	D	28.10.14 11:45	11,2	39,83	R	3,4	15
91	20.09.15 23:45	10,4	24,02	D	08.11.15 2:45	5,3	34,92	R	4,5,7,8,9,1 0	48

113	11.09.15 23:45	11,5	41,11	D	07.11.15 3:15	4,6	15,92	D	3,4,5,8,9,1 0,11,12	56
115	11.10.15 3:15	7,7	18,44	S	31.10.15 21:45	6,3	15,92	S	3,4,5	20
121	na	na			11.11.15 17:15	4,8	22,08	R	5,9,10,11, 12, 14	
123	na	na			18.11.15 2:45	3,6	15,12	D	4,5,9, 10,11,12,1 4	
129	06.09.15 6:15	11,0	31,44	D	28.10.15 16:15	6,2	15,12	S	3,4	52
135	28.08.15 3:15	12,4	81,16	D	07.11.15 17:15	5,5	24,02	R	5,9,12,14	69
139	06.09.15 21:45	11,7	24,02	D	03.11.15 23:15	5,4	15,12	S	3,4,5,7,14	57
536	26.08.15 4:45	6,7	82,97	D	06.12.15 21:49	na	34,92	D	4,5,8,9	100
550	03.10.15 2:45	10,5	15,92	S	07.10.15 15:00	9,3	15,12	S	3,4,5	4
550	14.10.15 0:45	na	17,58	D	13.11.15 7:15	na	24,02	R	3,4,5	29
23708	19.09.15 19:45	9,7	37,34	D	13.10.15 0:45	na	18,44	S	3,4,5	24
23712	19.09.15 7:45	9,8	49,18	D	12.11.15 17:45	na	23,04	R	3,5,6,7,9	53
23719	19.09.15 23:45	10,5	34,92	D	03.11.15 20:15	na	15,12	S	3,5,7,9	44
23729	na	na			29.10.15 5:45	na	15,12	S	5	
23730	na	na			19.10.15 0:00	na	24,02	R	3,4,5	
91	23.09.16 21:45	11,9	16,74	S	07.11.16 17:45	3,3	15,92	S	4,5,8,9	44
123	26.08.16 0:15	12,2	15,92	D	21.11.16 2:15	2,6	16,74	S	4,5,9,11,1 2,15	85
129	15.09.16 3:15	12,7	18,44	D	25.10.16 17:45	6,4	16,74	S	4,5	40
135	27.08.16 0:15	12,6	25,02	D	28.10.16 8:45	6,2	18,44	S	4,5,9,11,1 2,15	61
139	05.09.16 23:45	11,9	15,92	S	30.10.16 2:45	5,6	15,92	S	3,4,5,9	55
23730	na	na			14.11.16 0:45	na	15,92	S	4,5	
548	na	na			na	na			3,4	
91	11.09.17 20:45	11,0	145,01	D	30.10.17 23:18	4,3	20,68	D	2,4,5,7,8	49
135	19.08.17 21:40	11,9	23,63	D	28.10.17 20:54	5,6	30,88	D	2,3,5,11,1 2,14,15	70

Gyteoppvandring i september

Merket fisk som foretok gytevandring i 2014-2015-2016-2017 vandret opp i Tokkeåi i perioden 26. august til 14. oktober, de fleste i september (Tabell 4.3) og på varierende temperaturer (6,7-14,0°C).

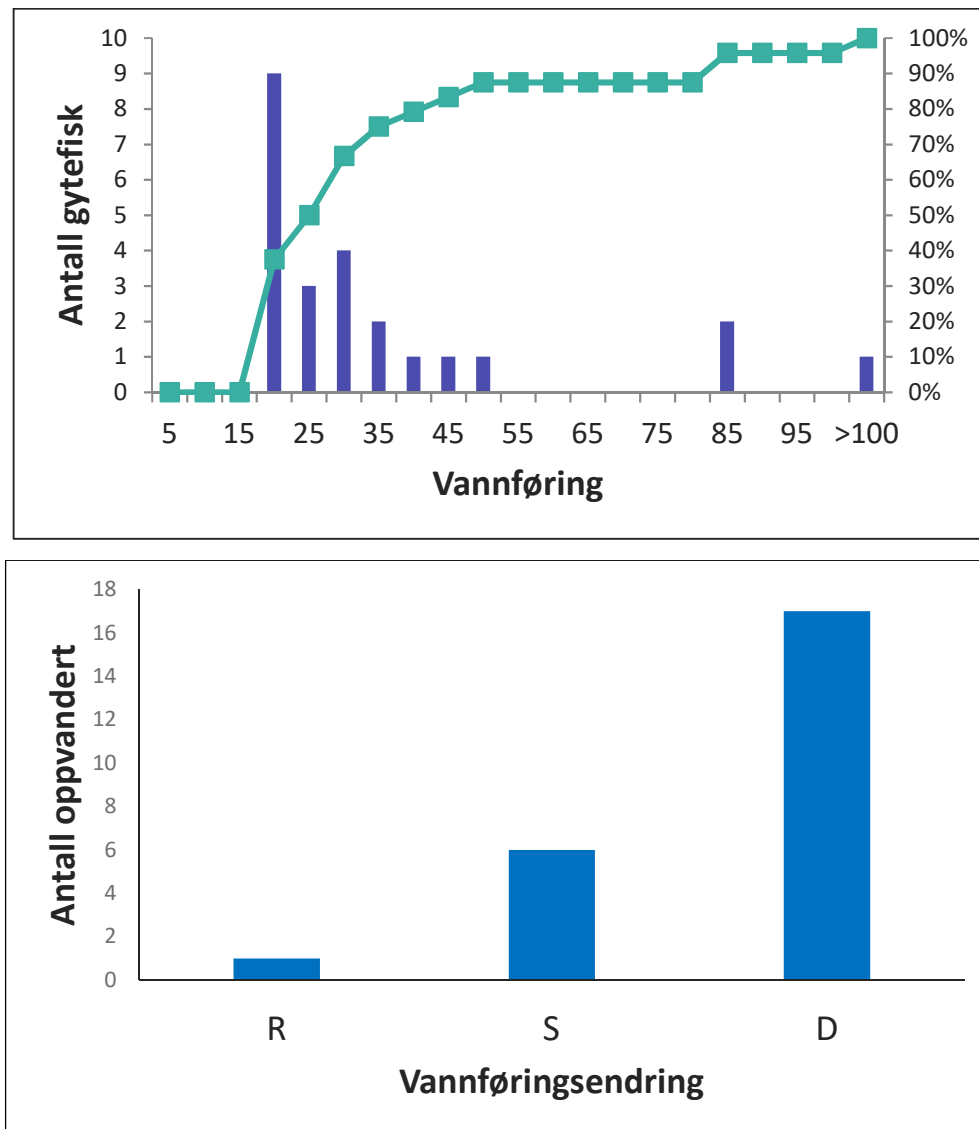
De vandret ut av elva igjen i perioden 7. oktober til 6. desember (temperaturer 11,3-2,6°C), og oppholdt seg på elv i gjennomsnitt 43,4 dager \pm SD 24,8 (min. 4 – maks. 100, n = 24), de fleste i nedre del av elva opp forbi Elvarheim mot Lindøy, men noen også helt opp til Åmøte/Helvetesfossen (logger T12-15 i Tabell 4.3c; n = 8 individer; fem i 2015, to i 2016 og en i 2017). Alle disse var storaure (2,4-5,6 kg, Tabell 4.3c, Vedlegg 3). Det var generelt at de større fiskene som vandret lengre opp i elva (Fig. 4.25; lineær regresjon, $F = 12,0821$, $P = 0,0023$, $R^2 = 0,37$) og oppholdt seg lengre på elv (Fig. 4.25; lineær regresjon, $F = 15,8227$, $P = 0,0007$, $R^2 = 0,43$).



Figur 3.25. De fleste ørretene på gytevandring gikk opp i de nedre deler av Tokkeåi, opp til og litt forbi Elvarheim (logger nummer er lineært fra logger 3 ved Buøy til logger 15 ved Helvetesfossen). De store gytefiskene vandret lengre opp i elva, helt opp til Helvetesfossen og muligens forbi i ett tilfelle (se Fig. 3.29), og de oppholdt seg også lengre på elv enn de mindre gytefiskene.

Gyteoppvandring etter flom

Individene vandret opp på svært varierende vannføringer, fra min. 15,9 til 145 m³s⁻¹, og de fleste på 20 – 50 m³s⁻¹, og aller flest på 20-30 m³s⁻¹ (gjennomsnitt 34,9 ±SD29,8; Tabell 4.3, Fig. 4.26). En spesiell vannføring synes derfor ikke i seg selv å være avgjørende, forutsatt at den ikke er for liten. Derimot synes vannføringsmønsteret å være viktig, ettersom langt de fleste fiskene vandret opp på fallende vannføring etter en stor eller liten flomtopp (Fig. 4.26; Pearson chi test homogeneity, $X^2 = 6,9103$, $df = 2$, $P = 0,0316$). Nedvandringen foregikk på betydelig lavere vannføringer (gjennomsnitt 20,9 ±SD8,0, min. 14,3 – maks. 42,4; $t = 2,1721$, $P = 0,0388$), og synes ikke å være betinget av noen vannføringsendringer (Tabell 4.3; $R = 8$, $S = 14$, $D = 5$; Pearson chi test homogeneity, $X^2 = 2,2886$, $df = 2$, $P = 0,3184$).



Figur 4.26. Ørreten vandret opp på Tokkeåi på ulike vannføringer (20-50m³s⁻¹; øverst, kurve er kumulativt antall fisk), men som regel på fallende vannføring etter en flomtopp (nederst). R = stigende- (rising), S = stabil- (stable), og D = synkende (decreasing) vannføring, jfr. Tabell 3.3.

I 2017 var det kun loggerne i selve Tokkeåi som var i funksjon, for eventuelt å oppfange signaler fra merket ørret hvor senderbatteriene fremdeles var i funksjon. Fem ørret ble registrert på gytevandring, ID 548 Windy opp til logger T4 i Ivirohylen, ID 23730 Alma og ID 125 Benjamin opp til

logger T5 i Elvarheim, ID 91 Gunnar2 opp til logger T8 i Hakafloet, og ID 135 Nils Tom som for tredje året på rad vandret helt opp til Åmøte og Helvetesfossen.

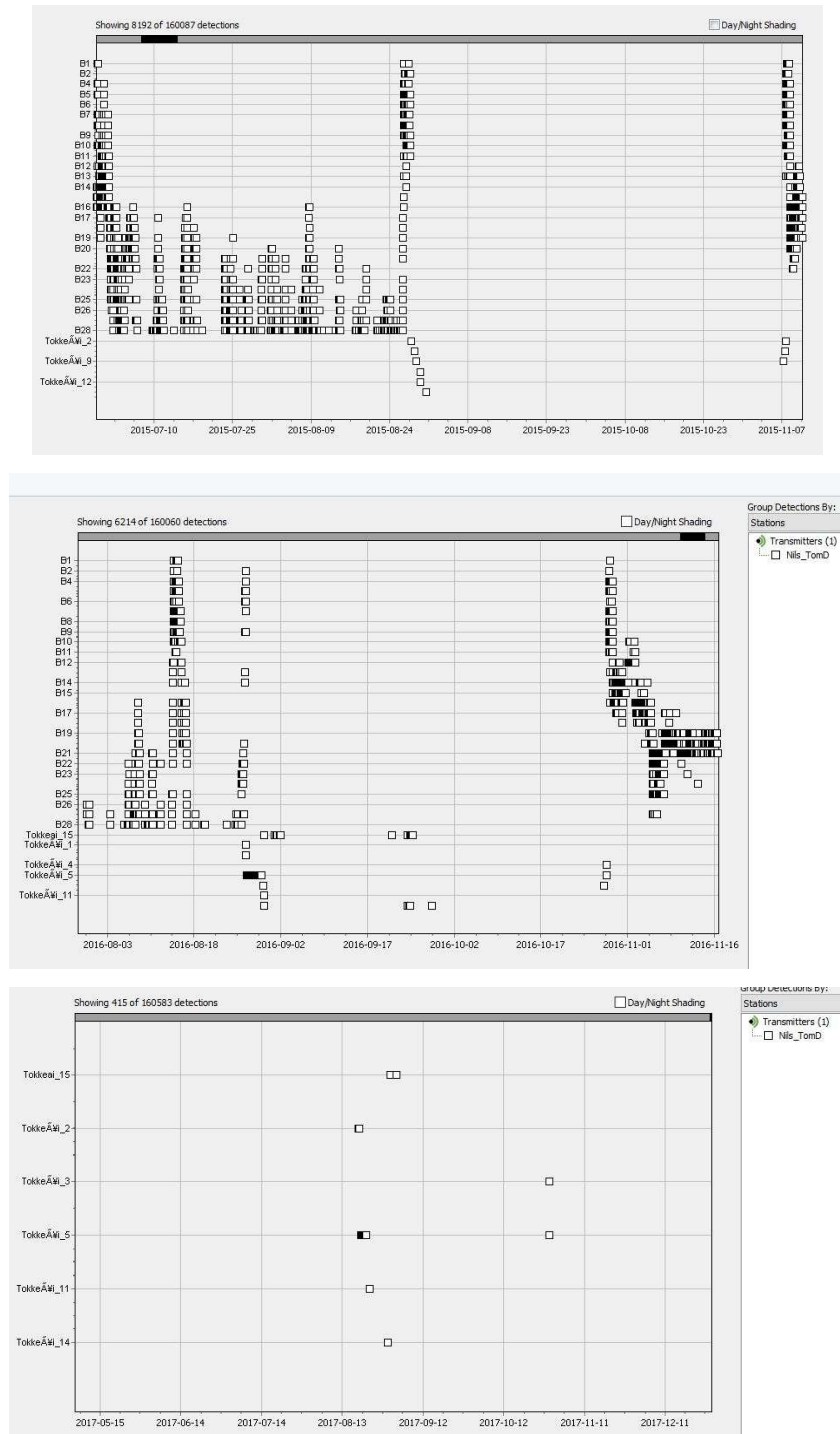
Gyteoppvandring og terskler

Det er vanskelig, ut ifra innhentede data, å vurdere om tersklene i Tokkeåi kan ha fungert som vandringshinder for oppvandrende gyteørret av ulik størrelse på (hvilke) lave vannføringer. Lavere vannføringer enn $15\text{-}20\text{m}^3\text{s}^{-1}$ inntraff ikke i nevneverdig omfang i undersøkelsesårene (Fig. 4.27). I 2014 ble fisk registrert opp til logger Tokkeåi 9 (Huvestadhylen), og både i 2015, 2016 og 2017 helt opp til Helvetesfossen. Tersklene ble også delvis ombygd i løpet av undersøkelsesperioden (Fig. 2.6) bl.a. med sikte på å lette oppvandring. Det er ikke noe i våre data som indikerer at det er betydningsfulle vandringshinder i Tokkeåi per i dag, bortsett fra eventuelt på vannføringer lavere enn de vi har registrert som tilstrekkelig for oppvandring på ($15\text{-}20\text{ m}^3\text{s}^{-1}$). Tvert imot viser våre data at det er større fisk som vandrer lengst opp i Tokkeåi og dermed passerer de fleste eventuelle hindringer, ved tilstrekkelig vannføring. Tersklene i Tokkeåi er tidligere heller ikke ansett som vandringshinder for mindre ørret (Kraabøl et al. 2015a), men har vært ansett som mulige vandringshinder for stor ørret, spesielt på lavere vannføringer. Strykpartiene ved Lindøy i Tokkeåi, fra Elvarheim og opp til Hakeflothylen (Figur 2.4), er de lengste og grunneste i Tokkeåi. Her deler elva seg også i flere løp. ID 23719 Even var i 2014 den merkede ørreten som var lengst opp i Tokkeå, opp mot Huvestadhylen (logger 9). Even passerte imidlertid ikke det aller grunneste strykpartiet i sørlige løp, men valgte det alternative nordlige og midtre løpet, noe større fisk også senere har gjort. I 2015 vandret ID 536 Buddha det sørlige løpet og oppholdt seg her (i løpets øverste terskelbasseng) og i Huvestadhylen over lengre tid.

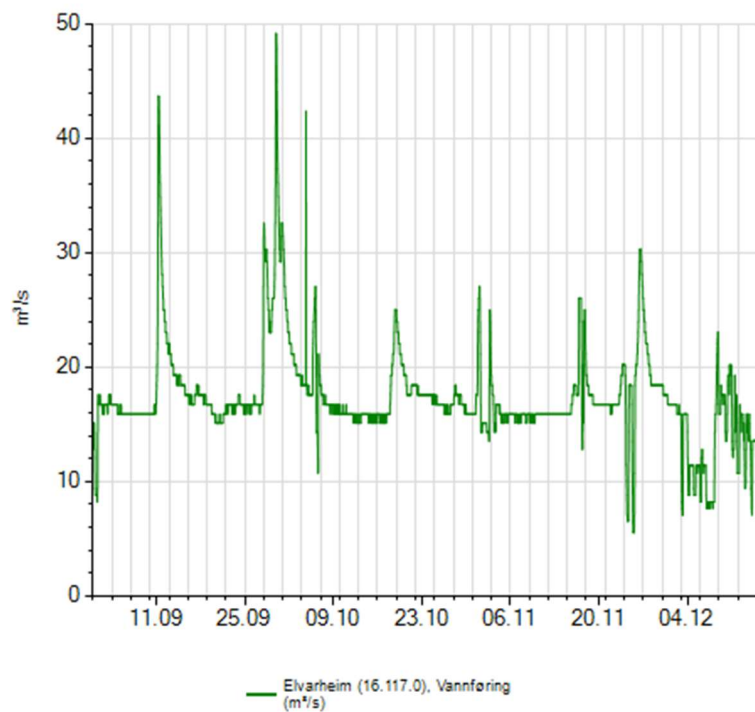
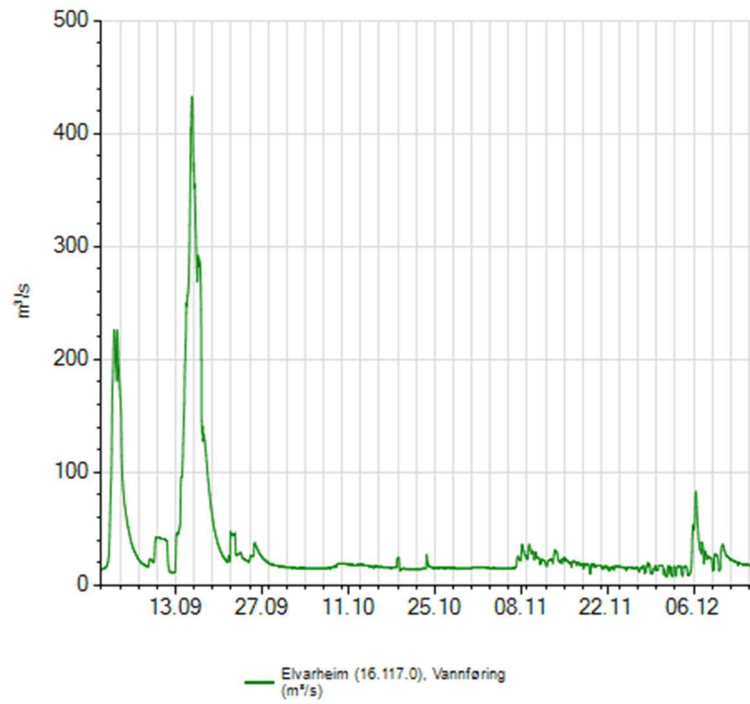
Data viser klart at ørret i hovedsak vandret opp på fallende vannføringer etter en flomtopp. I 2016 var det ingen større flommer, men flomtopper som tredoblet vannføringen fra $15\text{-}20\text{ m}^3\text{s}^{-1}$ til nærmere $50\text{ m}^3\text{s}^{-1}$ synes å ha fungert for oppvandring.

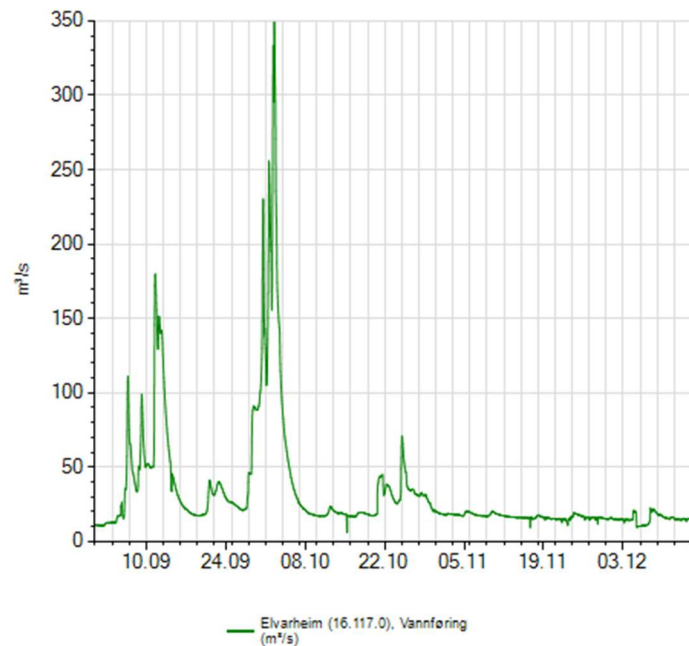
Helvetesfossen vandringshinder?

Av spesiell interesse er observasjoner gjort av ID 135 Nils Tom (590 cm, 2420 g) som vandret helt opp til Åmøte-Helvetesfossen både høsten 2015, 2016 og 2017 (Fig. 4.27). I gytetiden 2015 vandret den øverst opp til Åmøtehylen (logger T14 som var øverste logger i 2015). Den forsvant fra Åmøte 31.08.2015 for så å dukke opp igjen lenger ned i elva på logger T5 (Elvarheim) to måneder senere (07.11.2015; Fig. 4.27). Få dager etter at den forsvant var det en stor flom med en topp på $226 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (03.09.2015; Fig. 4.28), som kanskje gjorde det mulig for fisken å forsere fossen. Det lå en logger i Dalaåi som trolig hadde detektert fisken hvis den gikk opp der. ID 135 Nils Tom ble forsøkt manuelt peilet i Helveteshylen 26.10.2015 (20-30 min. kl. 16.00-17.00), men uten resultat. På grunn av denne atferden, ble det i juni 2016 lagt ut to nye loggere, T15 (flyttet fra Daleåi) under og T16 over Helvetesfossen for å kontrollere for eventuell oppvandring i fossen. I gytetiden 2016 vandret igjen ID 135 Nils Tom opp til Helvetesfossen og ble stående der i 25 dager (30.08 – 24.09.2016; Fig. 4.27) ved logger T15. Imidlertid forsvant fisken i 20 dager (siste registrering på logger T14 er 02.09, og første igjen 21.09, også på logger 15; Fig. 4.27), for så å dukke opp igjen på samme logger under Helvetesfossen i tre dager (21-24.09), før den ble registrert vandrende nedover Tokkeåi et stykke. Denne atferden kan forklares på to måter: 1) fisken kan ha stått inn i en 'skygge' utenfor rekkevidde av logger T15-T14 (eller lenger nedstrøms), og blitt stående der i tre uker, for eksempel i kraftverkstunnelen, eller 2) fisken kan ha forsert Helvetesfossen og vandret opp i juvet. Det er derimot lite sannsynlig av fisken kan ha vandret nedstrøms i tre uker uten å bli detektert. Vannføringene i denne perioden i 2016 var, i motsetning til i 2015, relativt beskjedne (i underkant av $20 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ved Elvarheim; Fig. 4.28) bortsett fra en liten flom midt i september. Imidlertid forsvant ID 135 igjen noen dager senere, men denne gangen på høyere vannføringer i begynnelsen av oktober (Fig. 4.29-30) og fra logger T14 i Åmøtehylen. Den var borte i en måned før den dukket opp igjen på samme logger, for så å vandre tilbake til Bandak. Det var ingen registreringer av fisk på logger T16 over fossen. I 2017 var ID 135 igjen oppe i Åmøte-Helvetesfossen og ble registrert på T14 Åmøte og T15 Helvetesfossen, hvor Nils Tom forsvant fra logger T15 06.09.2017 for så å dukke opp igjen på logger T5 Elvarheim 28.10.2017 (Fig. 4.27). Fisken forsvant i en periode med høyere vannføringer over $100 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ (Fig. 4.28). Ingen fisk ble registret på logger T16 oppstrøms Helvetesfossen i 2017. Imidlertid ble loggeren funnet på land ved siste kontroll 6 desember 2017, sannsynligvis tatt av flommen på $350 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ siste uke i september og drevet på land (Fig. 4.28).



Figur 4.27. Rådata (fra VUE) for ørret ID135 Nils Tom i 2015 (øverst), 2016 (midten) og 2017 (nederst). Ørreten forsvant fra øverste logger T15 oppunder Helvetesfossen i ca. 20 dager i september, for så å komme igjen på samme logger. Imidlertid forsvant samme individet igjen noen dager senere, men da fra logger lenger nedstrøms i Åmøtehylen, og dukket opp igjen en måned senere på samme logger.





Figur 4.28. Vannføringer i Tokkeåi i gytesesongen september-desember 2015-2017. Merk at skala på y-aksen er forskjellig. Fra <http://sildre.nve.no/Chart>

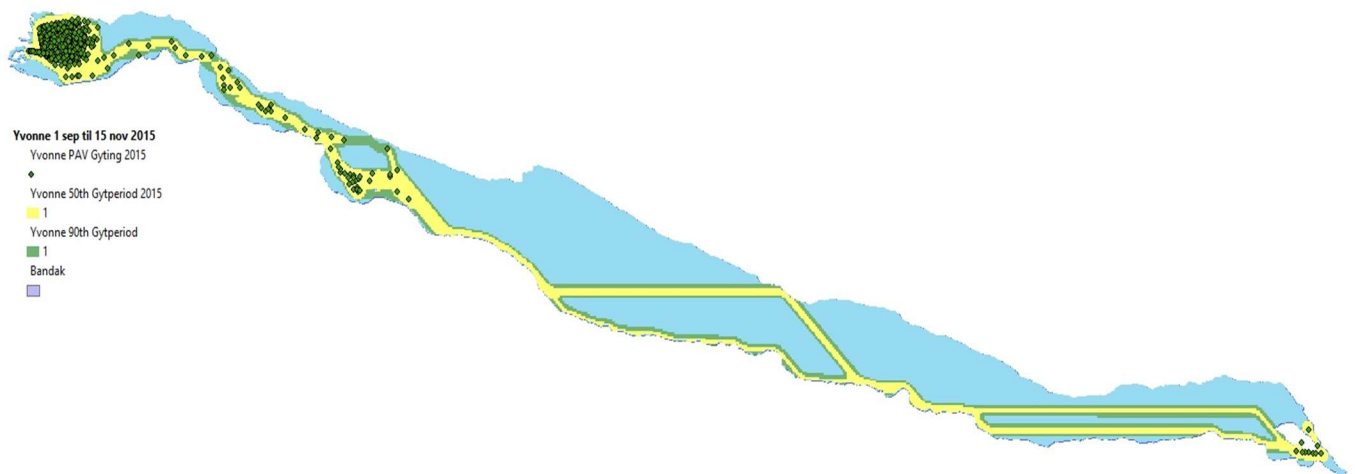
Det er ofte observert at ørret vil vandre opp eller ned elver på flom (Jonsson & Jonsson 2002), fortrinnsvis på stigende eller synkende vannføring (Arnekleiv & Kraabøl 1998; Davidsen *et al.* 2014b). Vandringsveier er åpnere og eventuelle vandringshinder er lettere å passere på flom, og predasjonsrisiko er mindre (Thorstad & Hårsaker; Hvidsten & Hansen 1988; Abrahams & Kattenfeld 1997; Gregory & Levings 1998).

Det har sannsynligvis vært flere av de merkede individene som har gytt, men vi har brukt en relativt streng funksjonell definisjon av gytefisk. Der Tokkeåi møter Bandak (Osen) (Figur 3.2, logger 1 og 2) er en kjent gyteplass for ørret (Kraabøl *et al.* 2015a; Heggenes, Fjeldheim & Brattesta 2017), men det er også habitat for ørret mht. næringssøk og vekst. Det kan derfor ikke sikkert skilles mellom ørret på næringssøk i Osen, og ørret som er der for å gyte. Derfor har vi definert gytefisk som ørret som har vandret opp i Tokkeåi til logger 3 eller høyere opp, for så å vandre ut igjen etter gyteperioden (Tabell 4.3). Data antyder likevel at flere merkete fisk gytte i Osen, dvs. konsentrert arealbruk innenfor naturlig gyteperiode. For eksempel oppholdt ID 131/132 Noah seg i utløpet av Tokkeåi i gytetiden

både i 2015 (18/9 til 30/10) og 2016 (14/9 til 2/11), mens den ellers hadde hjemmeområde på deltaflaten (Vedlegg 4). En lignende atferd hadde ID 23725 Maja (Vedlegg 4). Slike vurderinger er lagt til grunn når noen individer er antatt å ha gytt i Osen (Tabell 4.3).

Gyteområder i Tokkeåi og Straumen

Selv om hovedmønsteret er at de fleste av de 48 merkede fiskene, merket på deltaet og pelagisk, går opp i Tokkeåi for å gyte (Tabell 4.3), viser data for enkeltindivider også et dynamisk og sammensatt bilde mht. hvor fiskene har sitt hjemmeområde og hvor de gyter. Av de gytende ørretene i 2014 var det også fem individer som gytt i Straumen på utløpet av Bandak (Fig. 4.29). Særlig tre individer fra deltaområdet foretok en lang og godt dokumentert gytevandring over hele Bandak til utløpsosen (27 km; Vedlegg: 1) og har trolig gytt i Straumen, eller ev. lenger ned i vassdraget. Ett av individene, ID 23716 Helge, vandret først opp til Elvarheimhylen i Tokkeåi (09.09-19.09.2014, oppholdstid ti dager), for så å snu og vandre til Straumen (21.09, tre dager senere). Alle tre individene ble registrert idet de vandret ut av Bandak (logger B30, mellom 07.09 og 21.09.2014), for så å bli borte i et tidsrom på 44-55 dager. Deretter kom de tilbake til deltaflaten som de opprinnelig vandret ut fra (mellom 30.10 til 08.11 2014). ID 23716 Helge gjorde det samme i 2015, idet den vandret ut forbi Straumen i gytetiden 2. september, og kom tilbake 12. november. ID 23715 Yvonne (merket 7. august 2014) var også en stabil deltafisk, men hadde for eksempel også et kort besøk i Straumen 17.09.2015, dvs. i gytetiden (Fig. 4.29, Tabell 4.3). To individer vandret ut fra deltaflaten og ut av Bandak i gytetiden, men kom derimot ikke tilbake. ID 23709 Tonje, merket på delta 6 august 2014, vandret fra deltaflaten og ut Straumen 1 september 2014 og kom ikke tilbake. ID 23720 Ålen, merket 11 august 2014, hadde hjemmeområde på delta i ett år, før den gikk ut av Bandak og ned Straumen i gytetiden året etter (21. september 2015) og kom ikke tilbake (i dette tilfellet kan batteritiden til merket ha gått ut mens fisken oppholdt seg nedstrøms.). Dette sammensatte mønsteret var mye det samme i 2015-2016.



Figur 4.29. Utklippsbilde fra ArcMap for ID23715 Yvonne som viser PAV-posisjoner (grønne punkter, $n=2632$) og kernel density 50% (gul) og 90% (grønn) under gyteperioden 1. september til 15. november 2015.

I 2015 ble fire merkede individer registrert på loggerne i Straumen i gytetiden (ett individ var det samme som ble registrert i 2014) og én gytefisk ble registrert i 2016 (samme individ som i 2014) (Tabell 4.3). Derfor er deltaområdet også et næringsområde for ørret som gyter i motsatt ende av Bandak. Fisk vandrer også motsatt vei. En stor ørret ID 123/124 Charlie Brown (620 mm, 2800 g) ble merket den 30 september 2015 på gytevandring i Tokkeåi. Etter endt gyting gikk den ut og etter hvert forbi delta, gjennom Bandak og ut forbi Straumen (27. november 2015). Det samme mønsteret gjentok seg i 2016. Dette viser at Tokkeåi også med stor sannsynlighet fungerer som gyteelv – i alle fall for stor ørret – som kan ha hjemmeområde i Vestvanna nedstrøms Straumen. Gytebestanden i Tokkeåi kan derfor være betydelig større enn næringspotensialet for fiskespisende storaure i Bandak alene skulle tilsi.

Ørret rekrutter på elv: stasjonæritet og utvandring til delta

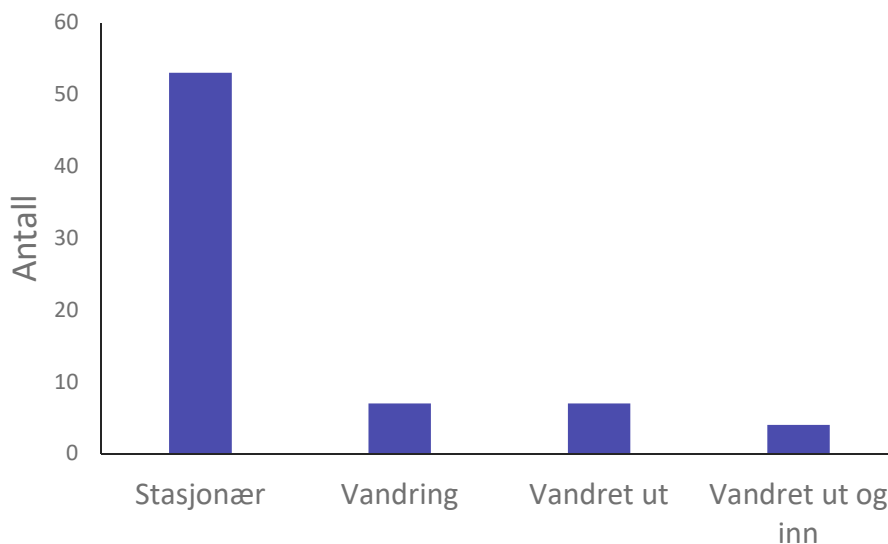
I alt ble 90 mindre ørret (gjennomsnittslengde 149 mm \pm SD29,9, min. 110 – maks. 230, med en uteligger på 280 som ikke er med i analysene) elektrofisket i Tokkeåi, antatt å være rekrutter, og merket med akustiske merker for å undersøke mulig vandring på elv og utvandring til deltaområdet.

Sytten av disse rekrutter ble merket i nedre del (Asiahylen), 20 + 9 i midtre del (Elvarheim resp. Huvestadhylen), og 30 i øvre del (Åmothylen) (Vedlegg 3c). Av disse var 10 individer over 200 mm, og kan derfor også ha vært stasjonær elvefisk. Hunderørret som settes ut som utvandringssklar 'smolt' i nedre del av Lågen og i Mjøsa, har størrelse på over 20 cm (Aass 1990). Rekruttene i Tokkeåi ble i hovedsak merket på ettersommeren og tidlig høst 2015 (Vedlegg 3c), mens 14 ble merket første uke i juli.

Ettersom Tokkeåi er en lineær struktur på ca. 5 km opp til Helvetesfossen, og vi hadde 14 loggere utlagt på elv (16 fra juni 2016), var det primært lengre, rettede vandringer som ble undersøkt. Hjemmeområder lar seg ikke kvantifisere pga. relativt få loggere, mye skygger og støy i en større elv, karakterisert ved stor stein, med varierende dyp og vannløp. Mindre ørret er dessuten nært knyttet til substratet, og oppholder seg dels i hulrom mellom steiner (e.g. Heggenes, Bagliniere & Cunjak 1999; Armstrong *et al.* 2003; Heggenes *et al.* 2017). For 15 av de merkede individene fikk vi ingen (ID 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 10, 11, 16, 17, 18, 22, og 90), eller bare en enkelt deteksjon en dag (ID 21), sannsynligvis fordi de oppholdt seg stasjonært ved eller i substratet og i skygge/avstand fra loggere. Alle disse fiskene ble fanget og merket på strykpartiet oppstrøms terskel 1 (Vedlegg 3c), dvs. en strekning med grunn elv og mye stor blokk. Nærmeste logger ligger på relativt grunt vann i terskelbassenget til terskel 1. Ingen deteksjoner indikerer derfor at alle disse rekruttene var stasjonære.

Støy førte også til enkelte falske deteksjoner. Disse viser seg alltid som enkelte og sporadiske observasjoner. Det kunne vi også se ved at noen få enkelt-deteksjoner var registrert på en logger før individet var merket, f.eks. hadde ID 69, merket i Asiahylen, mange deteksjoner på logger T3, men en enkelt deteksjon en dag på logger T9. Denne viste seg imidlertid å være fra før fisken ble merket. En indikasjon på falsk deteksjon er også 'umulig' lange vandringsavstander avstander på kort tid. For eksempel var ID 81 stasjonær på logger T5 (Elvarheim), men fikk i løpet av 6 minutter noen deteksjoner på T9 (Huvestad), innen den var tilbake på T5. Når et individ var stasjonært, men fikk en enkelt registrering på en ikke-nabo logger (som ville innebære en vandring på flere hundre meter), og så etter svært kort tid var tilbake til sin stasjonære posisjon, er det derfor lagt til grunn at dette er en falsk deteksjon. Dette er gjort for åtte individer (ID 20, 26, 39, 40, 48, 64, 66 og 81).

Igjen viste ørreten et hovedmønster, men med viktig individuell variasjon som skaper dynamikk. De fleste rekruttene var stasjonære ($n = 53$, dvs. 75 %; Fig. 4.30), men noen vandret. Noen vandret litt internt på elv ($n = 7$, dvs. 10 %), dvs. ble registrert på to eller tre loggere (ett individ vandret lengre, fra Huvestad- til Asiahylen). Men elleve av de merkede individer, dvs. 15 %, vandret fra Tokkeåi og ut på deltaområdet i løpet av undersøkelsesperioden (ettersommer-høst 2015). Av disse var det også fire individer som vandret tilbake til Tokkeåi etter en 'sommerferie' på deltaflaten (Fig. 4.32). Ett individ (ID74; 140 mm, 28 g) merket i Asiahylen 13. august 2015, vandret særlig mye, og dokumenterer stor vandringskapasitet også hos liten ørret. Den vandret opp hele Tokkeåi (registrert på loggere T1, 2, 3, 12, 14), før det gikk ut på delta i Bandak (registrert på loggere B2, 3, 5, 6, 8, 9 og 11), før den vandret tilbake til Asiahylen.



Figur 4.30. Vandringsmønster til 71 rekrutter som ble merket på elv og som det ble registrert data for. Hovedmønsteret var at rekruttene var stasjonære ($n = 53$; registrert på én logger), men syv individer vandret innen Tokkeåi, og 11 individer vandret ut på deltaflaten. Av disse vandret fire tilbake i Tokkeåi.

Ørretens dybdebruk: 3D innsjømodell

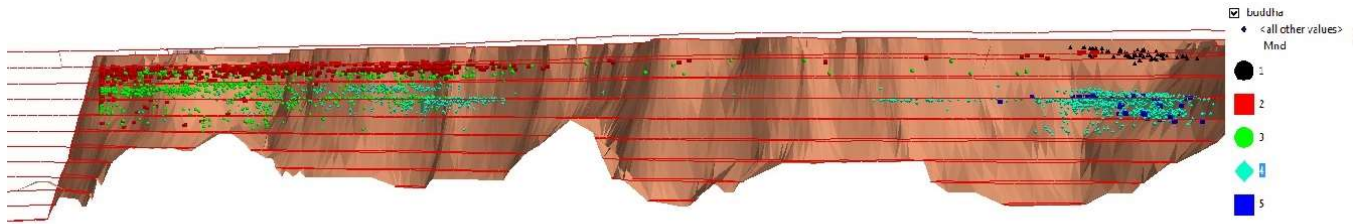
I 2014 fikk fem ørret implantert merker som også hadde dybdesensor. Det har vært tekniske problemer med merker av denne typen (Vedlegg 3a; V9P; Vemco) Fire av de fem merkene fungerte

som forutsatt, og ga fire måneder (sommer-høst-vinter) med posisjons- og dybde data som ble brukt til 3D-modellering (Fjeldheim 2016). To av disse fire ørretene var å regne som pelagisk fisk. Disse to individene brukte store deler av Bandak og hadde blant de største hjemmeområdene (Fig. 4.20, 4.22, Vedlegg 4). De hadde pelagisk drakt ved fangst og merking ved dorging/trolling utenfor Bufjorden (Vedlegg 2). De to andre fiskene med fungerende dybdesensor er fanget på deltaflaten og hadde typisk brun drakt. Gjennomsnittlig dybdebruk (Tabell 4.5) for de pelagiske fiskene er vesentlig dypere enn for de to deltafiskene.

Tabell 4.5. Gjennomsnittlig dyp fordelt på de ulike månedene, samt gjennomsnitt for hele perioden.

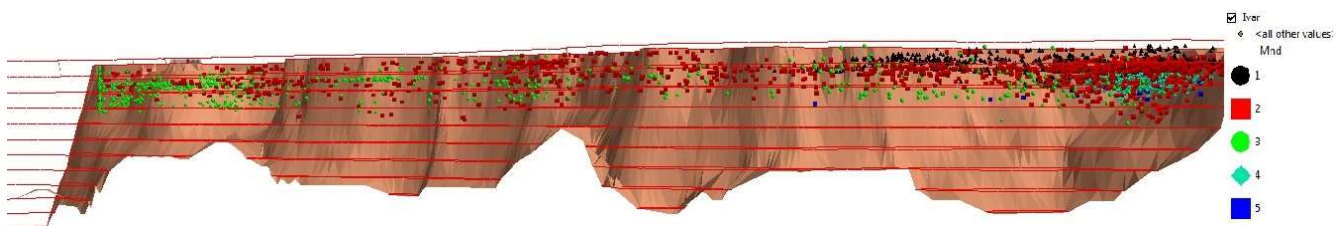
Navn	August	September	Oktober	November	Desember	Alle Mnd
Buddha	9.22 ± 2.09	13.37 ± 4.95	22.96 ± 8.65	31.87 ± 4.09	31.78 ± 3.74	23.41 ± 9.89
Ivar	9.08 ± 3.40	13.37 ± 5.57	17.33 ± 5.75	17.11 ± 2.21	18.37 ± 3.15	14.92 ± 5.32
Endre	2.91 ± 1.74	2.91 ± 1.10	2.88 ± 0.80	2.74 ± 0.66	2.58 ± 0.45	2.86 ± 1.18
Frank	2.27 ± 1.25	2.91 ± 0.57	3.04 ± 0.56	4.82 ± 4.48	3.09 ± 0.86	3.39 ± 2.76

I en 3D-modell er det visuelt lett å se dyp og tilholdssted, og hvordan disse endres over tid. Den store, pelagiske ørreten ID 536 Buddha (2.7 kg) har spesielt stor endring i dybdebruk fra september til oktober. Dette individet holder seg sommer/høst/vinter stort sett innenfor merkeområdet (Fig. 4.31), med unntak av en lengre vandring til Bandaksøy i slutten av oktober, og enkelte korte turer utenfor merkeområdet (totalt 384 timer). Fisken ble merket 30.08.2014 (august = svarte punkter i Fig. 4.31). I september holdt Buddha seg på stort sett på 10 meters dyp (røde punkter), men vandret gradvis dypere frem til desember (mørke blå punkter). I november og desember oppholdt Buddha seg i Bufjorden på dyp mellom 25 og 50 meter (Figur 4.31).



Figur 4.31. 3D-modell av Bandak fra deltaflaten (høyre) ut til Lauvik (venstre) sett fra nord. Figuren viser også vandring og dyp for den pelagiske ørreten ID 536 Buddha fra merking 30. august til 2. desember 2014. Punktposisjonene har fargekode etter måned (1 = august til 5 = desember). For illustrasjonsformal er dybdekurvene i modellen oppskalert 10x.

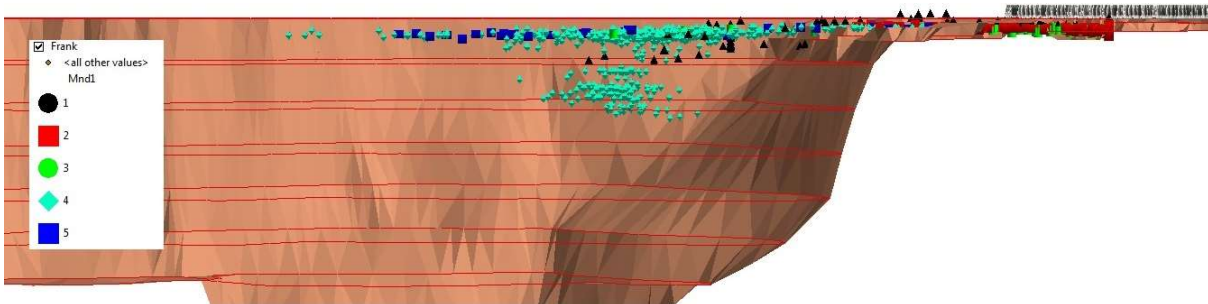
ID 538 Ivar er en mindre, pelagisk fisk (717 g), som gjennomsnittlig vandrer litt grunnere enn Buddha (Fig. 4.32). Liksom Buddha vandrer Ivar også noe dypere senere på høsten, men ikke så utpreget som Buddha (Ivar: økning på ca. 5 m; Buddha: ca. 17 m). Ivar oppholder seg mye av tiden i Bufjorden, men har i september og oktober (hhv. røde og grønne punkter i Fig. 4.32) også vandret mye utover i Bandak. I august, november og desember (hhv. svarte, lyse blå og blå punkter) er Ivar derimot kun inne i Bufjorden. I hele november er fisken på et svært konsentrert område (Fig. 4.32), trolig i forbindelse med vannstrømmen ut av Tokke kraftverk.



Figur 4.32. Modell av Bandak fra deltaflaten ut til Lauvik sett fra nord. Figuren viser vandring og dyp for fisken ID 538 Ivar fra merking 19. august til 2. desember 2014. Data har fargekode etter måned, fra 1 (august) til 5 (desember). For illustrasjonsformal er dybdekurvene i modellen oppskalert 10x.

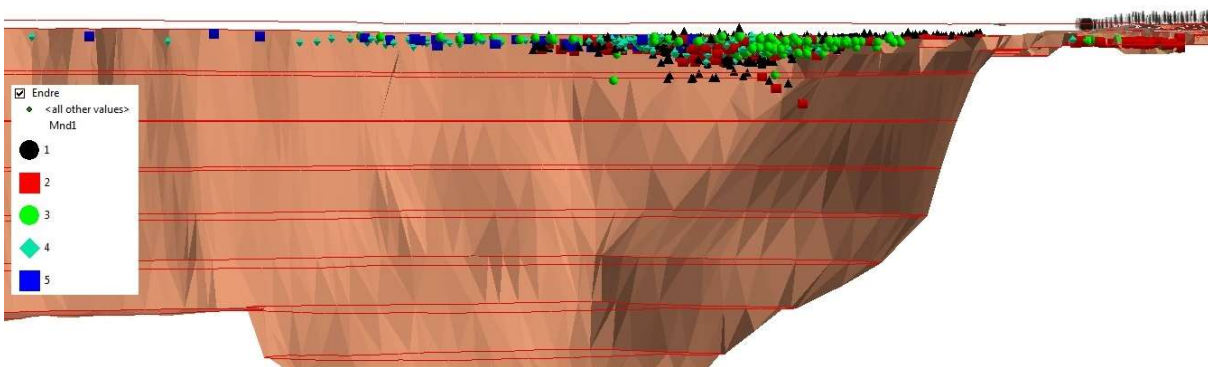
ID 540 Frank er den største fisken som ble fanget og merket på deltaflaten (1350 g; 6. august 2014). Dette individet oppholder seg store deler av tiden på deltaflaten (Fig. 4.33) i dybdelagene 2-5 m. Ørreten beveger seg likevel utenfor deltaflaten i november og desember (hhv. lyse blå og blå punkter i Fig. 4.33).

Denne «delta-fisken» bruker derfor ikke dypet i så stor grad som de pelagiske fiskene, men har en liten periode i november, hvor den er nede på 10-20 meter. Gjennomsnittsdypet for de ulike månedene viser derfor liten variasjon i dyp sammenlignet med de mer pelagiske fiskene (Tabell 4.5).



Figur 4.33. Modell av Bandak fra deltaflaten ut i Bufjorden sett fra nord. Figuren viser vandring og dyp for fisken ID 540 Frank fra merking 6. August til 2. desember 2014. Data har fargekode etter måned, fra 1 (august) til 5 (desember). For illustrasjonsformal er dybdekurvene i modellen oppskalert 10x.

Den fjerde ørreten med dybdesensor, ID 539 Endre (980 g, merket 7. august 2014), er også en fisk som har oppholdt seg mye på deltaflaten, stort sett i dybdelag 3 m (Tabell 4.5). Endre er også mye på utsiden deltaflaten, og bruker da større areal, men viser lite vertikal vandring, og har knapt vært på vannlag dypere enn 10 m dyp (Fig. 4.34).



Figur 4.34. Modell av Bandak fra deltaflaten ut i Bufjorden sett fra nord. Figuren viser vandring og dyp for fisken ID 540 Endre fra merking 7. august til 2. desember 2014. Data har fargekode etter måned, fra 1 (august) til 5 (desember). For illustrasjonsformal er dybdekurvene i modellen oppskalert 10x.

Største dyp registrert på de pelagiske fiskene er henholdsvis 76.1 meter (Ivar) og 74.3 meter (Buddha). V9P merkene som er brukt, har en oppløsning på 0.3032 meter og en oppgitt dybderekkevidde på $68 \pm 3.4\text{m}$ (fra Vemco, Amirix systems inc.). Disse to individene er derfor registrert på dyp som er større enn normalt maksimum dyp oppgitt som spesifisering for sensoren. Merkene fra Vemco er 8 bit og kan registrere 251 digitale verdier ($251 * 0.3032 = 76.1\text{m}$). Dette betyr i praksis at maksimum dyp merkene kan detektere er 76.1 m, og dette er også største dyp data framviser (for Ivar). Ivar kan dermed ha vært dypere. På det aktuelle stedet er maksimumsdyp på 81 meter (dypeste punkt i Bufjorden).

Det er få studier som viser til så stor bruk av dypområder i innsjø som foreliggende data tilsier. Dette vil selvsagt i vesentlig grad være avhengig av totalt tilgjengelig habitat. Bandak er interessant fordi den er Norges fjerde dypeste innsjø, og har et stort tilbud av dypområder. I en undersøkelse fra 2004 på sommerhabitat til brunørret og regnbueørret, ble det registrert et gjennomsnittsdyp for brunørret på 37.9 meter og med et maksimum brukt dyp på 52 meter (Barwick, Foltz & Rankin 2004). Det henvises her også til upubliserte data (fra Duke Power) med dybdebruk for ørret ned til 88 meter. I en norsk undersøkelse fra Atnsjøen med prøvefiske over en periode på 14 år, ble det satt garn ned til 70 meters dyp. Det ble tatt røye på dypere vann, mens bentisk ørret bare ble fanget ned til 20-35 meters dyp, og pelagisk ørret ikke dypere enn 20 meter (Saksgård & Hesthagen 2004).

5. Diskusjon

Akustisk telemetri på ørret i Bandak-Tokke i 2014-2017 har vist at metoden er godt egnet for bruk i et innsjø-elv-økosystem. Loggere plassert i Bandak var effektive i å detektere merket fisk. Også loggere plassert på elv i Tokkeåi var effektive i å fange opp vandring på elv, selv om en del strekninger lå utenfor deteksjonsområdet. Studien gjennomført i Bandak-Tokke hadde som målsetting å innhente data som er til direkte nytte for en bedre forvaltning av ørret i systemet, da særlig med henblikk på storaure i lys av vassdragsreguleringene. Arbeidet har på samme tid fremskaffet ny grunnleggende kunnskap om ørretens vandring, svømmehastighet og dybdebruk. Resultatene viser et dynamisk, sammenhengende økosystem med mye vandring. Nærings- og gytevandring til stor ørret kan omfatte hele Tokkeåi-Bandak, men også Vestvanna lenger nedstrøms. 'Vanlig' ørret fanget og merket på delta, har større, overlappende hjemmeområder med stor individuell variasjon, men er i hovedsak knyttet til deltaområdet. Rekruttene på elv er som hovedmønster stasjonære, men et betydelig antall (ca. 15 %) vandret ut på delta, og noen av disse vandret også tilbake til Tokkeåi etter en 'sommerferie' på delta.

Det første mer spesifikke forskningsspørsmålet, om hvorvidt det eksisterer vandringshinder for storaure i Tokkeåi på lave vannføringer, og eventuelt hvor lave vannføringer medfører at hinder ikke forseres, er grundig belyst. Oppvandring synes ikke å være et vesentlig problem på undersøkte vannføringer, som imidlertid ikke var lavere enn 15-20 m³s⁻¹ i undersøkelsesårene. Det faktum at større individer vandret helt opp til Helvetesfossen i alle tre undersøkte gytesesonger, tyder på at det ikke er vesentlige vandringshindre på denne strekningen gitt tilstrekkelig vannføring. Oppvandringen skjedde i all hovedsak på fallende vannføringer etter en flomtopp. Det er derfor grunnlag for å anta at en flomtopp gir et signal til fisk som står klar og er motivert for å gå på elv, noe som er kjent fra andre undersøkelser (e.g. Banks 1969; Jonsson 1991; Lundqvist *et al.* 2008). Som en konsekvens av dette vil det i år *uten* en eller flere naturlige flomtopper i restvannføringen, være nyttig å slippe en «lokkeflom» i Tokkeåi for å etterligne dette signalet. Lokkeflommen bør være av et volum og en varighet som faktisk lokker fisken på elv, og tar den opp til gyteområdene. Observasjonene her i perioden 2015-2017 indikerer at en tredobling vannføringen fra 15-20 m³s⁻¹ til nærmere 50 m³s⁻¹ synes å ha fungert for oppvandring. Undersøkelsen ga ikke indikasjoner på hvordan utfall i Lio kraftverk kan påvirke oppvandring av storaure, ettersom slike utfall ikke forekom i

undersøkellesperioden (før høsten 2017 (J. Kristiansen, pers. med.)), men da for få merkede fisk på elva).

I alle tre år med flere storaurer i utvalget (2015-2017), gikk merket fisk helt opp til Helvetesfossen. Denne fossen var antatt å være et hinder for vandring, og loggere ble derfor ikke lagt ut forbi dette punktet før i juni 2016, etter at en storaure forsvant fra øverste logger i Tokkeåi under gytevandring høsten 2015. Det er interessant at alle ørretene som gikk helt opp (til Åmøte/Helvetesfossen) var storaure, og at større ørret generelt vandret lengre opp i Tokkeåi: Dette tyder på en adferd der noen og særlig større fisk er motivert til, og evner, å gå høyt opp i elven i forbindelse med gyting. Disse kan ville gå videre opp i elven dersom dette var mulig. Basert på deteksjoner på øverste logger er det mulig at et av de større individene (ID135 Nils Tom) kan ha forsert Helvetesfossen høsten 2015, alternativt tilbrakt 20 dager på sted(er) i 'skygge' på elven. Historiske data synes dessverre mangelfulle hva angår gyting og fangst av fisk i juvet, formodentlig enten fordi juvet var lite tilgjengelig og ikke ble fisket, eller fordi det faktisk ikke var spesielle fiskeressurser her. I forbindelse med ekspropriasjonsskjønnet til Tokke-reguleringen omtaler fiskesakkyndig Sømme (1959) et særlig verdifullt fiske opp til Helvestesfossen, i hovedsak basert på ørret som vandret opp fra Bandak, men nevner ikke storaure oppstrøms fossen. Han skriver at 'Fra dette punkt skifter fisket helt karakter for herfra ned til Bandak er det mest Bandak fisken som dominerer. Fremdeles er der mye småfisk, men stor fisk er alminnelig på hele denne strekning, og om høsten, fra midten av august og utover, kommer svær gytefisk opp for å gyte.' (s. 6). Opplysningene han ga, grunnet seg i det vesentlige på intervjuer med lokale personer. Om stor ørret som kunne passere fossen, ville den finne begrenset med gytehabitat, men godt habitat for oppvekst.

Spørsmålet om hvilke deler av Tokkeåi/ hvilken type habitat som er viktige refugier for storaure når den oppholder seg på elven, er også i hovedsak besvart av dette arbeidet, selv om utvalget er lite. Større og dypere deler av elven var viktige når fisk tok en pause under gyting eller stod på elv i lengre tid, eventuelt i forbindelse med utvandring. For eksempel brukte ID 536 Buddha Huvestadhylen som «base» for sin gyteaktivitet hele september, oktober og november høsten 2015, med ekskursions nedstrøms i retning Hakaflothylen. Større ørret som ble fanget på elv for merking, ble fortrinnsvis også fanget i høl, f.eks. ID 123 Charlie Brown. Det vil være viktig å bevare kvaliteten på dypere/

rolige elvestrekninger som brukes som refugier. Det er ellers velkjent at større ørret på elv fortrekker større kulper (e.g. Heggenes 2002).

Når det gjelder spørsmålet om hvilke deler av Tokkeåi, og hvilke type habitat som er viktige gyteområder for storaure, bidro dette arbeidet i noen grad til å bekrefte arbeidet som er utført gjennom visuelle gytegroptellinger på elv (Kraabøl *et al.* 2015b; Heggenes, Fjeldheim & Brattesta 2017). Noen avgrensede områder er svært viktige for gyting. I Tokkeåi ligger disse gyteområdene nær gunstige dypere hølter (Åmøte, Huvestad, Hakafloet, Elvarheim, Iviro, Asiahylen) som fungerer som refugier for storaure. Gitt at tilstrekkelige gyteområder er tilgjengelige, vil oppvekstområder for rekruttene være vel så viktig og arealkrevende. Undersøkelsene på de små rekruttene på elv, viser at de gjennomgående er stasjonære, og dermed sannsynligvis finner egnede habitater der. Små fisk trenger mindre rom og vil lettere kunne finne tilstrekkelig gode habitater, ofte knyttet til grovere substrat med mange hulrom, gjerne i strandsonen, som fungerer som mini-refugier for mindre fisk (Heggenes 1996; Armstrong *et al.* 2003). De akustiske undersøkelsene viste igjen at ørretens habitatbruk er dynamisk. Noen av disse rekruttene var også mobile innen elv, og en betydelig andel brukte deltaområdene aktivt, selv før de bestemmer seg for å vandre ut i delta og Bandak permanent.

Denne akustiske undersøkelsen gir omfattende dokumentasjon på hvordan ørret og storaure bruker og vandrer i Tokkeåi og Bandak. Hele systemet er dynamisk, men noen områder er viktigere enn andre. Et sentralt funn i dette arbeidet er viktigheten av deltaområdet/ deltaflaten og Bufjorden for alle typer ørret i systemet. Et stort antall individer i utvalget har, som følge av prosjektets målsettinger med merking av deltafisk, en sterk tilknytning til deltahabitatet. Det er en del av hjemmeområdet og kjerneområdet for de fleste individene i vår undersøkelse. Våre data er derfor neppe representative for andre deler av Vestvanna-systemet enn Bandak-Tokkeåi. Dette må følges opp med videre undersøkelser, hvor et representativt utvalg av fisk merkes i ulike deler av systemet. Vi fant store individuelle forskjeller i størrelse på hjemmeområde for ørret i Bandak, hvor større fisk hadde større hjemmeområder. Noen individer brukte hele systemet og var innom samtlige loggere i Bandak, og man kan si at hjemmeområdet for disse individene i prinsippet er hele innsjøen. Fangststed forklarte i betydelig grad forskjeller i størrelse på hjemmeområder, som viser sammenhengen mellom livshistorie og habitatvalg. Ørret fanget pelagisk i Bandak er mer eller mindre spesialiserte fiskespisere som hadde større hjemmeområder enn fisk fanget med ulike redskaper på eller nær

deltaområdet. Dette reflekterer i hovedsak ulike livshistorier i ulike habitater; store, vandrende fiskepisende individer ute i de fri vannmassene, og ørret med mer variert diett (bunndyr, småfisk) i de grunnere deltaområdene. Deltaflatens betydning for Bandak-Tokke-økoystemet illustreres godt gjennom telemetridataene. Fisk med hjemmeområde i Bufjorden/ deltaflaten foretok gytevandring til områder nedstrøms Straumen og returnerte deretter til delta. Likeledes bidrar dokumentasjon på vandring i motsatt retning, hvor en fisk merket på gytevandring i Tokkeåi returnerte til områder nedstrøms Straumen, til å belyse viktigheten av Tokkeåi som gyteelv for et større system.

6. Konklusjoner og tilrådinger

Telemetristudien gjennomført i Bandak-Tokke 2014-2017 støtter følgende hovedkonklusjoner og tilrådinger:

1. Bandak-Tokkeåi er et dynamisk og sammenhengende system for rekruttering og vekst av ørret. Ørreten beveger seg mye og bruker store områder.
2. Deltaområdet i Bufjorden er et nøkkel næringshabitat for ørret i Bandaksystemet. Både rekrutter og voksen ørret kan også vandre mellom Tokkeåi og Bufjorden. Det er derfor viktig at dette funksjonsområdet bevares for framtida og vurderes for mulige tiltak.
3. Tokkeåi er et nøkkel rekrutteringshabitat (gyting, tidlig oppvekst) for ørret til Bandaksystemet, og brukes også av storaure fra nedenforliggende vann til rekruttering.
4. Ørret kan vandre gjennom hele nedre del av Tokkeåi opp til Helvetesfossen i forbindelse med gytingen. Oppvandring skjer hovedsakelig i september og på fallende vannføringer etter flom. Omtrent halvparten av merket stor ørret ble registrert som oppvandrende gytere to (eller tre) år på rad. Det er viktig at både oppvandringmuligheter, gyteområder, oppvekstområder for ungfisk og vinter-refugier i elva (dypere, rolige partier) bevares og restaureres der det er nødvendig.
5. Utenom gytessesongen kan storaure bevege seg raskt gjennom store deler av Bandaksystemet. For å bevare storaurestammen er det derfor viktig at forvaltningstiltak gjenspeiler at dette er et sammenhengende system. For eksempel vil fiskepress i ulike deler av Bandak, og også nedstrøms Bandak, potensielt innvirke på stammen av gytefisk i Tokkeåi.
6. Storaure vandrer helt opp mot Helvetesfossen. En merket fisk kan også ha passert fossen på stor vannføring i 2015, men det er usikkerhet knyttet til denne observasjonen. I et øko-evolusjonært perspektiv er det viktig å vurdere hvordan forvaltningen kan bidra til å belønne en storaurestrategi. Denne strategien må premieres i økosystemet. I tillegg tre aspekter er viktige her: 1) god tilgang på (liten) næringsfisk, 2) dødeligheten (inkludert menneskelige faktorer som fiskepress og dødelighet knyttet til regulering av elv) må holdes lav slik at fisken får mulighet til å vokse seg stor, og 3) tilgang på gyte- og oppvekstområder, og suksess på gyteplassen, må øke jo større og sterkere fisken er.

7. Litteratur

- Aarestrup, K., Baktoft, H., Koed, A., del Villar-Guerra, D. & Thorstad, E.B. (2014) Comparison of the riverine and early marine migration behaviour and survival of wild and hatchery-reared sea trout *Salmo trutta* smolts. *Marine Ecology Progress Series*, **496**, 197-206.
- Aass, P. (1990) Utsetting av Hunderørret i Mjøsa og Lågen, 1965-1989. *Rapport Fylkesmannen i Oppland, miljøvernnavdelingen* (ed. m. Fylkesmannen i Oppland), pp. 25. Fylkesmannen i Oppland, miljøvernnavdelingen, Lillehammer.
- Aass, P. & Kraabøl, M. (1999) The exploitation of migrating brown trout (*Salmo trutta* L.) population: change in fishing methods due to river regulation. *Regulated Rivers: Research and Management*, **15**, 211-219.
- Abrahams, M.V. & Kattenfeld, M.G. (1997) The role of turbidity as a constraint on predator-prey interactions in aquatic environments. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, **40**, 169-174.
- Armstrong, J.D., Kemp, P.S., Kennedy, G.J.A., Ladle, M. & Milner, N.J. (2003) Habitat requirements of Atlantic salmon and brown trout in rivers and streams. *Fisheries Research*, **62**, 143-170.
- Arnekleiv, J.V. & Kraabøl, M. (1998) Telemetristudier over gytevandrende ørret fra Randsfjorden i Dokka/Etna, Oppland, 1997.
- Banks, J. (1969) A review of the literature on the upstream migration of adult salmonids. *Journal of Fish Biology*, **1**, 85-136.
- Barwick, D.H., Foltz, J.W. & Rankin, D.M. (2004) Summer habitat use by rainbow trout and brown trout in Jocassee Reservoir. *North American Journal of Fisheries Management*, **24**, 735-740.
- Boel, M., Aarestrup, K., Baktoft, H., Larsen, T., Søndergaard Madsen, S., Malte, H., Skov, C., Svendsen, J.C. & Koed, A. (2014) The physiological basis of the migration continuum in brown trout (*Salmo trutta*). *Physiological and Biochemical Zoology*, **87**, 334-345.
- Borcard, D., Gillet, F. & Legendre, P. (2011) *Numerical Ecology with R*. Springer Science+Business Media, New York.
- Borger, L., Dalziel, B.D. & Fryxell, J.M. (2008) Are there general mechanisms of animal home range behaviour? A review and prospects for future research. *Ecology Letters*, **11**, 637-650.
- Borger, L., Franconi, N., De Michele, G., Gantz, A., Meschi, F., Manica, A., Lovari, S. & Coulson, T. (2006) Effects of sampling regime on the mean and variance of home range size estimates. *Journal of Animal Ecology*, **75**, 1393-1405.
- Bridger, C.J. & Booth, R.K. (2003) The effects of biotelemetry transmitter presence and attachment procedures on fish physiology and behavior. *Reviews in Fisheries Science*, **11**, 13-34.
- Brown, R.S., Cooke, S.J., Anderson, W.G. & McKinley, R.S. (1999) Evidence to challenge the "2% rule" for biotelemetry. *North American Journal of Fisheries Management*, **19**, 867-871.
- Brown, R.S., Cooke, S.J., Wagner, G.N. & Eppard, M.B. (2010) Methods for surgical implantation of acoustic transmitters in juvenile salmonids. *US Army Corps of Engineers*, pp. 87. US Army Corps of Engineers Portland District, Portland
- Brown, R.S., Power, G. & Beltaos, S. (2001) Winter movements and habitat use of riverine brown trout, white sucker and common carp in relation to flooding and ice break-up. *Journal of Fish Biology*, **59**, 1126-1141.
- Burgman, M.A. & Fox, J.C. (2003) Bias in species range estimates from minimum convex polygons: implications for conservation and options for improved planning. *Animal Conservation forum*, pp. 19-28. Cambridge University Press.
- Cooke, S.J., Hinch, S.G., Wikelski, M., Andrews, R.D., Kuchel, L.J., Wolcott, T.G. & Butler, P.J. (2004) Biotelemetry: a mechanistic approach to ecology. *Trends Ecol Evol*, **19**, 334-343.
- Cooke, S.J., Midwood, J.D., Thiem, J.D., Klimley, P., Lucas, M.C., Thorstad, E.B., Eiler, J., Holbrook, C. & Ebner, B.C. (2013) Tracking animals in freshwater with electronic tags: past, present and future. *Animal Biotelemetry*, **1**.
- Dalland, Ø. (1983) *Bandak-kanalen*. Universitetsforlaget, Oslo, Norge.
- Davidson, J., Daverdin, M., Sjørnsen, A., Rønning, L., Arnekleiv, J. & Koksvik, J. (2014a) Does reduced feeding prior to release improve the marine migration of hatchery brown trout *Salmo trutta* smolts? *Journal of Fish Biology*, **85**, 1992-2002.
- Davidson, J.G., Daverdin, M., Arnekleiv, J.V., Rønning, L., Sjørnsen, A.D. & Koksvik, J.I. (2014b) Riverine and near coastal migration performance of hatchery brown trout *Salmo trutta*. *Journal of Fish Biology*, **85**, 586-596.
- Davidson, J.G., Daverdin, M., Arnekleiv, J.V., Rønning, L., Sjørnsen, A.D. & Koksvik, J.I. (2014c) Riverine and near coastal migration performance og hatchery brown trout *Salmo trutta*. Master of Science, NTNU Museum, Norwegian University of Science and Tecknology.

- Davidson, J.G., Eldøy, S.H., Sjørusen, A.D., Rønning, L., Thorstad, E.B., Næsje, T.F., Whoriskey, F., Aarestrup, K., Rikardsen, A.H., Daverdin, M. & Arnekleiv, J.V. (2014d) Habitatbruk og vandringer til sjøørret i Hemnfjorden og Snillfjorden *Naturhistorisk rapport 2014* (ed. N. Vitenskapsmuseet), pp. 51. NTNU Vitenskapsmuseet, Trondheim.
- Dervo, B., Taugbøl, T. & Skurdal, J. (1996) Storørret i Norge - Status, trusler og erfaringer med dagens forvaltning. *Østlandsforskning Rapport* (ed. Østlandsforskning), pp. 100. Østlandsforskning.
- Diana, J.S., Hudson, J.P. & Clark, R.D. (2004) Movement patterns of large brown trout in the mainstream an Sable River, Michigan. *Transactions of the American Fisheries Society*, **133**, 34-44.
- Espinoza, M., Farrugia, T.J., Webber, D.M., Smith, F. & Lowe, C.G. (2011a) Testing a new acoustic telemetry technique to quantify long-term, fine-scale movements of aquatic animals. *Fisheries Research*, pp. 364-371.
- Espinoza, M., Farrugia, T.J., Webber, D.M., Smith, F. & Lowe, C.G. (2011b) Testing a new acoustic telemetry technique to quantify long-term, fine-scale movements of aquatic animals. *Fisheries Research*, **108**, 364-371.
- ESRI (2011) ArcGIS Desktop: Release 10. . Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA, USA.
- Fieberg, J. & Borger, L. (2012) Could you please phrase "home range" as a question? *Journal of Mammalogy*, **93**, 890-902.
- Finstad, B., Økland, F., Thorstad, E., Bjørn, P. & McKinley, R. (2005) Migration of hatchery-reared Atlantic salmon and wild anadromous brown trout post-smolts in a Norwegian fjord system. *Journal of Fish Biology*, **66**, 86-96.
- Fjeldheim, P.T. (2016) Vandringsadferd til ørret (*Salmo trutta*) i et elvinnsjø økosystem, Tokkeåi/Bandak i Telemark: Hydroakustiske og ArcGIS baserte metoder. Høgskolen i Telemark.
- Fleming, C.H. & Calabrese, J.M. (2017) A new kernel density estimator for accurate home-range and species-range area estimation. *Methods in Ecology and Evolution*, **8**, 571-579.
- Garnås, E., Hegge, O., Kristensen, B., Næsje, T., Qvenild, T., Skurdal, J., Veie-Rosvoll, B., Dervo, B., Fjeldseth, Ø. & Taugbøl, T. (1997) Foslag til forvaltningsplan for storørret. *Utredning fra Direktoratet for Naturforvaltning* (ed. D.f. Naturforvaltning), pp. 41. Direktoratet for Naturforvaltning, Trondheim.
- Getz, W.M. & Wilmers, C.C. (2004) A local nearest-neighbor convex-hull construction of home ranges and utilization distributions. *Ecography*, **27**, 489-505.
- Gregory, R.S. & Levings, C.D. (1998) Turbidity reduces predation on migrating juvenile Pacific salmon. *Transactions of the American Fisheries Society*, **127**, 275-285.
- Halleraker, J.H., Saltveit, S.J., Harby, A., Arnekleiv, J.V., Fjeldstad, H.P. & Kohler, B. (2003) Factors influencing stranding of wild juvenile brown trout (*Salmo trutta*) during rapid and frequent flow decreases in an artificial stream. *River Research and Applications*, **19**, 589-603.
- Halvorsen, M.D. (2013) The distribution of Skagerak costal cod (*Gadus morhua*) in relation to oxygen depletion, temperature and salinity, studied by acoustic telemetry in the Tvedestrand fjord in south-eastern Norway. Master of Science, Universitetet i Bergen.
- Hayden, T.A., Holbrook, C.M., Fielder, D.G., Vandergoot, C.S., Bergstedt, R.A., Dettmers, J.M., Krueger, C.C. & Cooke, S.J. (2014) Acoustic telemetry reveals large-scale migration patterns of walleye in Lake Huron. *Plos One*, **9**, e114833.
- Heggenes, J. (1996) Habitat selection by brown trout (*Salmo trutta*) and young Atlantic salmon (*S-salar*) in streams: Static and dynamic hydraulic modelling. *Regulated Rivers-Research & Management*, **12**, 155-169.
- Heggenes, J. (2002) Flexible summer habitat selection by wild, allopatric brown trout in lotic environments. *Transactions of the American Fisheries Society*, **131**, 287-298.
- Heggenes, J., Alfredsen, K., Bustos, A.A., Huusko, A. & Stickler, M. (2017) Be cool: A review of hydro-physical changes and fish responses in winter in hydropower-regulated northern streams. *Environmental Biology of Fishes*, 1-21.
- Heggenes, J., Bagliniere, J.L. & Cunjak, R.A. (1999) Spatial niche variability for young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*S-trutta*) in heterogeneous streams. *Ecology of Freshwater Fish*, **8**, 1-21.
- Heggenes, J., Fjeldheim, P.T. & Brattesta, K. (2017) Gyteogpregistreringer i Tokkeåi høsten 2016. *HSN Skrift* (ed. H.i.S. Norge), pp. 20. Høgskolen i Sørøst Norge, Kongsberg.
- Heggenes, J., Omholt, P.K., Kristiansen, J.R., Sageie, J., Okland, F., Dokk, J.G. & Beere, M.C. (2007) Movements by wild brown trout in a boreal river: response to habitat and flow contrasts. *Fisheries Management and Ecology*, **14**, 333-342.
- Heggenes, J., Sageie, J. & Kristiansen, J. (2009) Rehabilitering av elvehabitat i Tokkeåi, Dalen i Telemark - Tilstand og tiltak. *HiT-skrift* (ed. H.i. Telemark), pp. 85. Høgskolen i Telemark, Bø i Telemark.
- Heupel, M., Semmens, J.M. & Hobday, A. (2006) Automated acoustic tracking of aquatic animals: scales, design and deployment of listening station arrays. *Marine and Freshwater Research*, **57**, 1-13.

- Hojesjo, J., Okland, F., Sundstrom, L.F., Pettersson, J. & Johnsson, J.I. (2007) Movement and home range in relation to dominance; a telemetry study on brown trout *Salmo trutta*. *Journal of Fish Biology*, **70**, 257-268.
- Hussey, N.E., Kessel, S.T., Aarestrup, K., Cooke, S.J., Cowley, P.D., Fisk, A.T., Harcourt, R.G., Holland, K.N., Iverson, S.J. & Kocik, J.F. (2015) Aquatic animal telemetry: a panoramic window into the underwater world. *Science*, **348**, 1255642.
- Hvidsten, N. & Hansen, L. (1988) Increased recapture rate of adult Atlantic salmon, *Salmo salar* L., stocked as smolts at high water discharge. *Journal of Fish Biology*, **32**, 153-154.
- Javahery, S., Nekoubin, H. & Moradlu, A.H. (2012) Effect of anaesthesia with clove oil in fish. *Fish Physiology and Biochemistry*, **38**, 1545-1552.
- Jellyman, D. (2009) A review of radio and acoustic telemetry studies of freshwater fish in New Zealand. *Marine and Freshwater Research*, **60**, 321-327.
- Johnsen, S.I., Kraabøl, M., Brabrand, A., Saltveit, S.J., Dokk, J.G. & Pavels, H. (2012) Fiskebiologiske undersøkelser i Bandak og Tokkeåi 2011. *NINA rapport* (ed. N.I.f. Naturforskning), pp. 50. Norsk Institutt for Naturforskning, Trondheim.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. (2002) Ørretens vandring i vassdrag: betydningen av vannføring og temperatur. *NINA Oppdragsmelding*, **728**, 1-19.
- Jonsson, N. (1991) Influence of water flow, water temperature and light on fish migration in rivers. *Nordic Journal of Freshwater Research*, **66**, 20-35.
- Kessel, S., Cooke, S., Heupel, M., Hussey, N., Simpfendorfer, C., Vagle, S. & Fisk, A. (2014) A review of detection range testing in aquatic passive acoustic telemetry studies. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, **24**, 199-218.
- King, W., Hooper, B., Hillsgrove, S., Benton, C. & Berlinsky, D.L. (2005) The use of clove oil, metomidate, tricaine methanesulphonate and 2-phenoxyethanol for inducing anaesthesia and their effect on the cortisol stress response in black sea bass (*Centropristis striata* L.). *Aquaculture Research*, **36**, 1442-1449.
- Kraabøl, M. (2010) Storørret i Bandak og Tokkeåi Dokumentasjon, kunnskapsoppsummering og utfordringer. *Norsk Institutt for Naturforskning Rapport* (ed. N.I.f. Naturforskning), pp. 30. Norsk Institutt for Naturforskning, Trondheim.
- Kraabøl, M. & Aass, P. (1995) Stangfiske etter hunderørret nedenfor Hunderfossen 1965-1994. *Fylkesmannen i Oppland Miljøvernnavdelingen Rapport* (ed. F.i.O. Miljøvernnavdelingen), pp. 27. Fylkesmannen i Oppland Miljøvernnavdelingen, Lillehammer.
- Kraabøl, M., Brabrand, A., Bremnes, T., Dokk, J.G., Johnsen, S.I., Pavels, H., Saltveit, S.J. & Schartum, E. (2014) Ferskvannsbioologiske undersøkelser i Tokkeåi og Bandakdeltaet. *NINA rapport* (ed. N.I.f. Naturforskning), pp. 28. Norsk Institutt for Naturforskning, Trondheim.
- Kraabøl, M., Brabrand, A., Bremnes, T., Heggenes, J., Johnsen, S.I., Pavels, H. & Saltveit, S.J. (2015a) Ferskvannsbioologiske undersøkelser i Tokkeåi. Sluttrapport for prioden 2010-2013. *NINA rapport* (ed. N.I.f. Naturforskning), pp. 99. Norsk Institutt for Naturforskning, Trondheim.
- Kraabøl, M., Brabrand, Å., Bremnes, T., Heggenes, J., Johnsen, S.I., Pavels, H. & Saltveit, S.J. (2015b) Ferskvannsbioologiske undersøkelser i Tokkeåi og Bandakdeltaet - Sluttrapport for perioden 2010-2013. Norsk institutt for naturforskning, NINA, Lillehammer.
- Kraabøl, M., Johnsen, S.I., Museth, J., Skurdal, J. & Dervo, B.K. (2013) Telemetristudie av ørret i Hemsil-Kartlegging av leveområder, effekter av fang-og-slipp fiske og kraftverkstekniske inngrep i vassdraget.
- Laffan, S. & Taylor, M. (2013) FishTracker: A GIS toolbox for kernel density estimation of animal home ranges that accounts for transit times and hard boundaries. *MODSIM2013, 20th international congress on modelling and simulation*, pp. 1-6. Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand Adelaide.
- Larsson, S., Serrano, I. & Eriksson, L.-O. (2011) Effects of muscle lipid concentration on wild and hatchery brown trout (*Salmo trutta*) smolt migration. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **69**, 1-12.
- Law, M. & Collins, A. (2013) *Getting to know ArcGIS for desktop*. Esri press.
- Lembo, G., Spedicato, M., Økland, F., Carbonara, P., Fleming, I., McKinley, R., Thorstad, E., Sisak, M. & Ragonese, S. (2002) A wireless communication system for determining site fidelity of juvenile dusky groupers *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) using coded acoustic transmitters. *Aquatic Telemetry*, pp. 249-257. Springer.
- Lowe, C.G., Topping, D.T., Cartamil, D.P. & Papastamatiou, Y.P. (2003a) Movement patterns, home range, and habitat utilization of adult kelp bass *Paralabrax clathratus* in a temperate no-take marine reserve. *Marine Ecology Progress Series*, **256**, 205-216.
- Lowe, C.G., Topping, D.T., Cartamil, D.P. & Papastamatiou, Y.P. (2003b) Movement patterns, home range, and habitat utilization of adult kelp bass *Paralabrax clathratus* in a temperate no-take marine reserve. *Marine Ecology Progress Series*, pp. 205-216.

- Lucas, M.C. & Baras, E. (2000) Methods for studying spatial behaviour of freshwater fishes in the natural environment. *Fish and Fisheries*, **1**, 283-316.
- Lundqvist, H., Rivinoja, P., Leonardsson, K. & McKinnell, S. (2008) Upstream passage problems for wild Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) in a regulated river and its effect on the population. *Hydrobiologia*, **602**, 111-127.
- Lyse, A., Stefansson, S. & Fernö, A. (1998) Behaviour and diet of sea trout post-smolts in a Norwegian fjord system. *Journal of Fish Biology*, **52**, 923-936.
- Marshall, A., Mills, J., Rhodes, K. & McIlwain, J. (2011) Passive acoustic telemetry reveals highly variable home range and movement patterns among unicornfish within a marine reserve. *Coral Reefs*, **30**, 631-642.
- Minns, C.K. (1995) Allometry of home range size in lake and river fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **52**, 1499-1508.
- Moland, E., Olsen, E.M., Andvord, K., Knutsen, J.A. & Stenseth, N.C. (2011) Home range of European lobster (*Homarus gammarus*) in a marine reserve: implications for future reserve design. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **68**, 1197-1210.
- Moore, A., Lacroix, G. & Sturlaugsson, J. (2000) Tracking Atlantic salmon post-smolts in the sea. *The Ocean Life of Atlantic Salmon—Environmental and Biological Factors Influencing Survival*, 49-64.
- Murphy, H.M. & Jenkins, G.P. (2010) Observational methods used in marine spatial monitoring of fishes and associated habitats: a review. *Marine and Freshwater Research*, **61**, 236-252.
- Norrgård, J.R. (2014) Migration and quality of landlocked Atlantic salmon smolt: Implications for conservation and management. Karlstads universitet.
- Ojanguren, A. & Brana, F. (2003) Effects of size and morphology on swimming performance in juvenile brown trout (*Salmo trutta* L.). *Ecology of Freshwater Fish*, **12**, 241-246.
- Olsen, E.M., Heupel, M.R., Simpfendorfer, C.A. & Moland, E. (2012) Harvest selection on Atlantic cod behavioral traits: implications for spatial management. *Ecology and Evolution*, **2**, 1549-1562.
- Olsen, E.M. & Moland, E. (2011) Fitness landscape of Atlantic cod shaped by harvest selection and natural selection. *Evolutionary Ecology*, **25**, 695-710.
- Ovidio, M., Baras, E., Goffaux, D., Giroux, F. & Philippart, J.-C. (2002) Seasonal variations of activity pattern of brown trout (*Salmo trutta*) in a small stream, as determined by radio-telemetry. *Hydrobiologia*, **470**, 195-202.
- Ovidio, M., Philippart, J.-C. & Baras, É. (2000) Methodological bias in home range and mobility estimates when locating radio-tagged trout, *Salmo trutta*, at different time intervals. *Aquatic Living Resources*, **13**, 449-454.
- Pedersen, L.F., Koed, A. & Malte, H. (2008) Swimming performance of wild and F1-hatchery-reared Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) smolts. *Ecology of Freshwater Fish*, **17**, 425-431.
- Pinnix, W.D., Nelson, P.A., Stutzer, G. & Wright, K.A. (2013) Residence time and habitat use of coho salmon in Humboldt Bay, California: an acoustic telemetry study. *Environmental Biology of Fishes*, **96**, 315-323.
- Plaut, I. (2001) Critical swimming speed: its ecological relevance. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, **131**, 41-50.
- Pollom, R.A. & Rose, G.A. (2016) A global review of the spatial, taxonomic, and temporal scope of freshwater fisheries hydroacoustics research. *Environmental Reviews*, **24**, 333-347.
- Pulliam, H.R. (1996) *Sources and sinks: Empirical evidence and population consequences*. University of Chicago Press, 5801 Ellis Ave., Chicago, Illinois 60637, USA London, England.
- Pulliam, H.R. & Danielson, B.J. (1991) SOURCES, SINKS, AND HABITAT SELECTION - A LANDSCAPE PERSPECTIVE ON POPULATION-DYNAMICS. *American Naturalist*, **137**, S50-S66.
- R Core Team (2014) R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing; 2014 URL <https://www.R-project.org/>.
- Ruud, T. (2015) Space use and harvest selection of sea trout (*Salmo trutta*) living in a marine protected area: an acoustic telemetry study. Norwegian University of Life Sciences, Ås.
- Saksgård, R. & Hesthagen, T. (2004) A 14-year study of habitat use and diet of brown trout (*Salmo trutta*) and Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) in Lake Atnsjøen, a subalpine Norwegian lake. *The Atna River: Studies in an Alpine—Boreal Watershed*, pp. 187-199. Springer.
- Saltveit, S.J., Halleraker, J.H., Arnekleiv, J.V. & Harby, A. (2001) Field experiments on stranding in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) during rapid flow decreases caused by hydropeaking. *Regulated Rivers—Research & Management*, **17**, 609-622.
- Sandstrom, P.T., Keegan, T. & Singer, G. (2012) Survival and movement patterns of central California coast Native steelhead trout (*Oncorhynchus mykiss*) in the Napa river. University of California Davis, California.
- Simpfendorfer, C.A., Heupel, M.R. & Collins, A.B. (2008) Variation in the performance of acoustic receivers and its implication for positioning algorithms in a riverine setting. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **65**, 482-492.

- Simpfendorfer, C.A., Heupel, M.R. & Hueter, R.E. (2002a) Estimation of short-term centers of activity from an array of omnidirectional hydrophones and its use in studying animal movements. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **59**, 23-32.
- Simpfendorfer, C.A., Heupel, M.R. & Hueter, R.E. (2002b) Estimation of short-term centers of activity from an array of omnidirectional hydrophones and its use in studying animal movements. NRC Research Press Web, Sarasota, USA.
- Sivertsgård, R., Thorstad, E.B., Økland, F., Finstad, B., Bjørn, P.A., Jepsen, N., Nordal, T. & McKinley, R.S. (2007) Effects of salmon lice infection and salmon lice protection on fjord migrating Atlantic salmon and brown trout post-smolts. *Hydrobiologia*, **582**, 35-42.
- Statkraft Energi, A.S. (2005) Tokke-Vinje reguleringen - Status 2005 (ed. S.E. AS), pp. 68. Statkraft Energi AS, Oslo.
- Suhr, A.H. (2010) Vandringsmønster til sjørøye og sjørørret i et nordnorsk fjordsystem. *Masteroppgave* (ed. U.i. Tromsø). Universitetet i Tromsø, Trømsø.
- Sømme, S. (1959) Tokkeåi med tilløp Fiskerisakkyndig Rapport VIII til ekspropriasjonsskjønnet for Tokke-reguleringen. *Ekspropriasjonsskjønnet for Tokke-reguleringen*, pp. 12. Riksarkivet, Oslo, Oslo.
- Sørensen, J. (2013) Vannkraftkonsesjoner som kan revideres innen 2022. Nasjonal gjennomgang og forslag til prioritering. *NVE Rapport* (ed. N.V.o. Energidirektorat), pp. 316. Norges Vassdrags og Energidirektorat, Oslo.
- Thorstad, E.B. & Hårsaker, K. Vandring hos radiomerket laks i Mandalselva i forhold til minstevannføring, lokkeflommer, terskler og kalking. *NINA Oppdragsmelding*, pp. 33. Norsk Institutt for Naturforskning, Trondheim.
- Thorstad, E.B., Todd, C.D., Uglem, I., Bjørn, P.A., Gargan, P.G., Vollset, K.W., Halttunen, E., Kålås, S., Berg, M. & Finstad, B. (2016) Marine life of the sea trout. *Marine Biology*, **163**, 47.
- Thorstad, E.B., Økland, F., Finstad, B., Sivertsgård, R., Bjørn, P.A. & McKinley, R.S. (2004) Migration speeds and orientation of Atlantic salmon and sea trout post-smolts in a Norwegian fjord system. *Environmental Biology of Fishes*, pp. 305-311.
- Thorstad, E.B., Økland, F., Finstad, B., Sivertsgård, R., Plantalech, N., Bjørn, P.A. & McKinley, R.S. (2007) Fjord migration and survival of wild and hatchery-reared Atlantic salmon and wild brown trout post-smolts. *Hydrobiologia*, **582**, 99-107.
- Thue, R. & Wollebaek, J. (1999) Storørret i Telemark - gytebestand og valg av hydrofysiske forhold ved gyting i Tinnelva, Bøelva, tansåi og Tokkeåi. *Hovedoppgave Institutt for natur, helse og miljøvern*. Høgskolen i Telemark, Bø i Telemark.
- Tranmæl, E. & Midttun, L. (2005) Vandrings- og bestandsundersøkelser av ørret (*Salmo trutta*) i et sterkt regulert elveøkosystem. *Masteroppgave* (ed. H.i. Telemark), pp. 80. Høgskolen i Telemark, Bø i Telemark.
- Ugedal, O., Næsje, T. & Forseth, T. (1999) En vurdering av kriterier for klassifisering av storørret. *Foreløpig notat* (ed. N.I.f.N. (NINA)), pp. 40. Norsk Institutt for Naturforskning (NINA), Trondheim.
- Urke, H.A., Kristensen, T., Alfredsen, K.T., Daae, K.L. & Alfredsen, J.A. (2010) Utvandringstidspunkt og marin åtferd hjå smolt frå Lærdalselva. *NIVA Rapport 6033* (ed. N.I.f.V. NIVA). NIVA, Norsk Institutt for Vannforskning NIVA.
- Venables, V.M. & Smith, D.M. (2012) *An introduction to R. Notes on R: A Programming Environment for Data Analysis and Graphics Version 2.15.2* R Core Team.
- Wagner, E., Arndt, R. & Hilton, B. (2002) Physiological stress responses, egg survival and sperm motility for rainbow trout broodstock anesthetized with clove oil, tricaine methanesulfonate or carbon dioxide. *Aquaculture*, **211**, 353-366.
- Whitlock, M. & Schluter, D. (2015) *The analysis of biological data 2nd ed.* Roberts and Company Publishers Greenwood Village, CO, USA
- Wiig, J.R., Moland, E., Haugen, T.O. & Olsen, E.M. (2013) Spatially structured interactions between lobsters and lobster fishers in a coastal habitat: fine-scale behaviour and survival estimated from acoustic telemetry. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **70**, 1468-1476.
- Wold, K. (1961) Dybdekart Bandak. Vassdragsdirektoratet, Oslo.
- Wollebaek, J., Heggenes, J. & Roed, K.H. (2018) Life histories and ecotype conservation in an adaptive vertebrate: Genetic constitution of piscivorous brown trout covaries with habitat stability. *Ecology and Evolution*, 1-17.
- Wollebaek, J., Thue, R. & Heggenes, J. (2008) Redd site microhabitat utilization and quantitative models for wild large brown trout in three contrasting boreal rivers. *North American Journal of Fisheries Management*, **28**, 1249-1258.
- Wollebæk, J., Roed, K.H. & Heggenes, J. (2011) Genetisk struktur hos ørret i Mjøsa. *HIT Skrift* (ed. H.i. Telemark), pp. 49. Høgskolen i Telemark, Bø i Telemark.

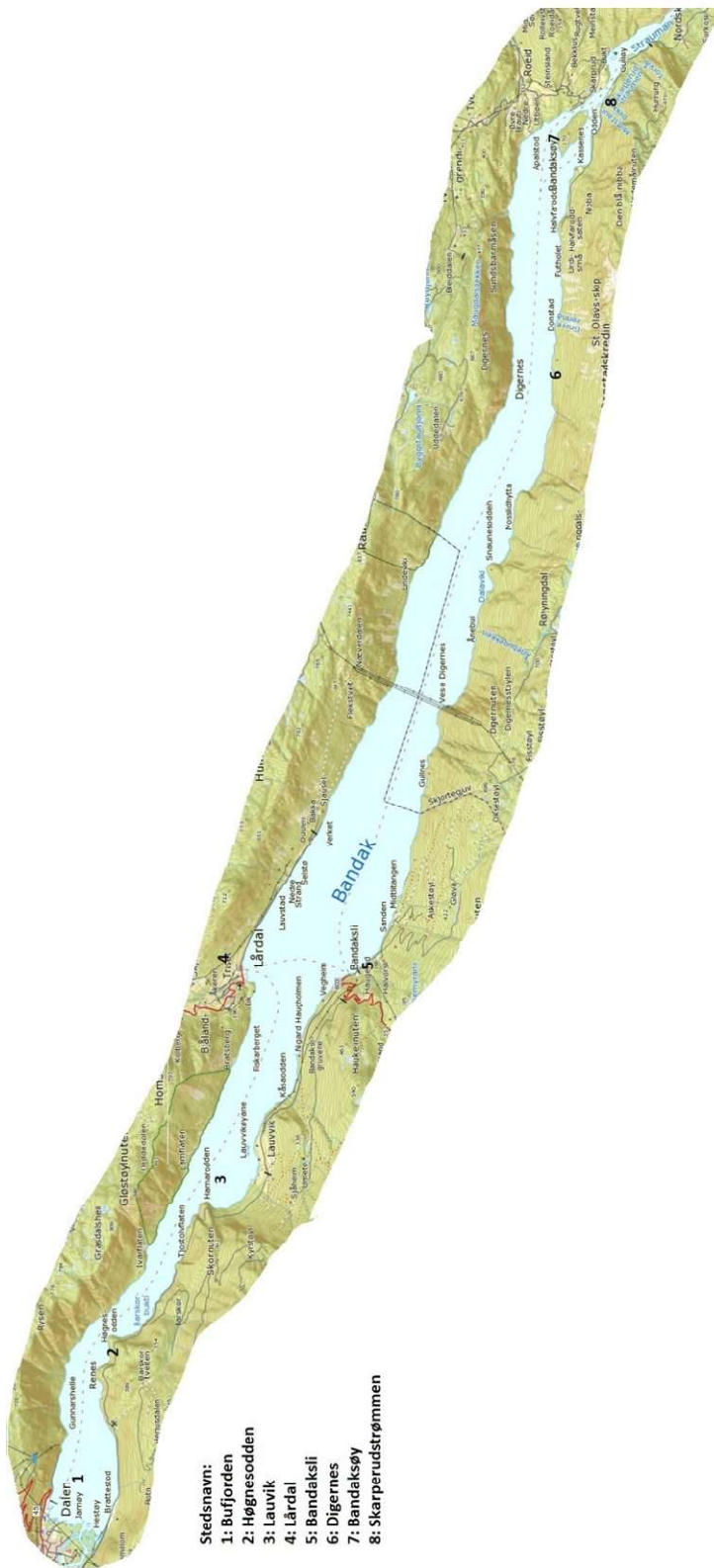
- Wysujack, K., Greenberg, L., Bergman, E. & Olsson, I. (2009) The role of the environment in partial migration: food availability affects the adoption of a migratory tactic in brown trout *Salmo trutta*. *Ecology of Freshwater Fish*, **18**, 52-59.
- Zahl, I.H., Samuelsen, O. & Kiessling, A. (2012) Anaesthesia of farmed fish: implications for welfare. *Fish Physiology and Biochemistry*, **38**, 201-218.
- Zeller, D.C. & Russ, G.R. (1998) Marine reserves: patterns of adult movement of the coral trout (*Plectropomus leopardus* (Serranidae)). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **55**, 917-924.

VEDLEGG

Innhold

VEDLEGG 1: Kart over Tokke-Vinje utbyggingen	1
VEDLEGG 2: Detaljert kart over Bandak	2
VEDLEGG 3a: Nøkkeldata for 25 ørret merket 2014.....	3
VEDLEGG 3b: Nøkkeldata for 25 ørret merket 2015	5
VEDLEGG 3c: Nøkkeldata for 90 rekrutter merket i Tokkeåi 2016	7
VEDLEGG 4: HJEMMEOMRÅDER FOR 48 ØRRET I BANDAK	10
VEDLEGG 5 INDIVIDER MERKET, FANGSTSTED OG TOTALT HJEMME (90%) OG KJERNEOMRÅDE (50%) 2014-2016	38
VEDLEGG 6: FYSISKE TIKTAK I TOKKEÅI	40
VEDLEGG 7: NÆRMERE OM TEST AV REKKEVIDDE OG TIDSOPPLØSNING.....	44
■ Test av rekkevidde	44
■ Test av tidsoppløsning på data	45
LITTERATUR	51

VEDLEGG 2: Detaljert kart over Bandak

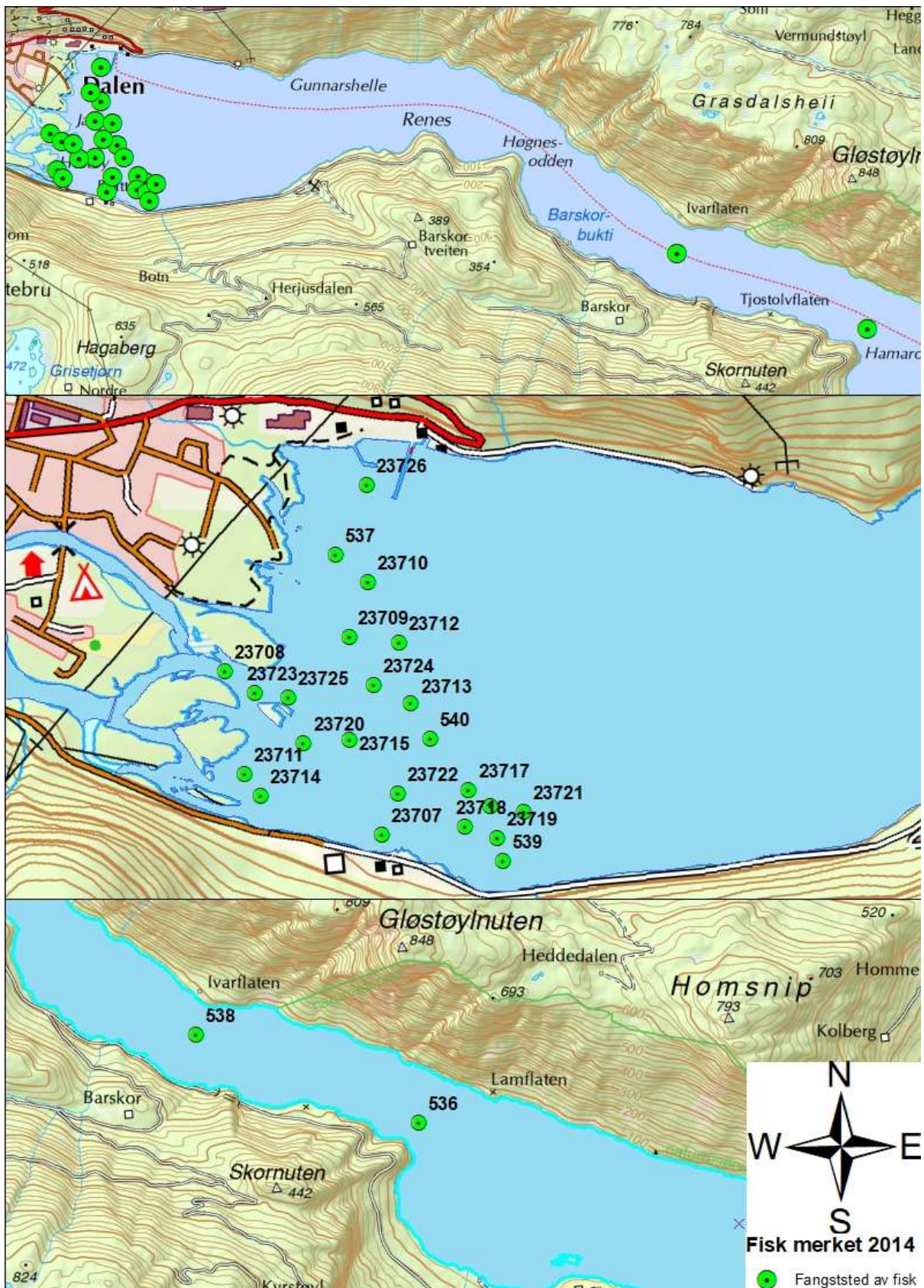


VEDLEGG 3a: Nøkkeldata for 25 ørret merket 2014

ID	Navn	Lengde mm	Vekt	Dato	Klokkeslett	Fangststed
23707	Olav	370	600	6.8.2014	17:50	Brattestå
23708*	Halvor	355	400	6.8.2014	22:55	Utløp nord
23709*	Harald	379	545	6.8.2014	22:30	Delta
23710	Tonje	350	440	6.8.2014	22:30	Delta
23711*	Birger	348	343	7.8.2014	19:30	Utløp sør
23712*	Erik	385	543	7.8.2014	20:30	Delta
23713*	Odd	390	552	7.8.2014	21:00	Delta
23714	Eirik	350	400	7.8.2014	21:45	Utløp sør
23715*	Yvonne	380	500	7.8.2014	22:30	Delta
23716*	Helge	425	603	11.8.2014	19:30	Hvit bøye Brattestå
23717*	Eline	365	415	11.8.2014	21:20	Hvit bøye Brattestå
23718*	Andrea	345	313	11.8.2014	21:20	Hvit bøye Brattestå
23719*	Even	350	360	11.8.2014	22:00	Hvit bøye Brattestå
23720*	Ålen	385	360	11.8.2014	22:00	
23721	Kaja	380	450	11.8.2014	22:40	Hvit bøye
23722	Tia	425	675	11.9.2014	23:45	Delta sør
23723*	Jan	450	884	19.9.2014	21:30	Utløp nord
23724*	Per Tommy	345	424	30.9.2014	10:00	Delta storruse
23725*	Maja	360	412	30.9.2014	18:00	Delta utløp nord
23726*	Eivind	372	480	30.9.2014	18:00	Delta ved brygga
540*	Frank	490	1350	6.8.2014	23:30	Delta
539*	Endre	466	980	7.8.2014	22:00	Hvit bøye Brattestå
538*	Ivar	420	717	19.8.2014	19:45	Ivarflaten
537*	Bjarne	460	850	30.8.2014	12:00	Delta nord
536*	Buddha	590	2700	30.8.2014	14:21	Hammarodden

*individ inkludert i helårs vandringsdata

Fangststeder for 25 ørret merket i 2014.



VEDLEGG 3b: Nøkkeldata for 25 ørret merket 2015

ID	Navn	Lengde mm	Vekt	Dato	Klokkeslett	Fangststed
23727	Linnea	360	400	10.05.2015	14,20	Elvarheim
23729*	Rolf	360	440	10.05.2015	15,30	Elvarheim
23730	Alma	320	300	10.05.2015	15,00	Elvarheim
139/140	Odd Morgan	590	2400	23.05.2015	21,15	Digernes
135/136	Nils-Tom	590	2420	12.06.2015	13,30	Tokkestrømmen
091/092	Gunnar2	620	3000	20.06.2015	18,40	Ytre fyret
133/134	Gunnar	700	4500	20.06.2015	9,55	Lårdal brygge
728	Fiski	323	334	26.06.2015	12,11	Øverste terskel innerløp Buøy
111/112	Kaja2	480	1400	02.07.2015	21,45	Nedstrøms gangbro, nordløpet
731	Micke	350	450	04.07.2015	11,10	Første hyl sørsiden oppstrøms Elvarheim
131/132	Noah	510	1295	18.08.2015	17,45	Nordsiden delta, utenfor brygge
115/116	Johanna	490	1100	23.08.2015	12,50	Innenfor Tokke Kraftverk
113/114	Tore	740	5600	04.09.2015	13,30	Iverohylen
129/130	Jostein	510	1700	04.09.2015	20,02	50 meter nedstrøms hoppestein
127/128	Bubba	500	1430	05.09.2015	11,10	Osen
551	Nathali	410	695	06.09.2015	20,30	Delta, veita utenfor Brattestå
125/126	Benjamin	440	900	26.09.2015	13,15	Elvarheim v. parkering
543	Rusa	370	460	30.09.2015	19,35	Rusa ved løp utenfor hestøy, delta
123/124	Charlie Brown	620	2800	30.09.2015	16,57	Bak utlagt stein mellom geishyl og åmøt
121/122	James Brown	750	5800	01.10.2015	13,25	Nedsiden nest øverste terskel
550*	Oktober	380	490	02.10.2015	10,18	Rusa ved løp utenfor hestøy, delta
548*	Windy	390	390	03.10.2015	10,00	Ruse 1 rusefiske utgående fisk
552*	Torill	400	580	03.10.2015	10,00	Ruse 1 rusefiske utgående fisk
549	Markus	390	620	04.10.2015	12,11	Ruse 2 rusefiske utgående fisk
547	Ida	400	650	12.11.2015	10,49	Ruse 1 rusefiske utgående fisk

*individ inkludert i helårs vandringsdata

VEDLEGG 3c: Nøkkeldata for 90 rekrutter merket i Tokkeåi 2016

Småfisk Aasiahylen

ID	Navn	Lengde mm	Vekt	Dato	Klokkeslett	Fangststed
76		132	24	14,08	12,14	Strøm, toppen av Aasiahylen
47		125	18	13,08	12,40	Strøm, toppen av Aasiahylen
48		145	29	13,08	12,32	Strøm, toppen av Aasiahylen
49		170	45	13,08	12,20	Strøm, toppen av Aasiahylen
46		120	17	13,08	12,43	Strøm, toppen av Aasiahylen
71		140	22	13,08	11,53	Strøm, toppen av Aasiahylen
78		142	23	13,08	12,03	Strøm, toppen av Aasiahylen
53		120	15	13,08	12,08	Strøm, toppen av Aasiahylen
74		140	28	13,08	14,30	Strøm, toppen av Aasiahylen
65		142	27	13,08	14,44	Strøm, toppen av Aasiahylen
72		152	34	13,08	14,48	Strøm, toppen av Aasiahylen
52		173	46	13,08	14,51	Strøm, toppen av Aasiahylen
66		130	21	13,08	14,55	Strøm, toppen av Aasiahylen
69		129	18	13,08	15,04	Strøm, toppen av Aasiahylen
82		122	18	13,08	15,14	Strøm, toppen av Aasiahylen
62		125	20	13,08	15,20	Strøm, toppen av Aasiahylen
56		120	18	13,08	15,25	Strøm, toppen av Aasiahylen

Småfisk Elvarheim

ID	Navn	Lengde mm	Vekt	Dato	Klokkeslett	Fangststed
54		155		12,08	15,53	Elvarheim
80		120	14	12,08	14,30	Elvarheim
79		120	20	12,08	14,23	Elvarheim
73		125	15	12,08	15,53	Elvarheim
57			22	12,08	12,39	Elvarheim
55		130	20	12,08	15,53	Elvarheim
68		125		12,08	15,53	Elvarheim
58		150	44	12,08	15,53	Elvarheim
61		130	25	12,08	15,53	Elvarheim
75	Mini Stor	110	14	11,08	15,48	Elvarheim
67	Kebab	125	19	11,08	14,30	Elvarheim
60	Satan	170	47	11,08	13,44	Elvarheim
81	Micke2	185	59	4,07	12,38	Elvarheim ovenfor bru
90	Gustav	280	200	21,05	17,10	Elvarheim

Småfisk Huvestadhylen

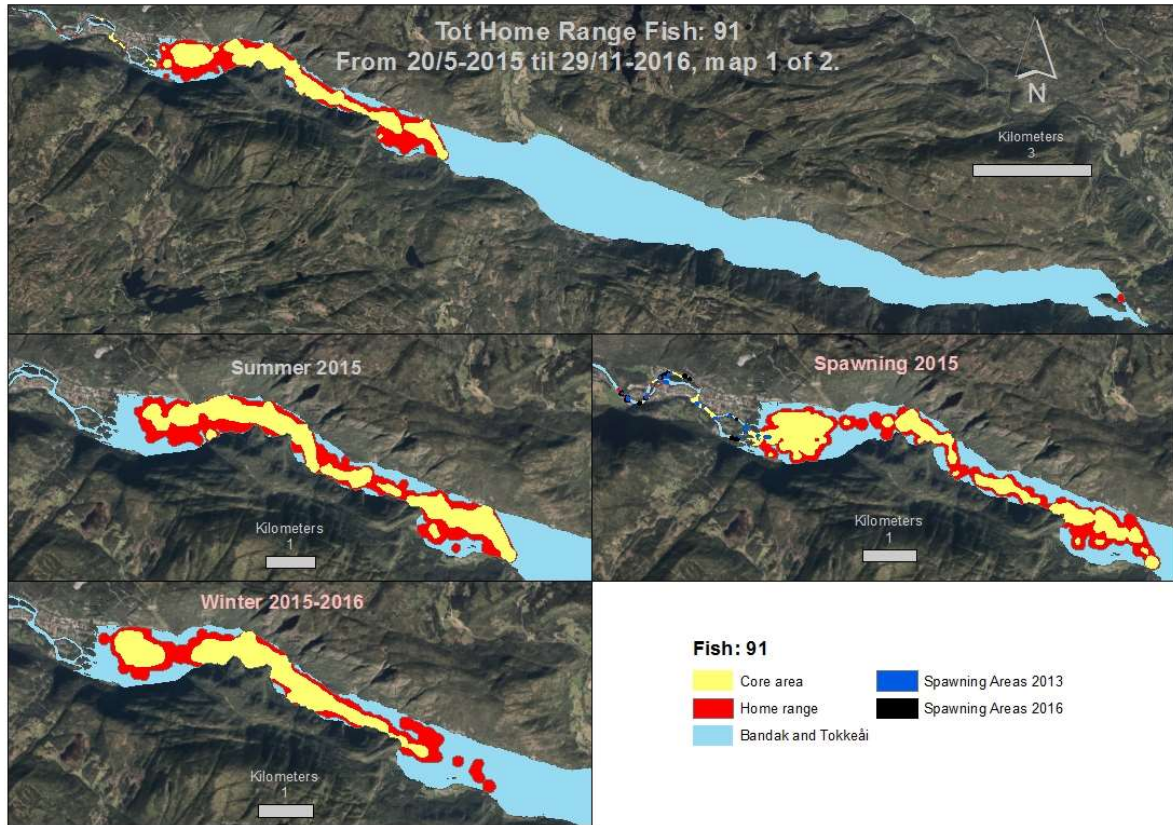
ID	Navn	Lengde		Dato	Klokkeslett	Fangststed
		mm	Vekt			
70		230	112	3,07	0,12	Huvedstadhylen
89		140	29	2,07	23,35	Huvedstadhylen
84		205	85	2,07	21,30	Huvedstadhylen
83		170	49	2,07	20,47	Huvedstadhylen
85		207	82	2,07	20,55	Huvedstadhylen
51		220	106	2,07	17,20	Huvedstadhylen
88		220	88	2,07	18,31	Huvedstadhylen
87	Kera	220	108	2,07	19,15	Huvedstadhylen
86	Sindy	200	81	2,07	20,00	Huvedstadhylen
41						
ny id		200	80	21,08	18,40	Huvedstadhylen
40		165	46	21,08	18,15	Huvedstadhylen
39		125	21	21,08	18,06	Huvedstadhylen
31		120	19	21,08	18,00	Huvedstadhylen
30		130	21	21,08	17,53	Huvedstadhylen
29		145	32	21,08	17,47	Huvedstadhylen
38		145	31	21,08	17,31	Huvedstadhylen
27		180	62	21,08	17,33	Huvedstadhylen
28		120	21	21,08	17,41	Huvedstadhylen
37		170	47	21,08	13,45	Huvedstadhylen
36		125	18	21,08	13,38	Huvedstadhylen
35		120	17	21,08	13,28	Huvedstadhylen
34		160	40	21,08	13,23	Huvedstadhylen
33		125	21	21,08	13,18	Huvedstadhylen
32		120	18	21,08	13,12	Huvedstadhylen
42		190	75	21,08	15,23	Huvedstadhylen
43		120	16	21,08	15,20	Huvedstadhylen
50		125	20	21,08	15,10	Huvedstadhylen
44		120	15	21,08	15,05	Huvedstadhylen
45		135	25	21,08	14,59	Huvedstadhylen

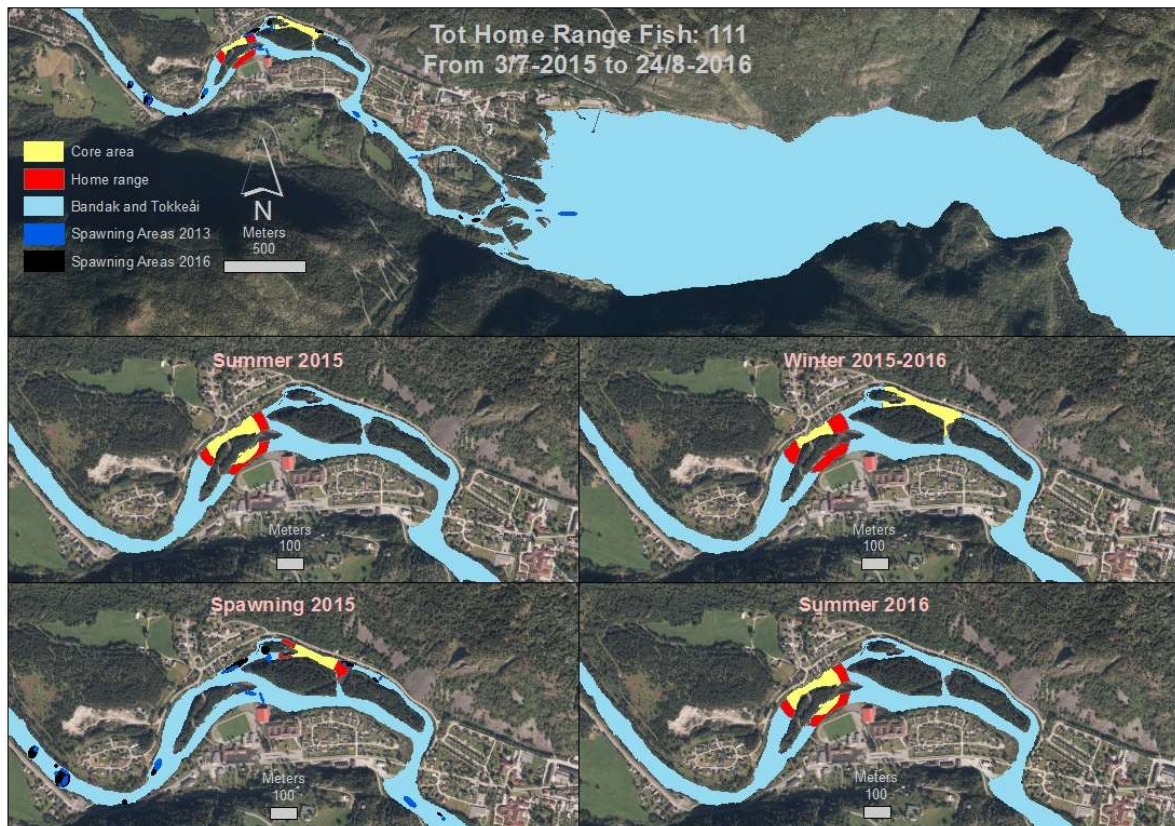
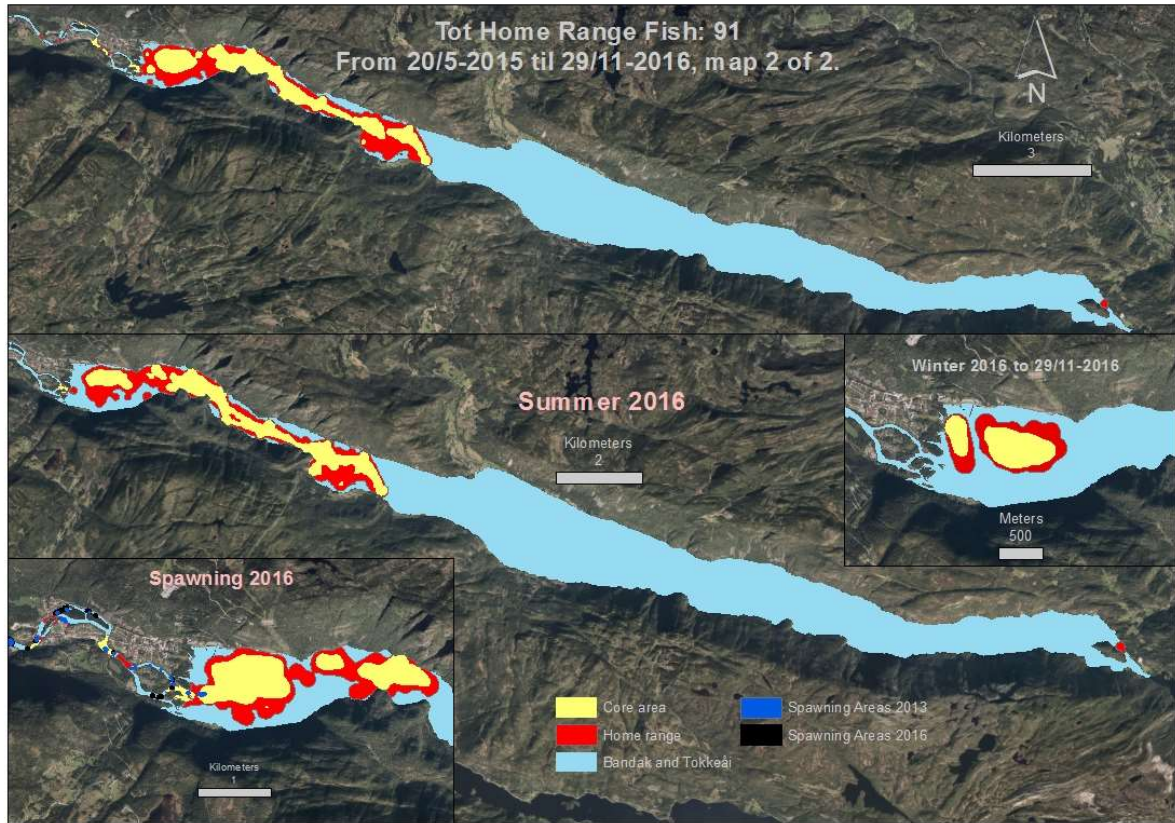
Småfisk Åmothylen

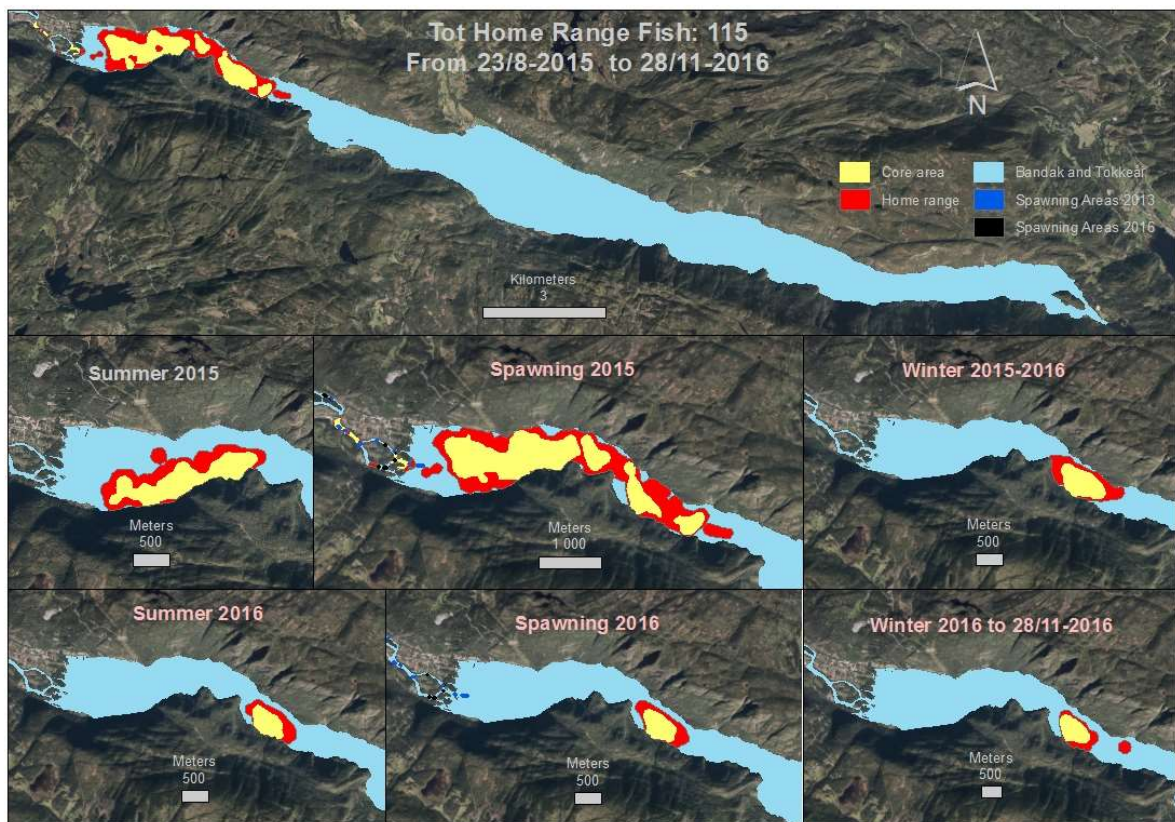
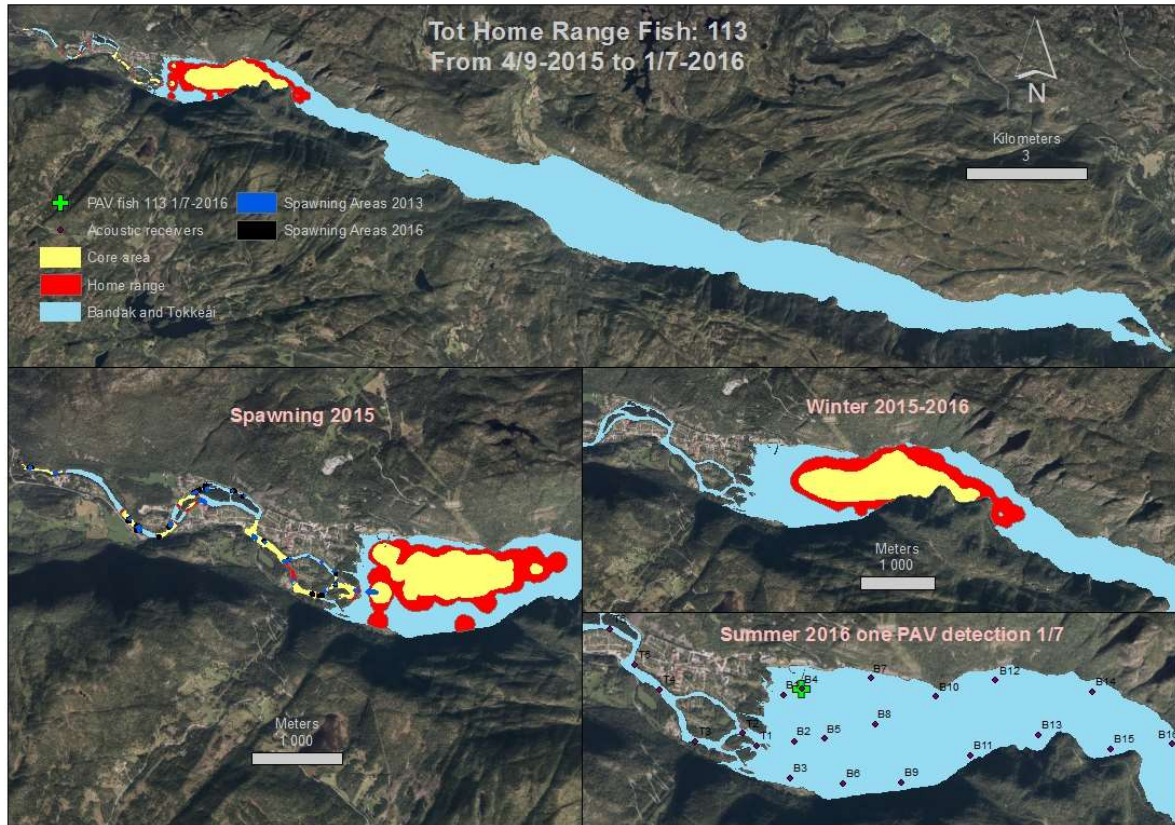
ID	Navn	Lengde		Dato	Klokkeslett	Fangststed
		mm	Vekt			
77		200	80	3,07	18,58	Åmothylen
63		220	120	3,07	16,40	Åmothylen
64			81	3,07	15,48	Åmothylen
59		195	75	3,07	18,37	Åmothylen
20		143	28	31.08.2015	17,01	Åmothylen nedstrøms
22		132	24	31.08.2015	16,50	Åmothylen nedstrøms
21		118	17	31.08.2015	16,55	Åmothylen nedstrøms
23		135	24	31.08.2015	15,36	Geisshyl
24		140	34	31.08.2015	14,20	Geisshyl

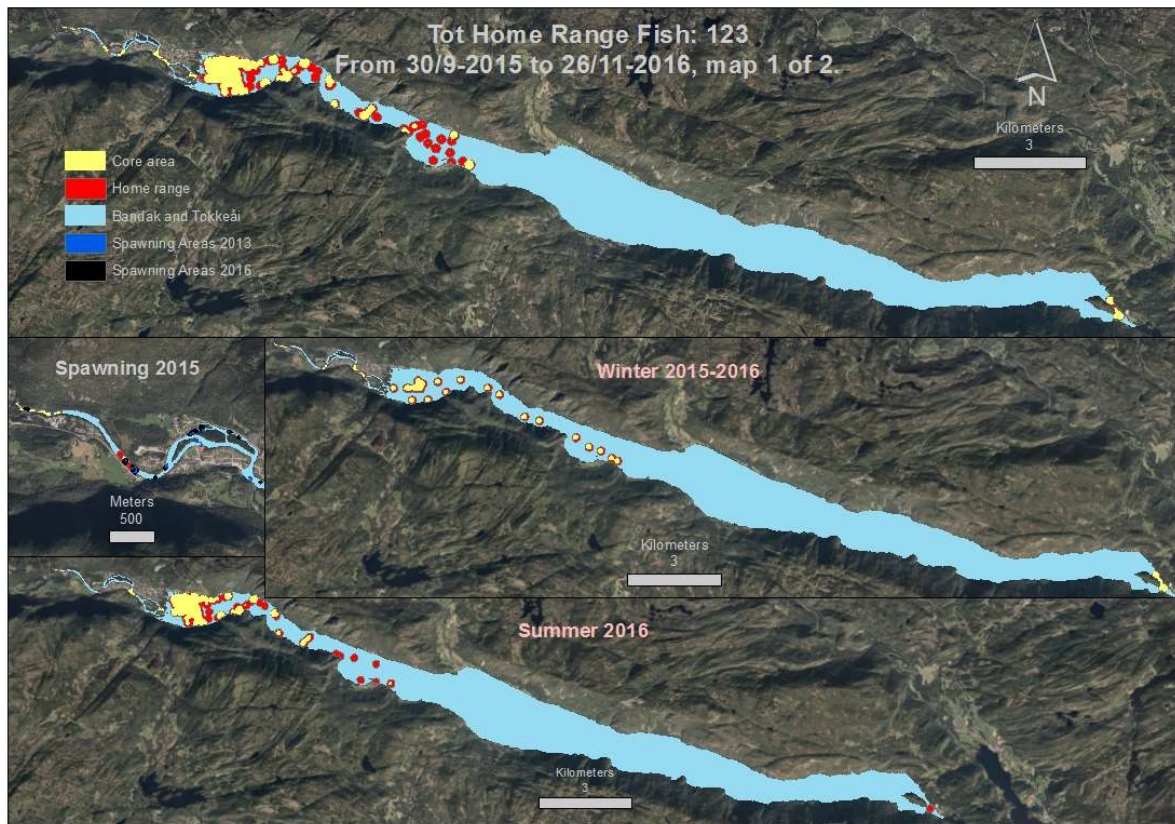
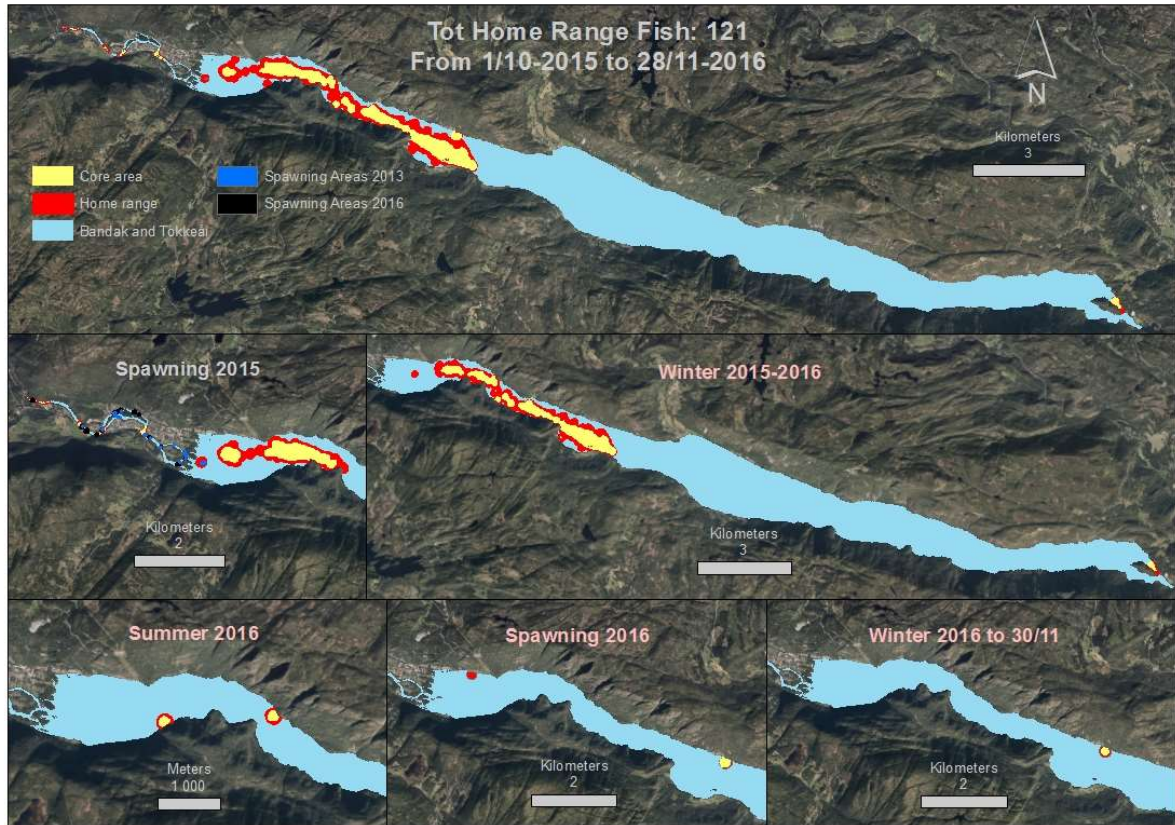
25	130	23	31.08.2015	14,13	Geishyl
26	170	50	31.08.2015	14,02	Geishyl
19	150		28.09.2015	12,55	Mellom Geishyl og åmøte
18	140		28.09.2015	13,01	Mellom Geishyl og åmøte
17	150		28.09.2015	15,25	Geishyl
16	120		28.09.2015	15,28	Geishyl
15	200		28.09.2015	15,34	Geishyl
13	130		28.09.2015	15,44	Geishyl
12	135		13.10.2015	10,11	100m nedstrøms Geishyl
14	140		28.09.2015	15,39	Geishyl
11	180		13.10.2015	14,32	Hyl 200m ovenfor øverste terskel
10	170		13.10.2015	14,39	Hyl 200m ovenfor øverste terskel
9	145		13.10.2015	14,44	Hyl 200m ovenfor øverste terskel
8	132		13.10.2015	14,50	Hyl 200m ovenfor øverste terskel
7	127		13.10.2015	14,53	Hyl 200m ovenfor øverste terskel
6	140		13.10.2015	14,59	Hyl 200m ovenfor øverste terskel
5	135		13.10.2015	15,02	terskel
4	140		13.10.2015	16,14	Nest øverste terskel
3	130		13.10.2015	16,23	Nest øverste terskel
2	160		13.10.2015	16,29	Nest øverste terskel
1	170		13.10.2015	16,33	Nest øverste terskel

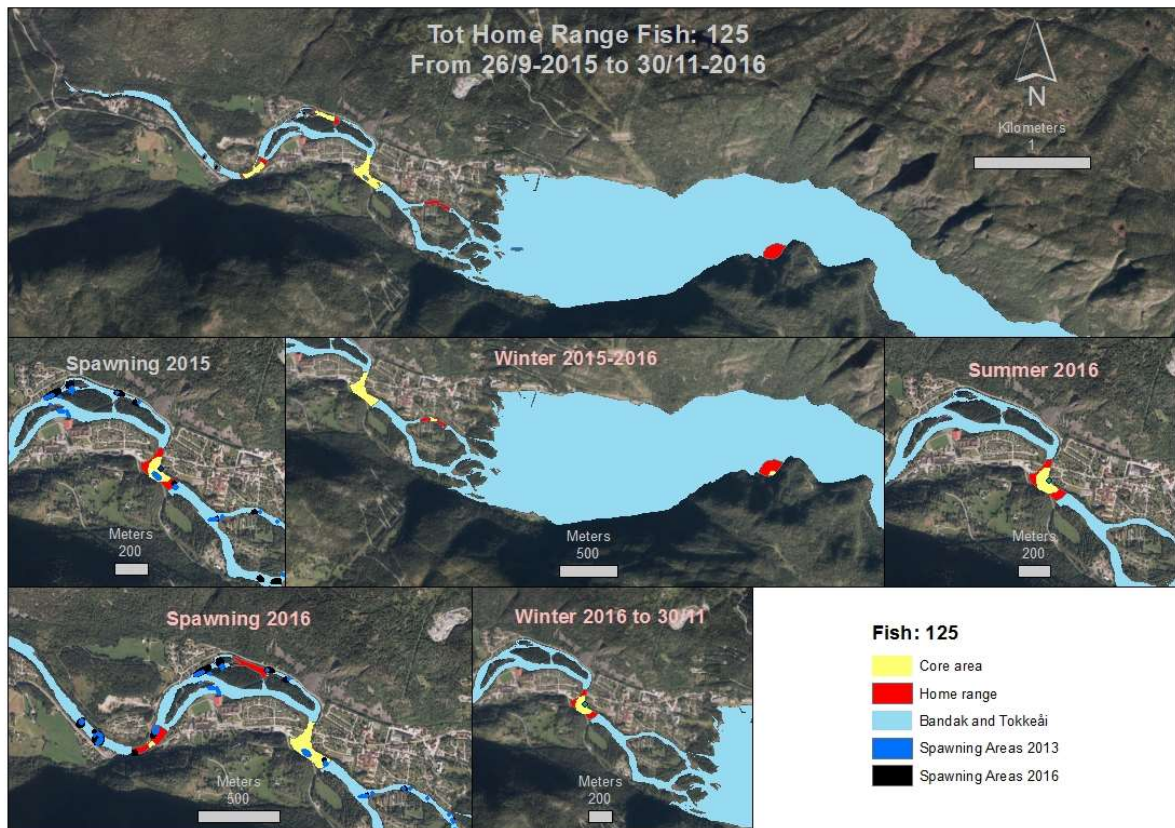
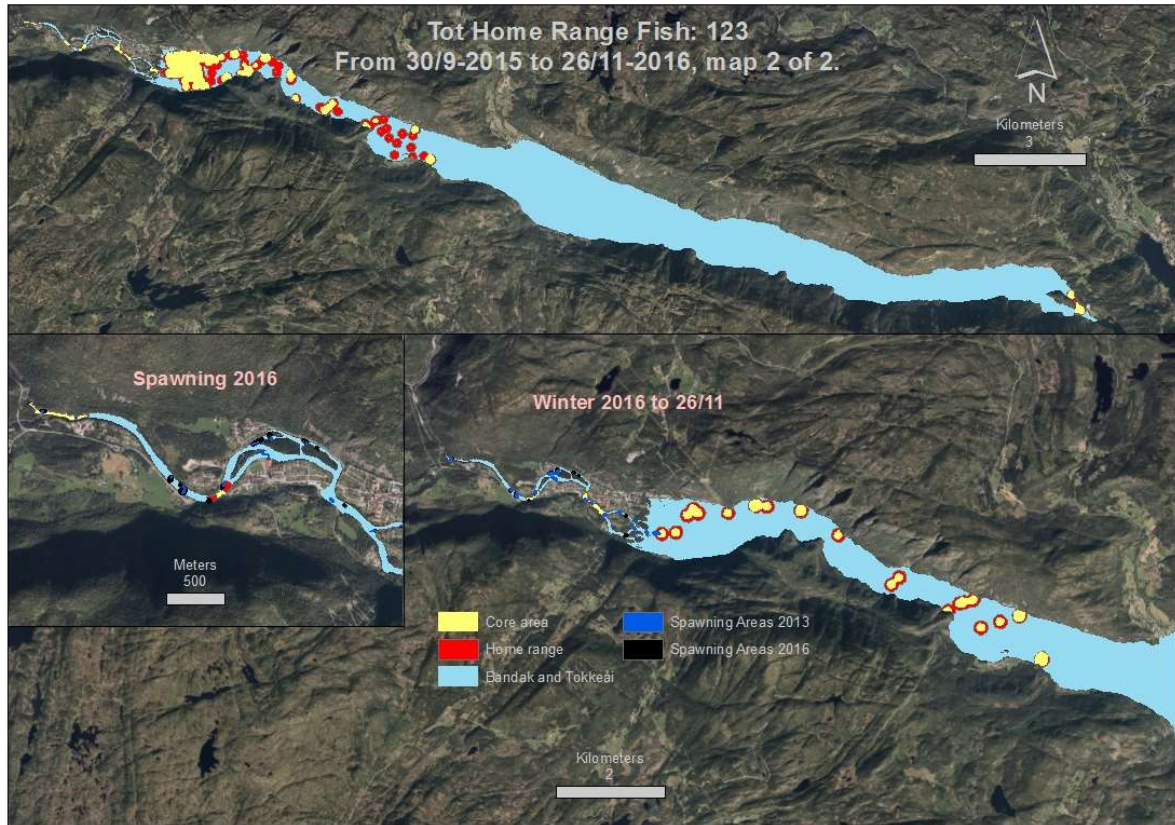
VEDLEGG 4: HJEMMEOMRÅDER FOR 48 ØRRET I BANDAK

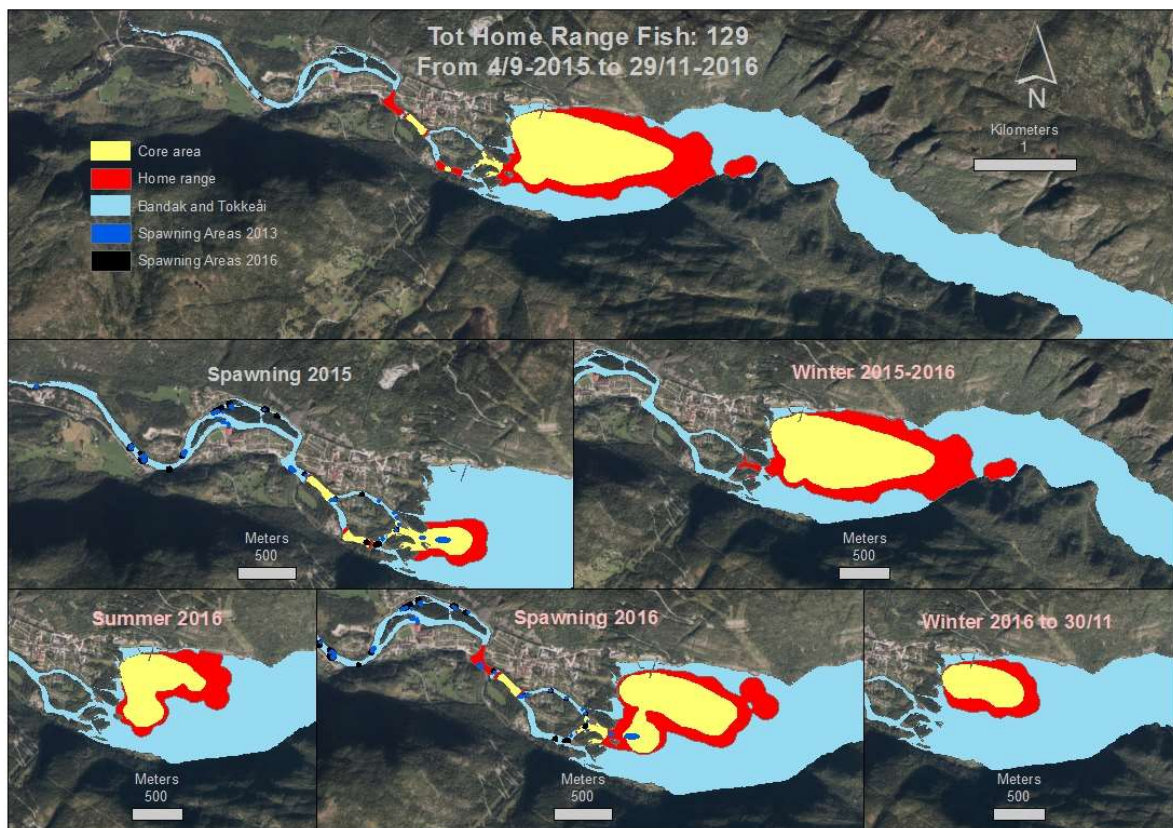
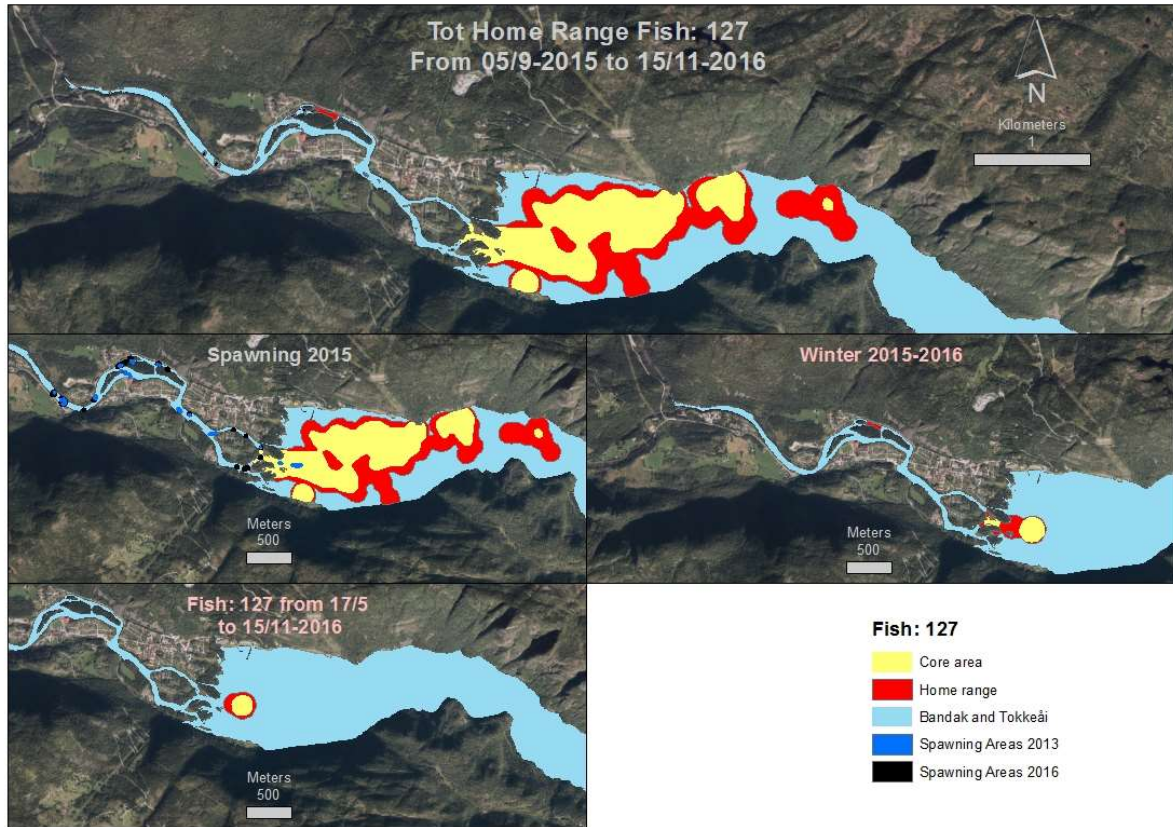


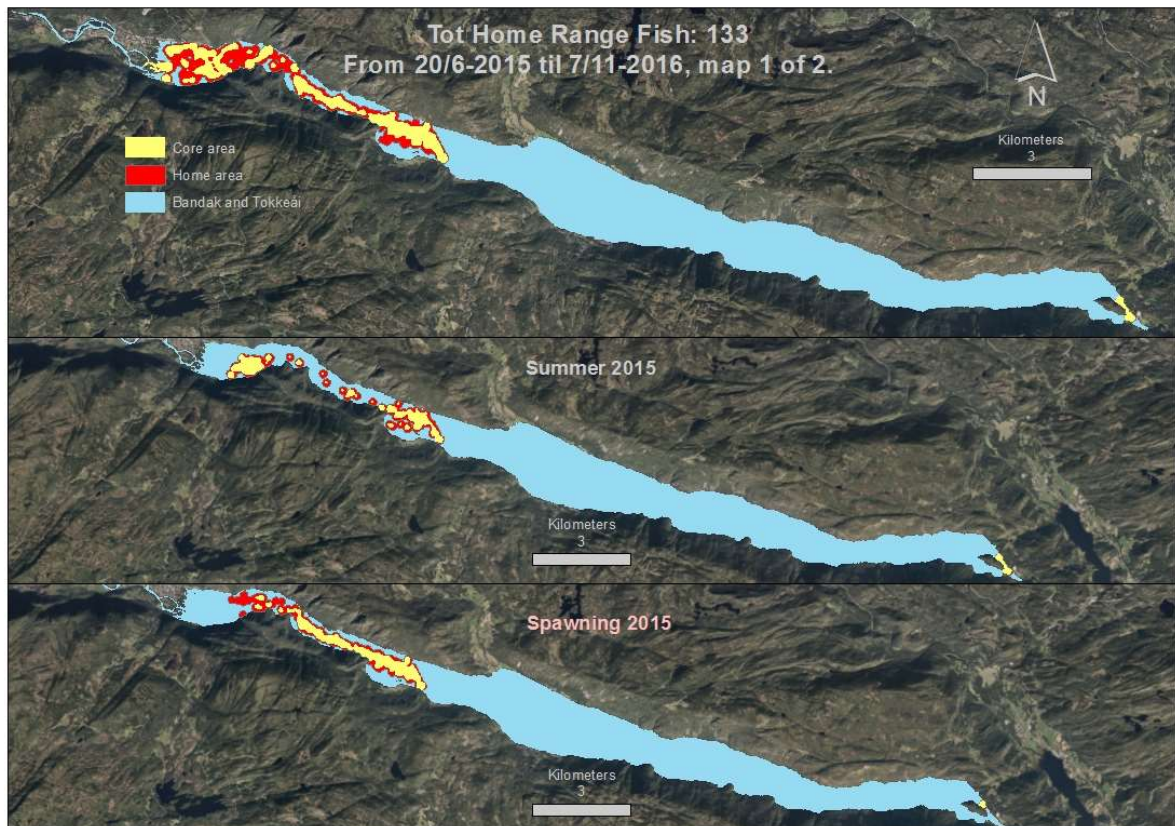
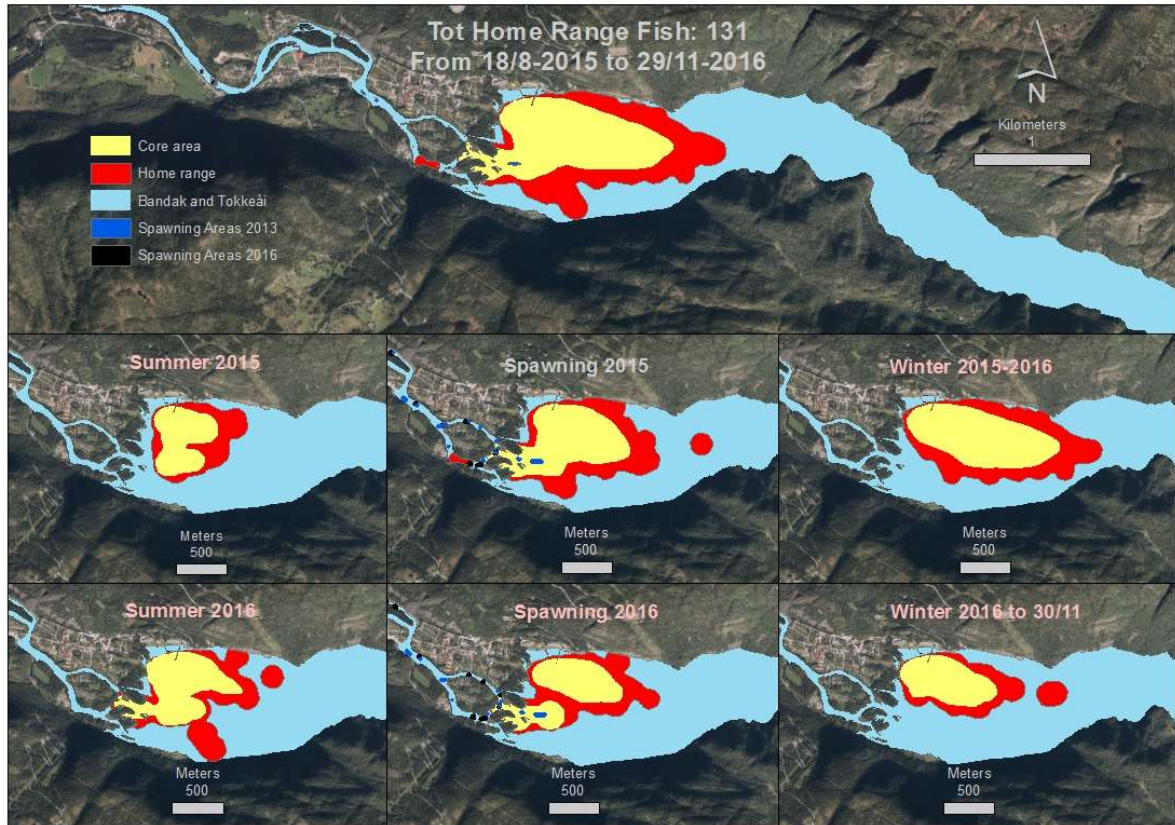


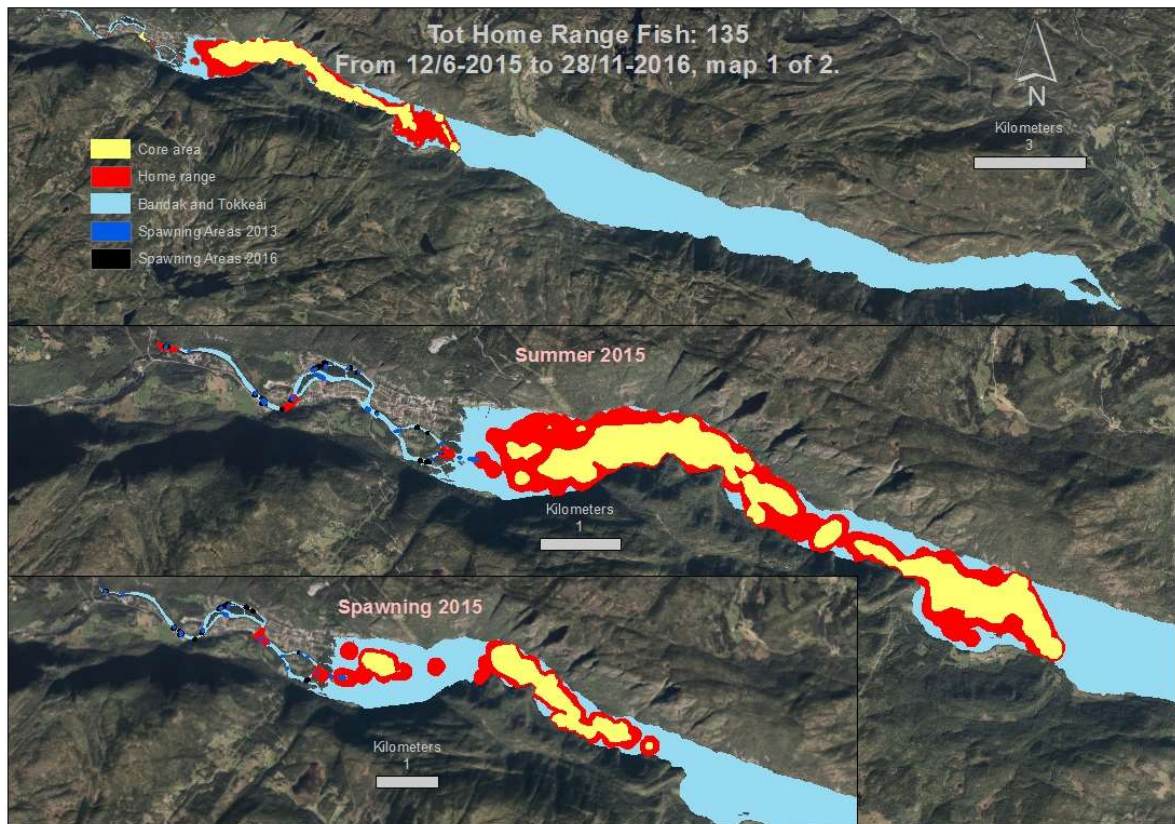
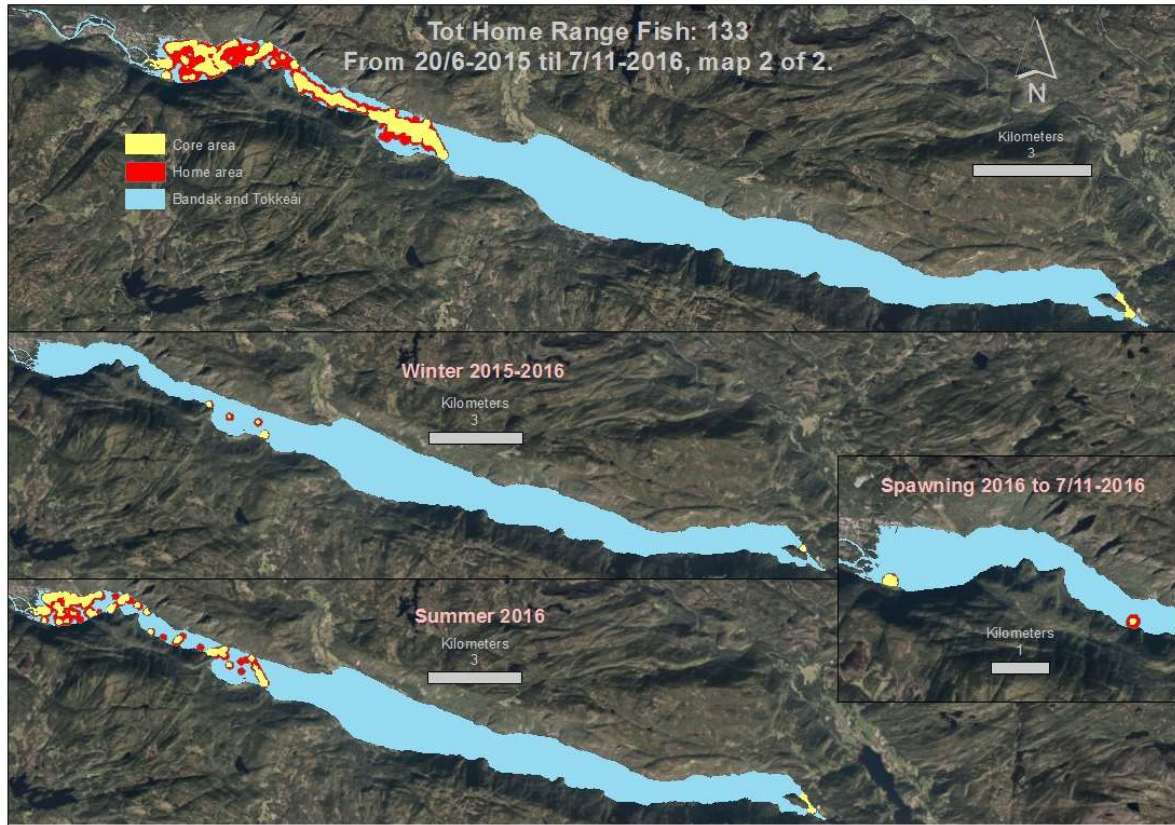


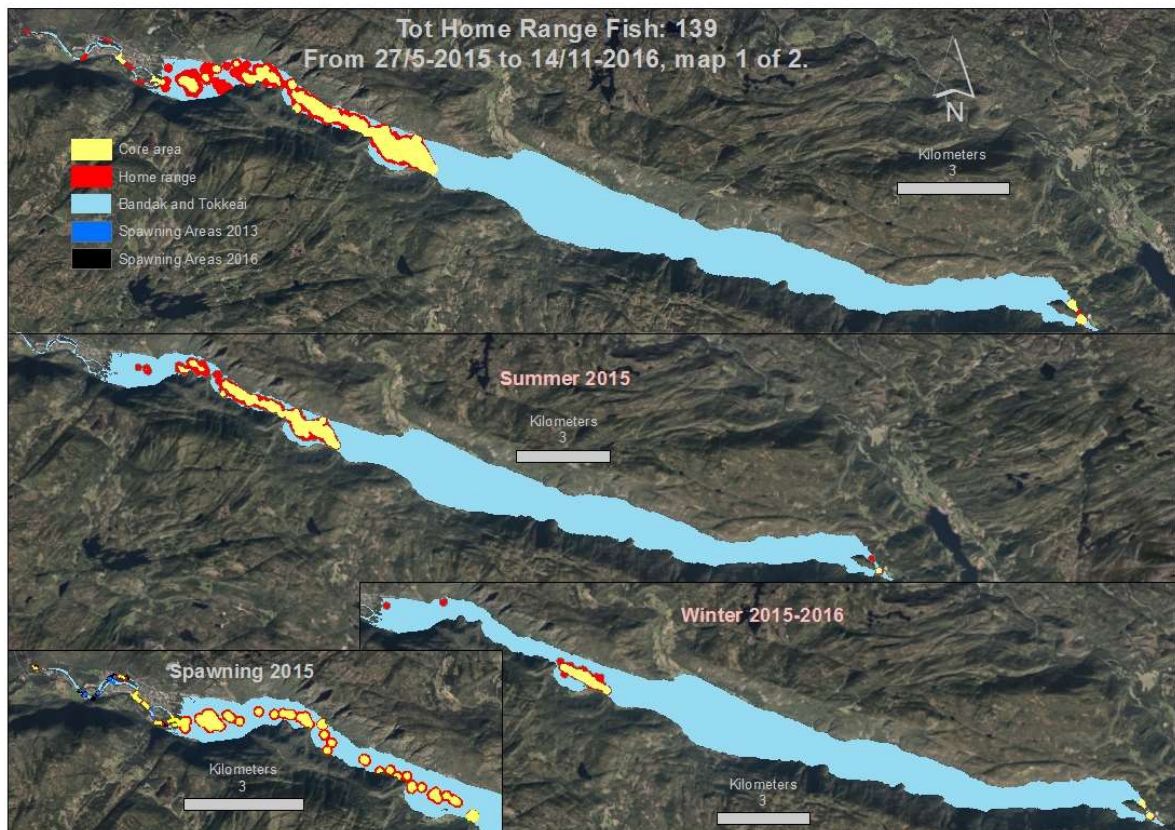
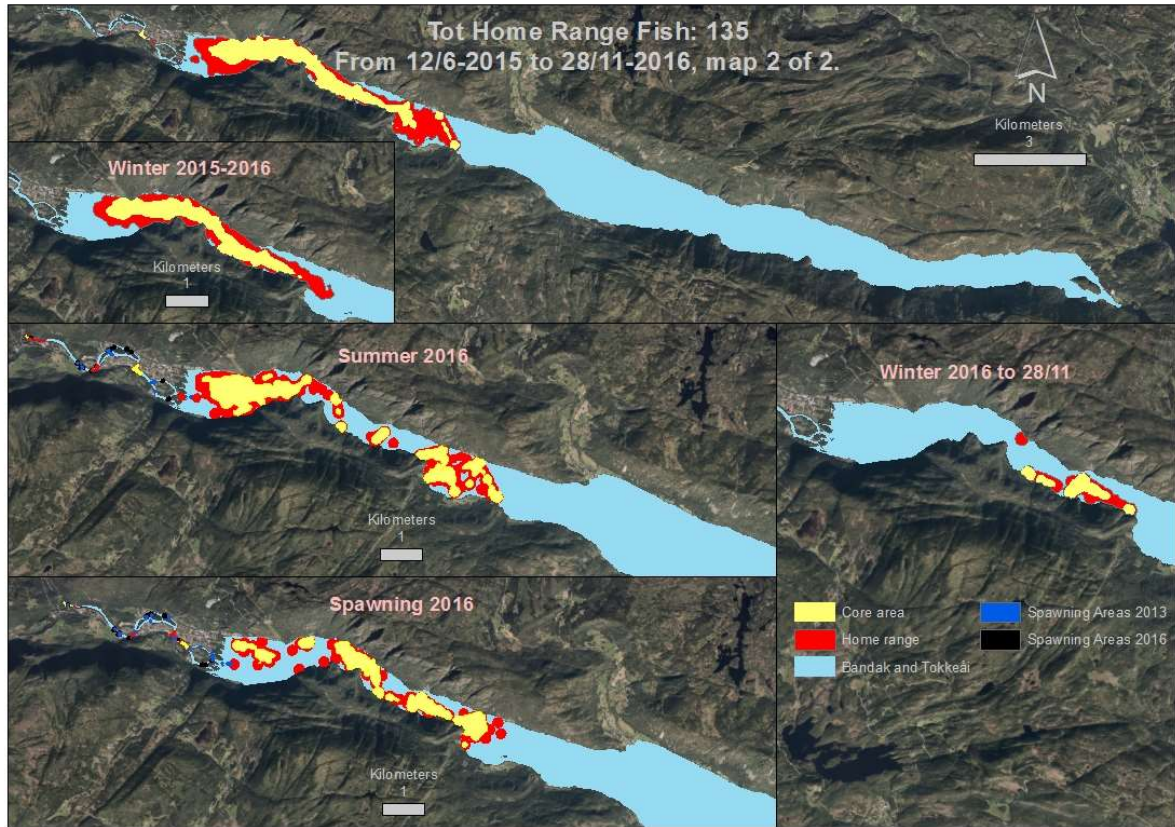


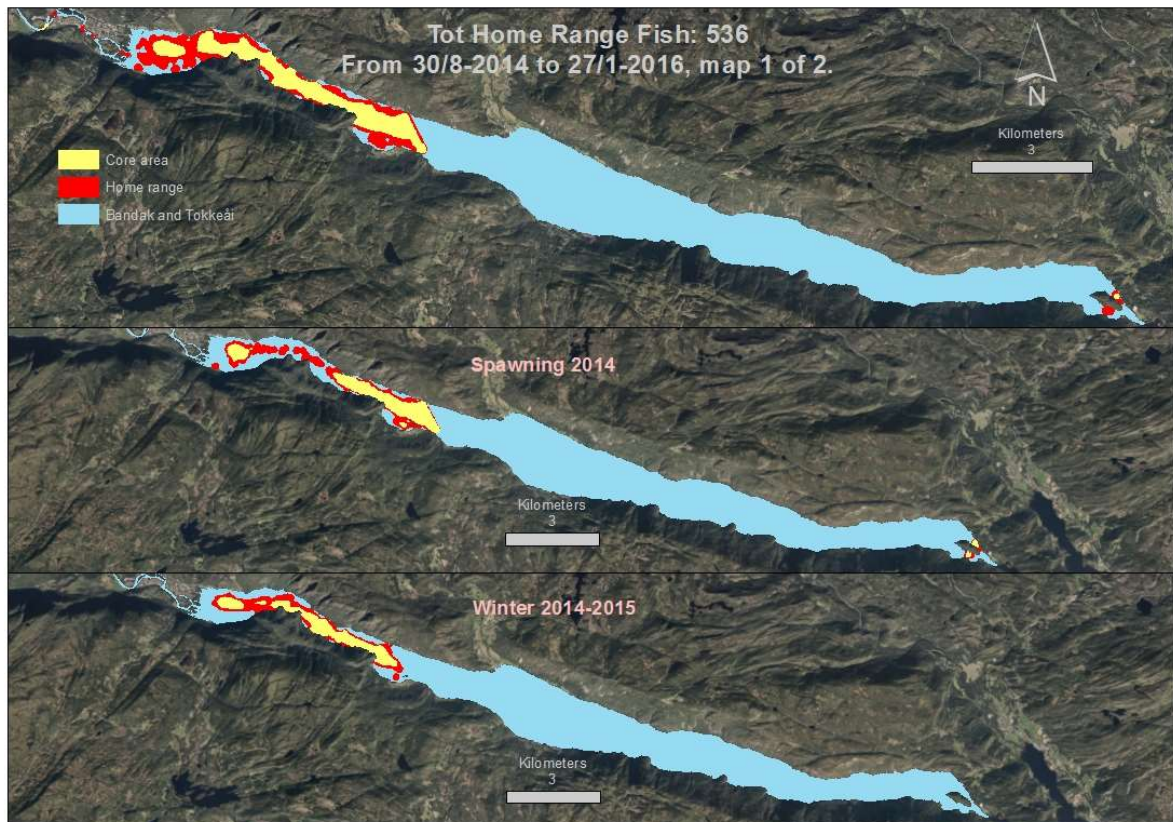
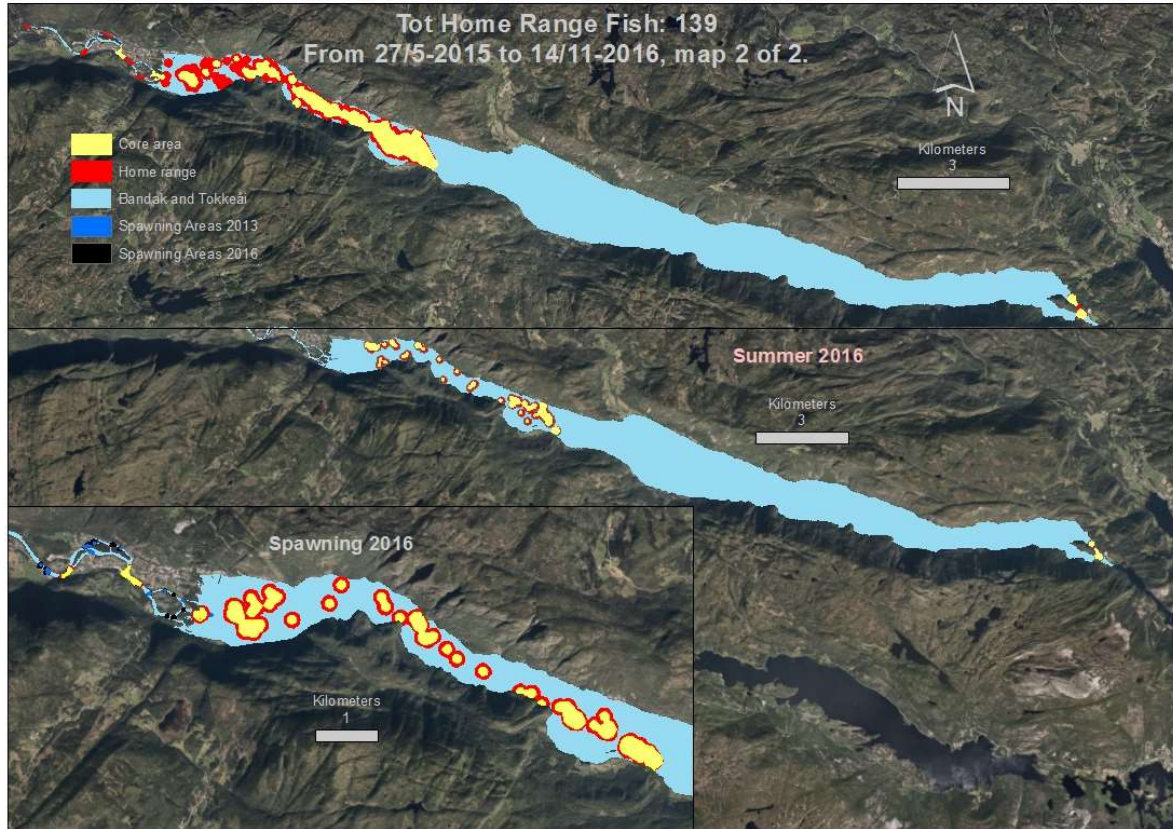


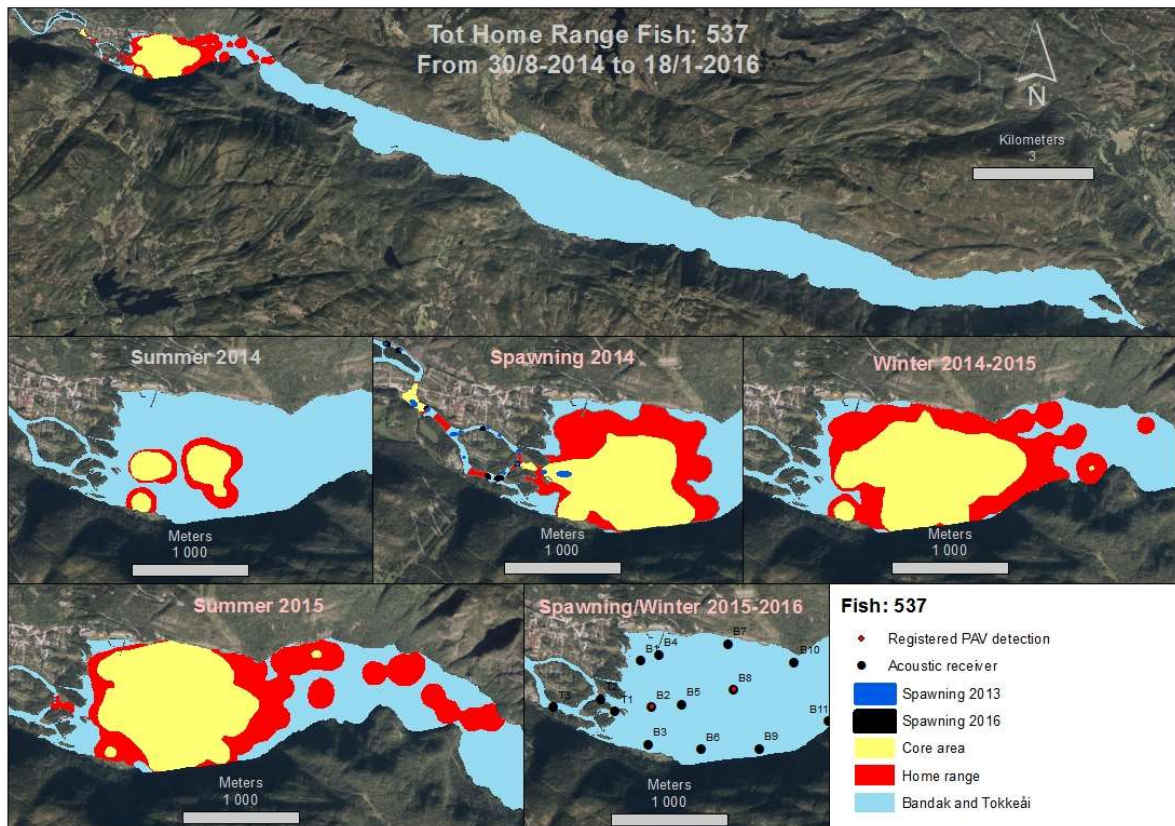
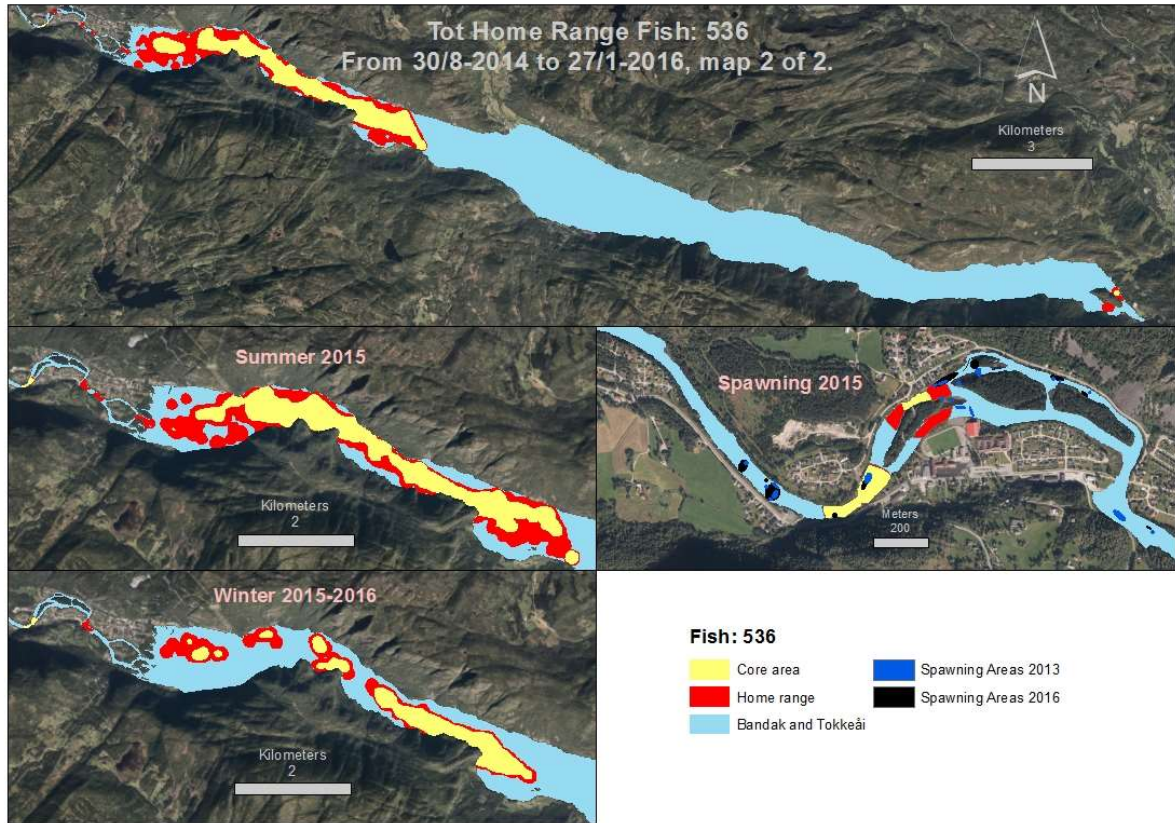


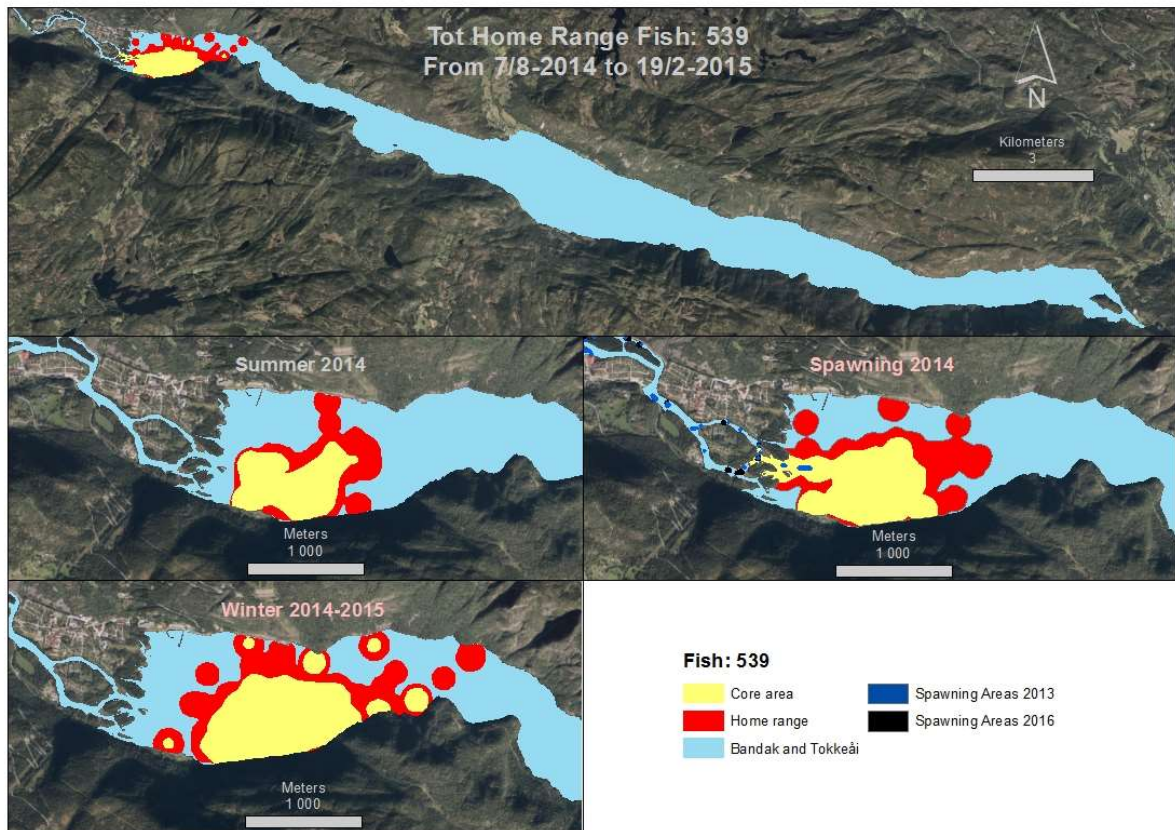
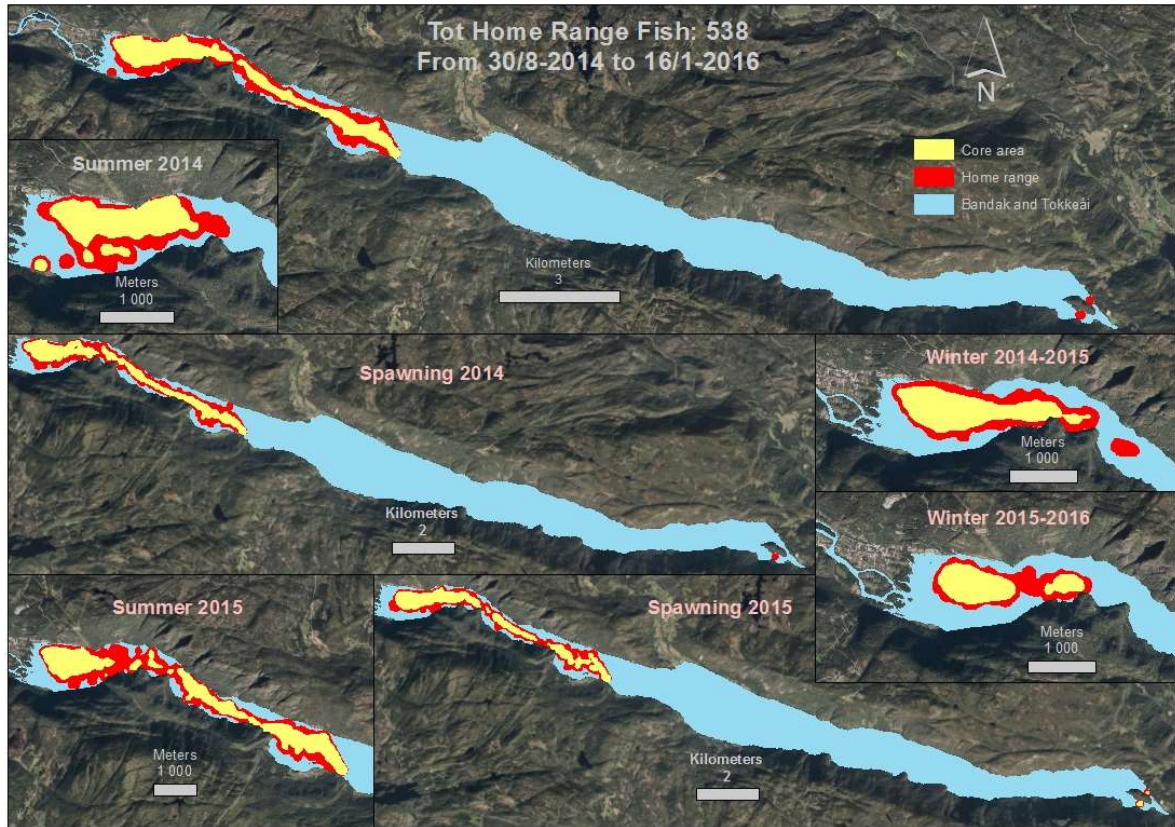


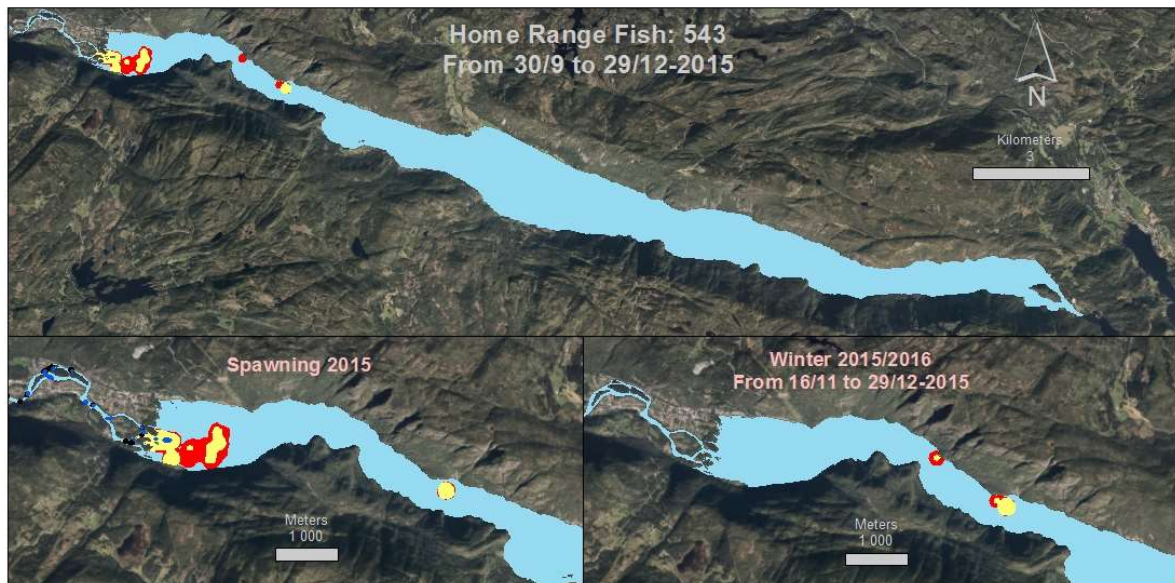
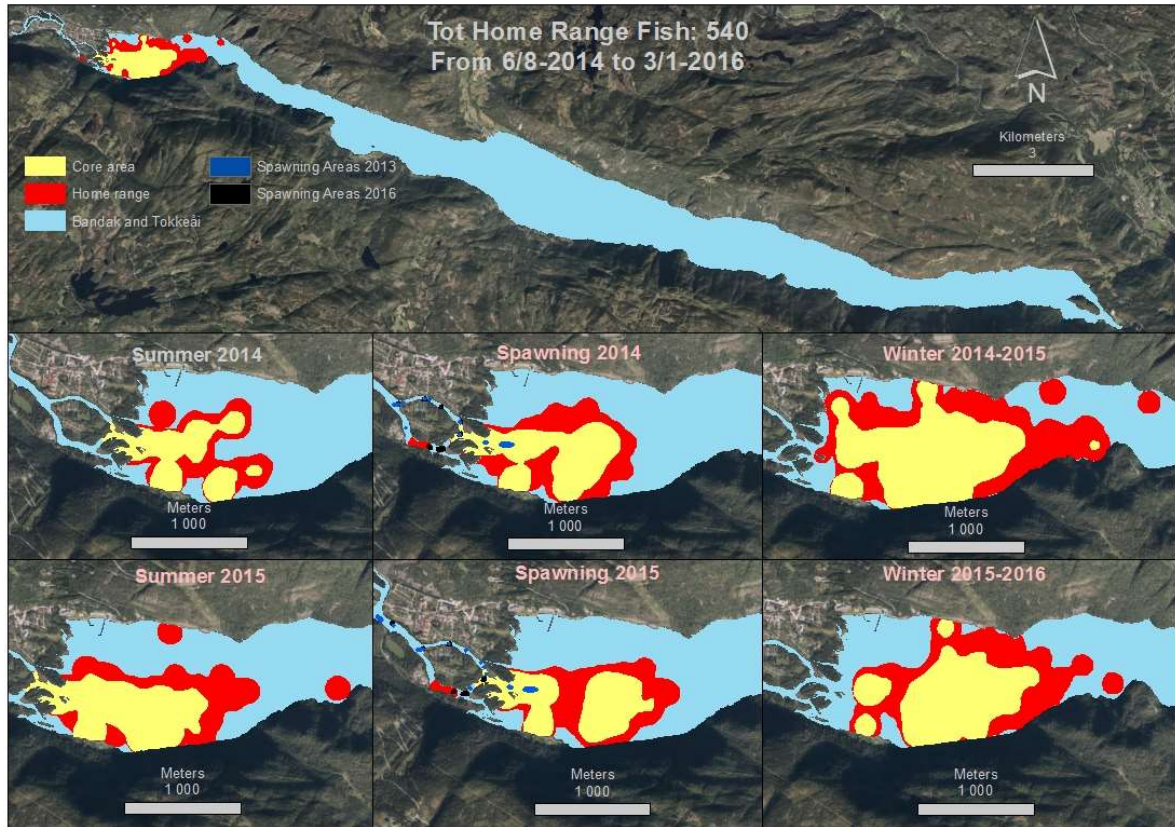


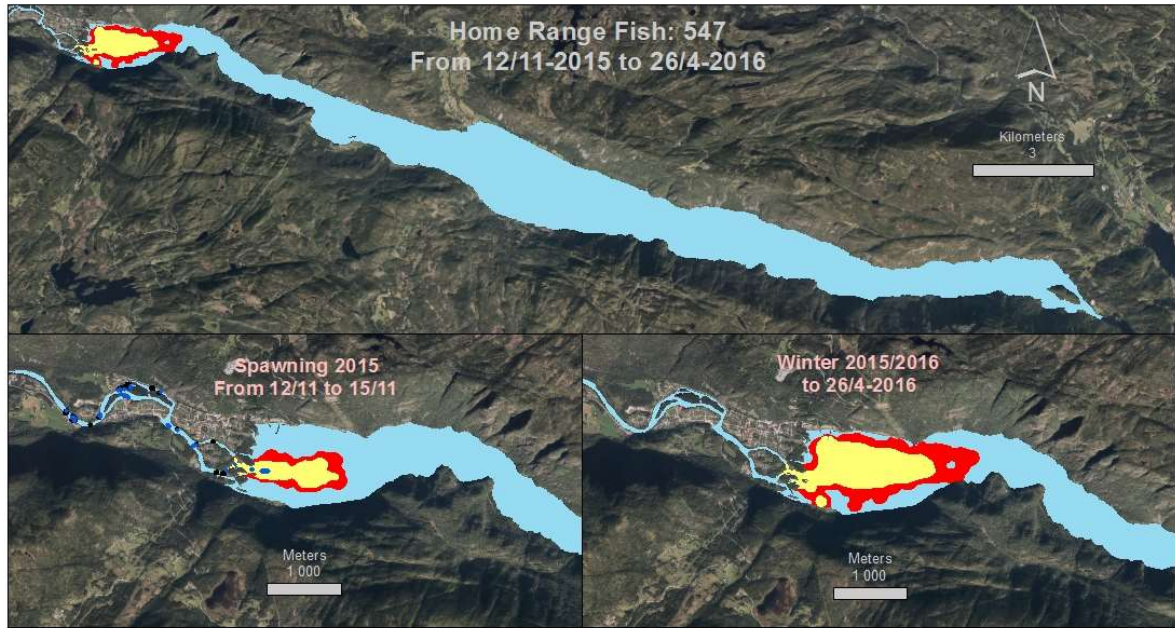






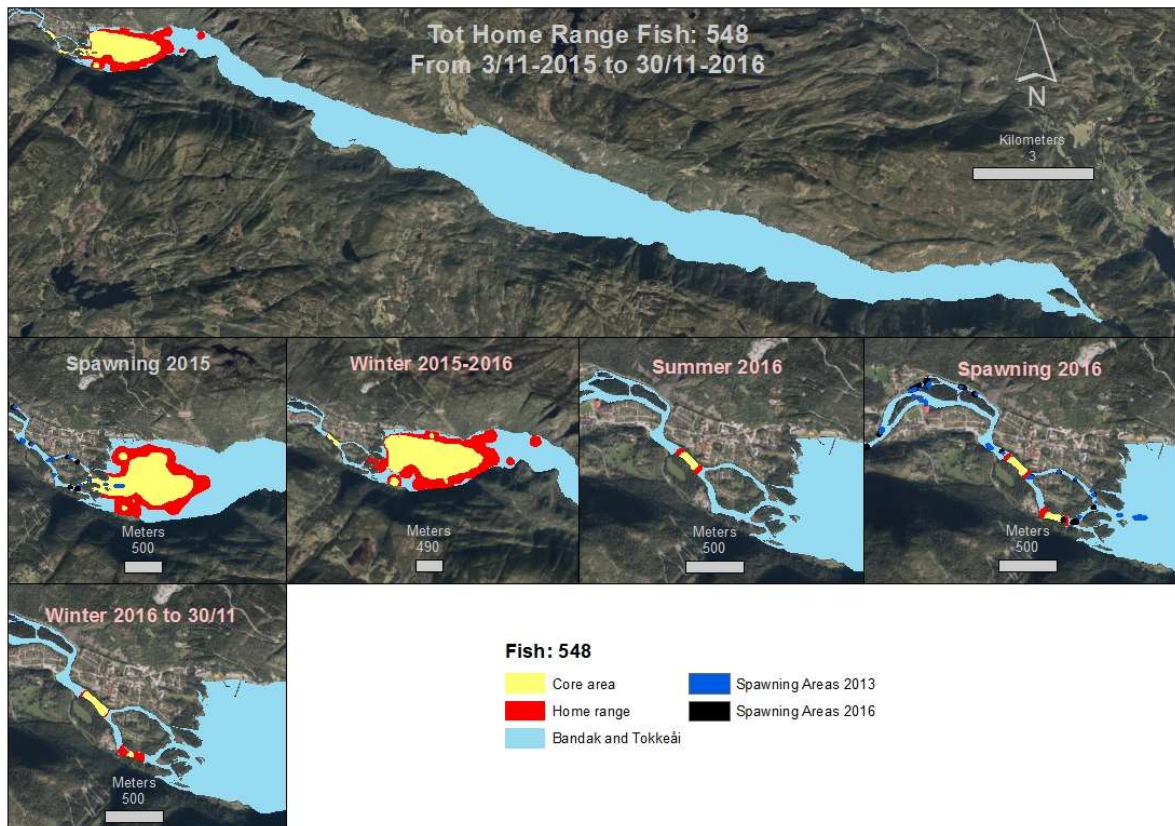






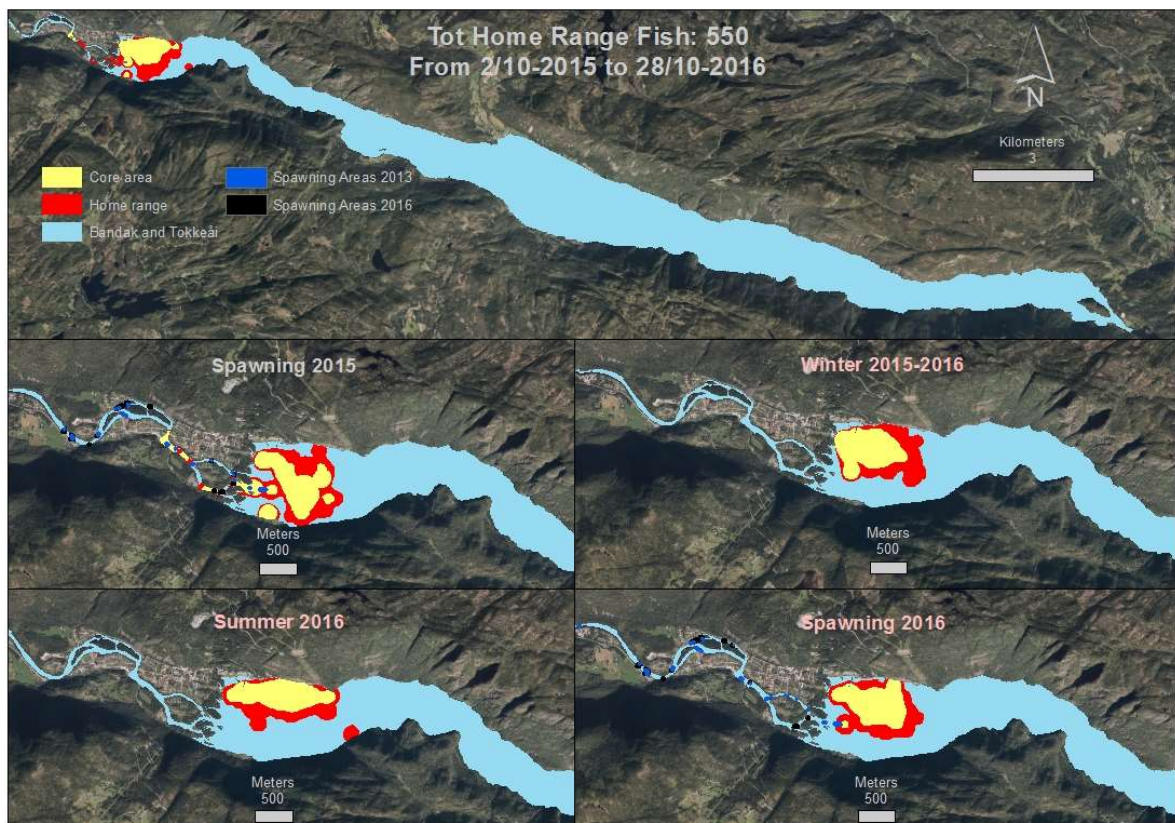
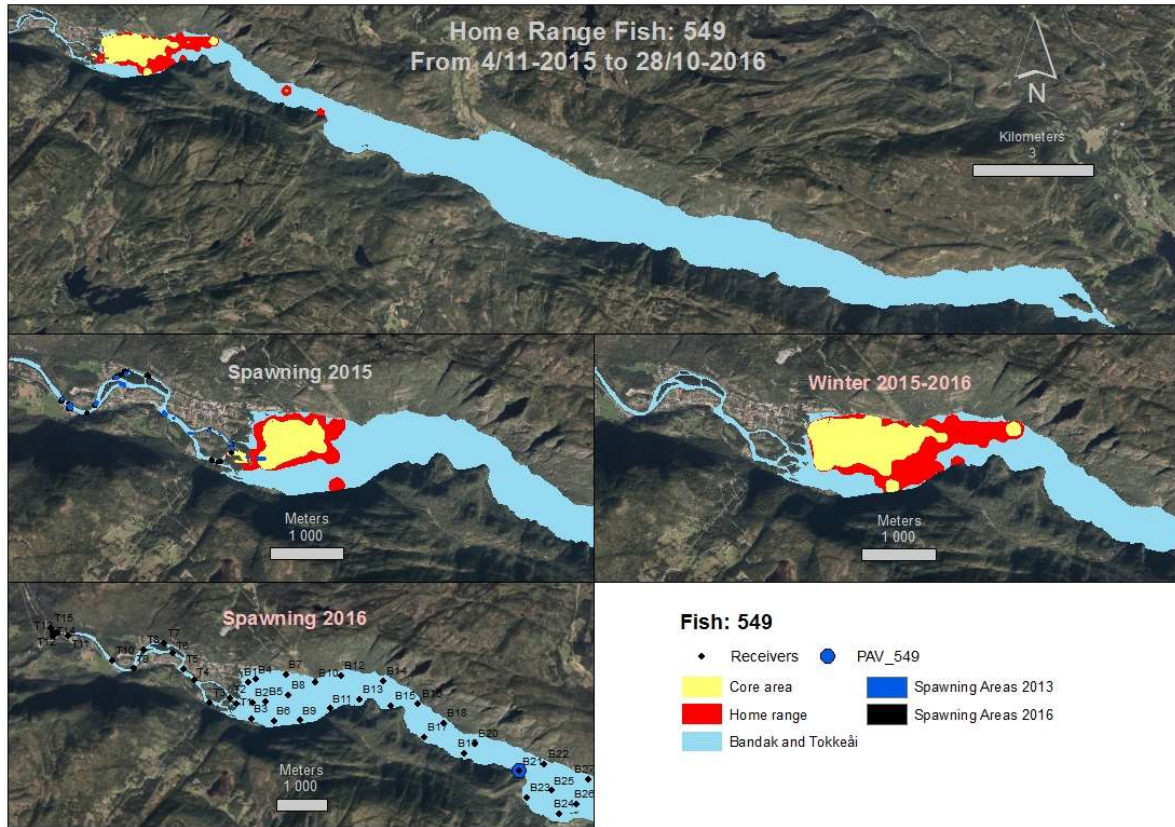
Fish: 547

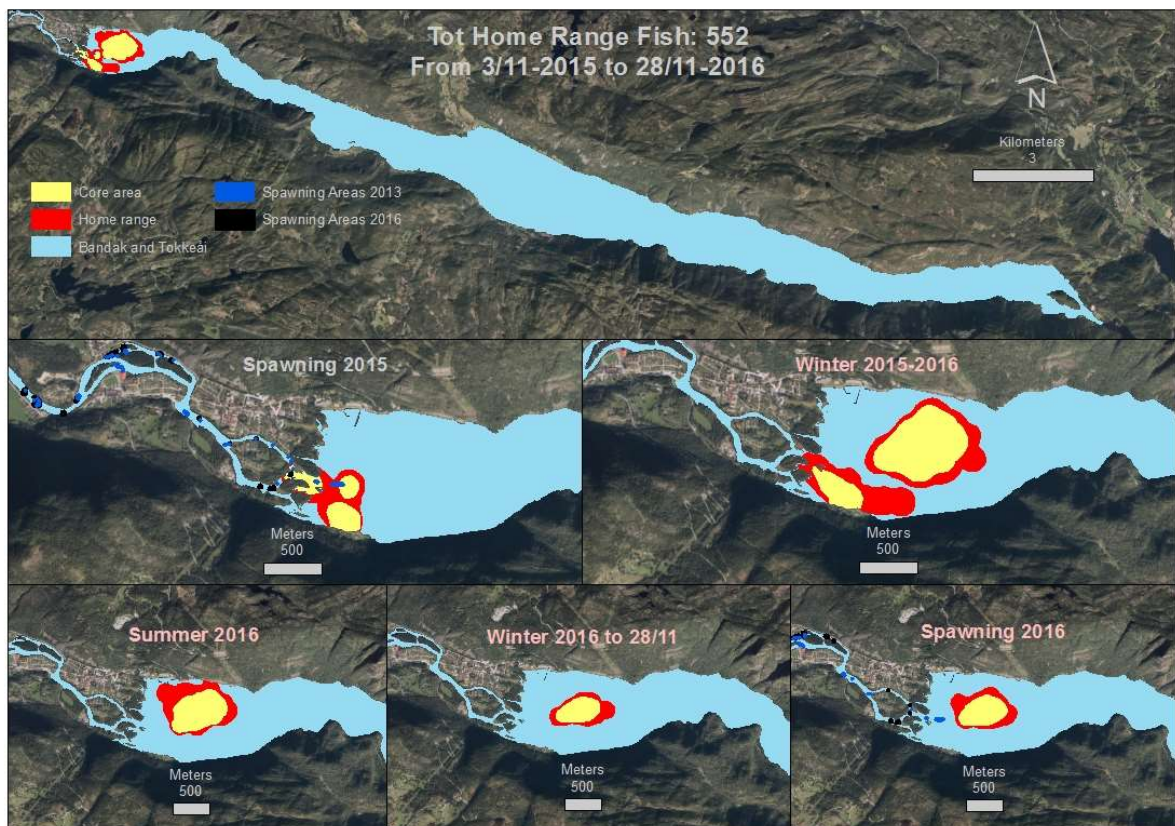
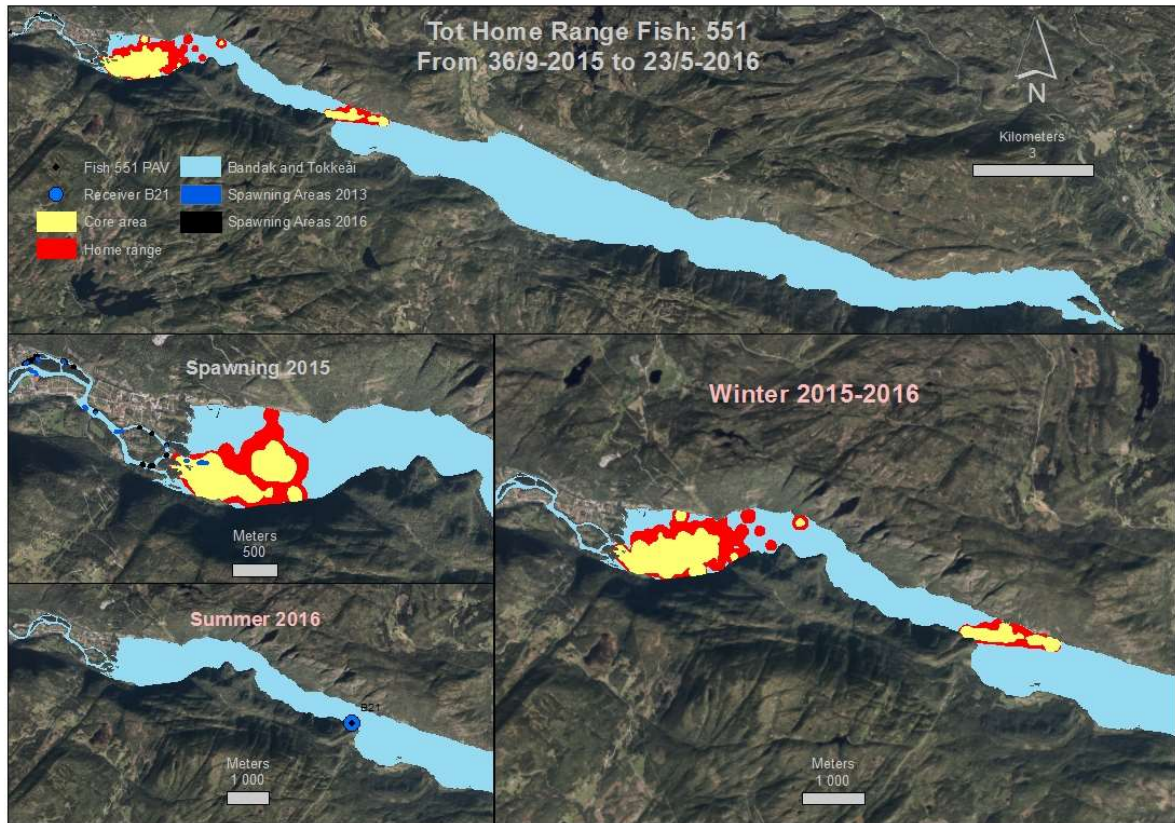
- Core area
- Home range
- Bandak and Tokkeåi
- Spawning Areas
- Spawning Areas 2016

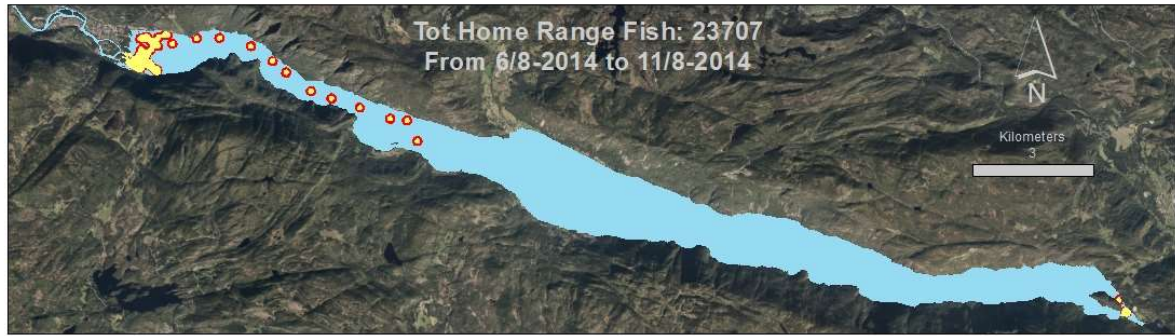


Fish: 548

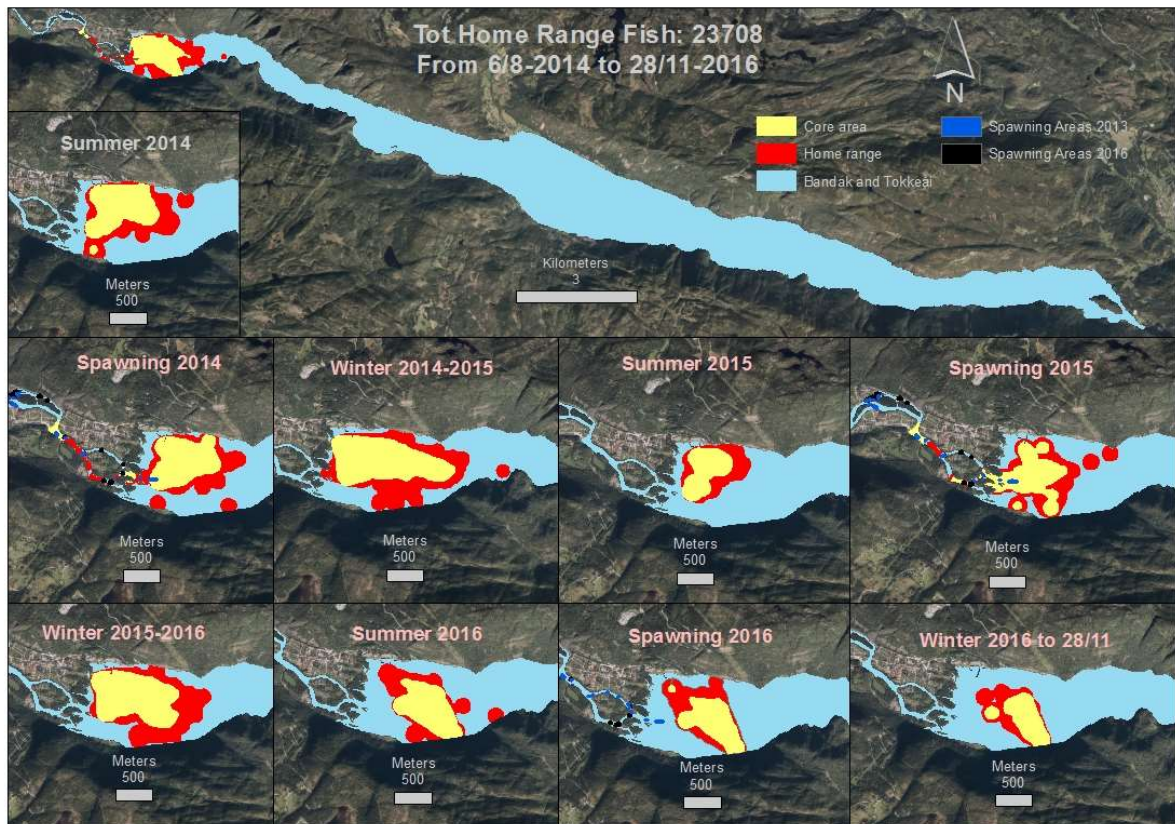
- Core area
- Home range
- Bandak and Tokkeåi
- Spawning Areas 2013
- Spawning Areas 2016

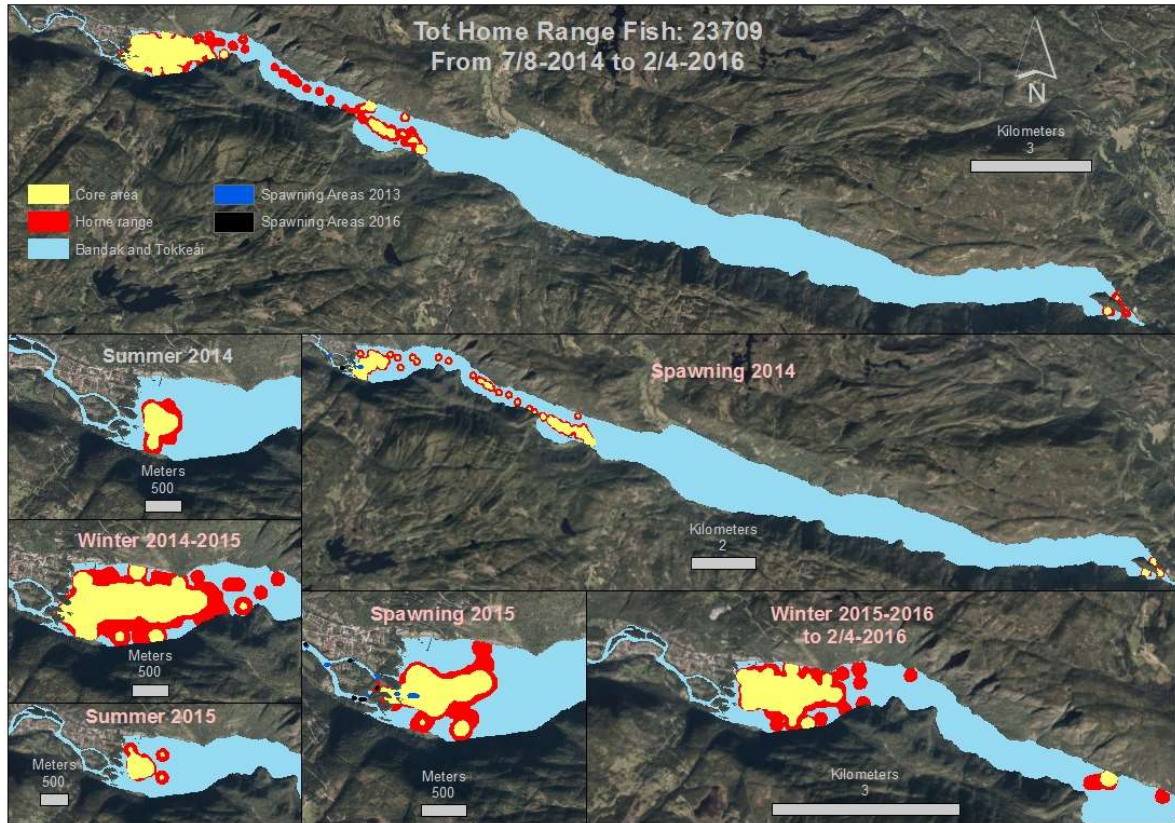




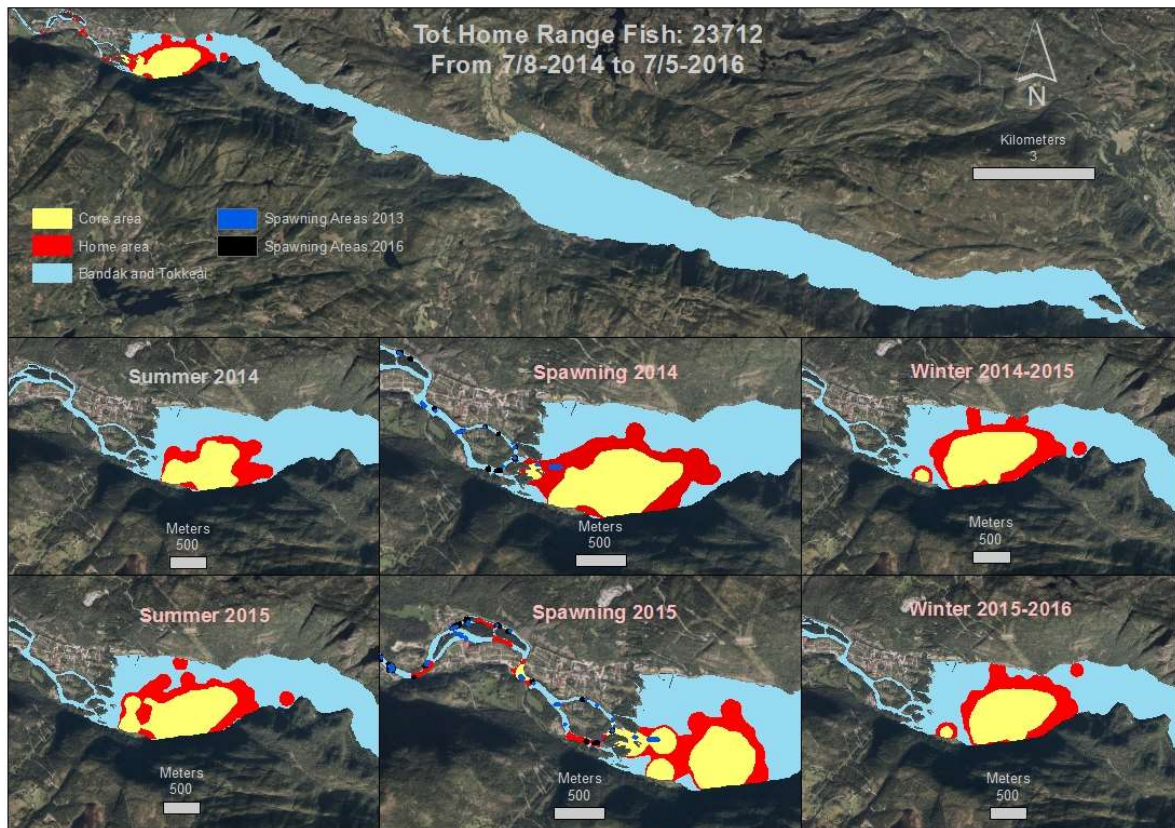
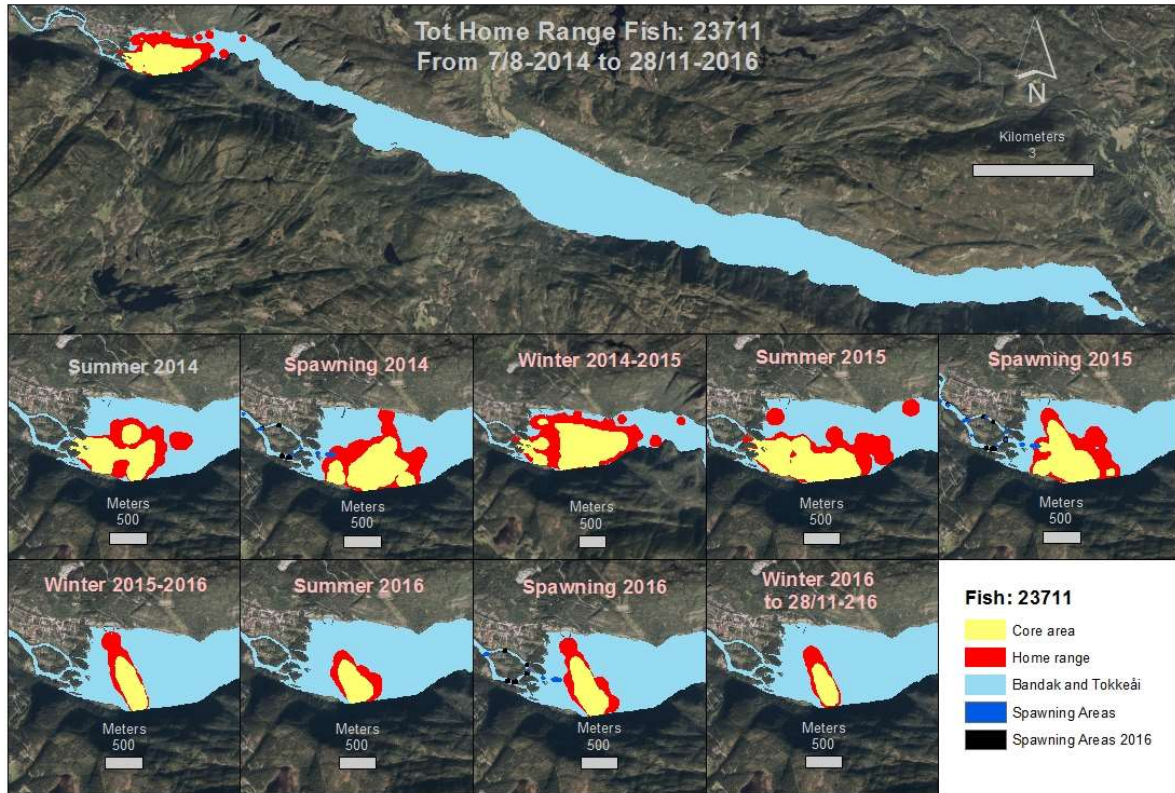


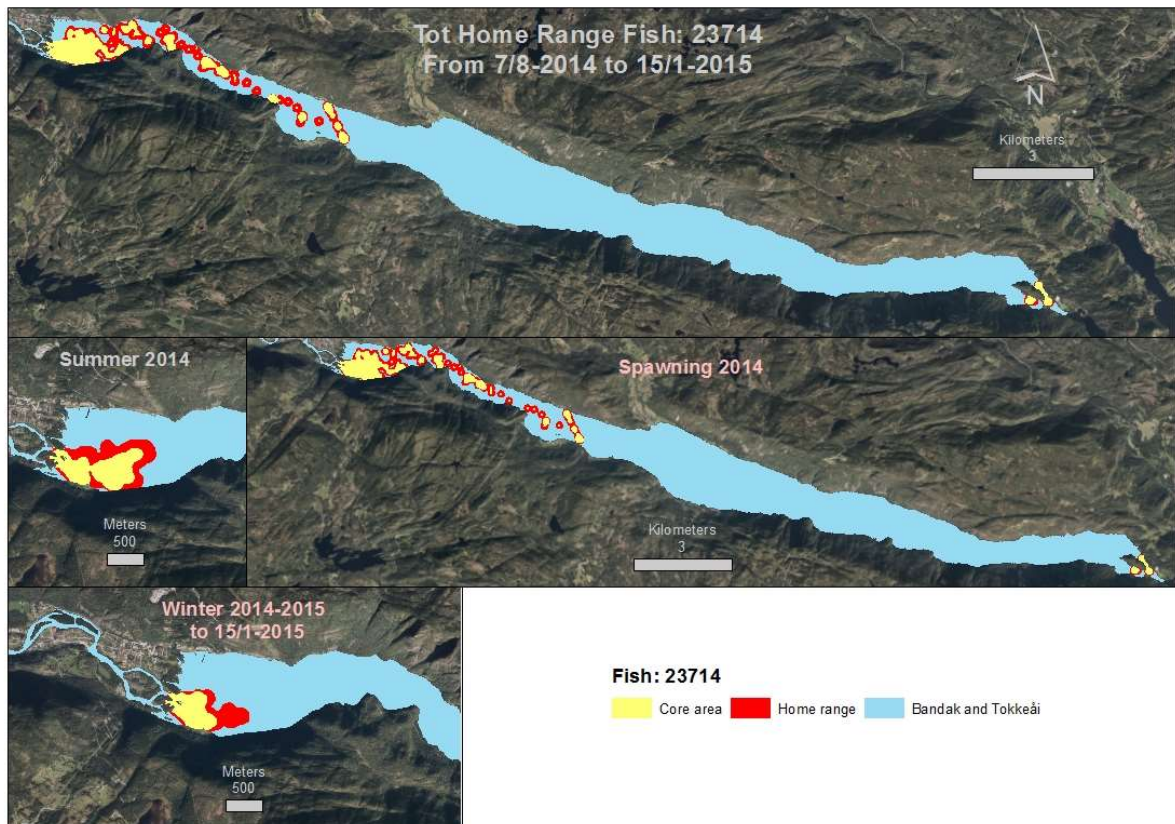
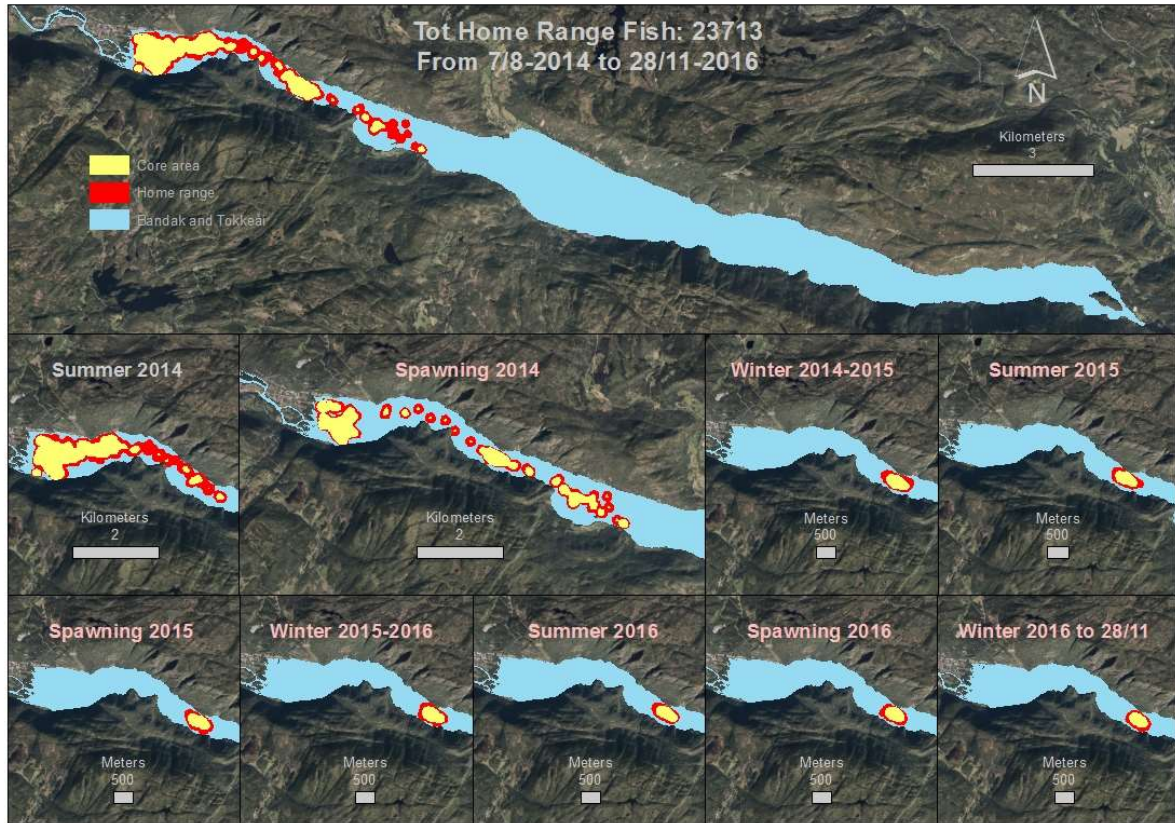
Fish: 23707
Core area Home range Bandak and Tokkeåi

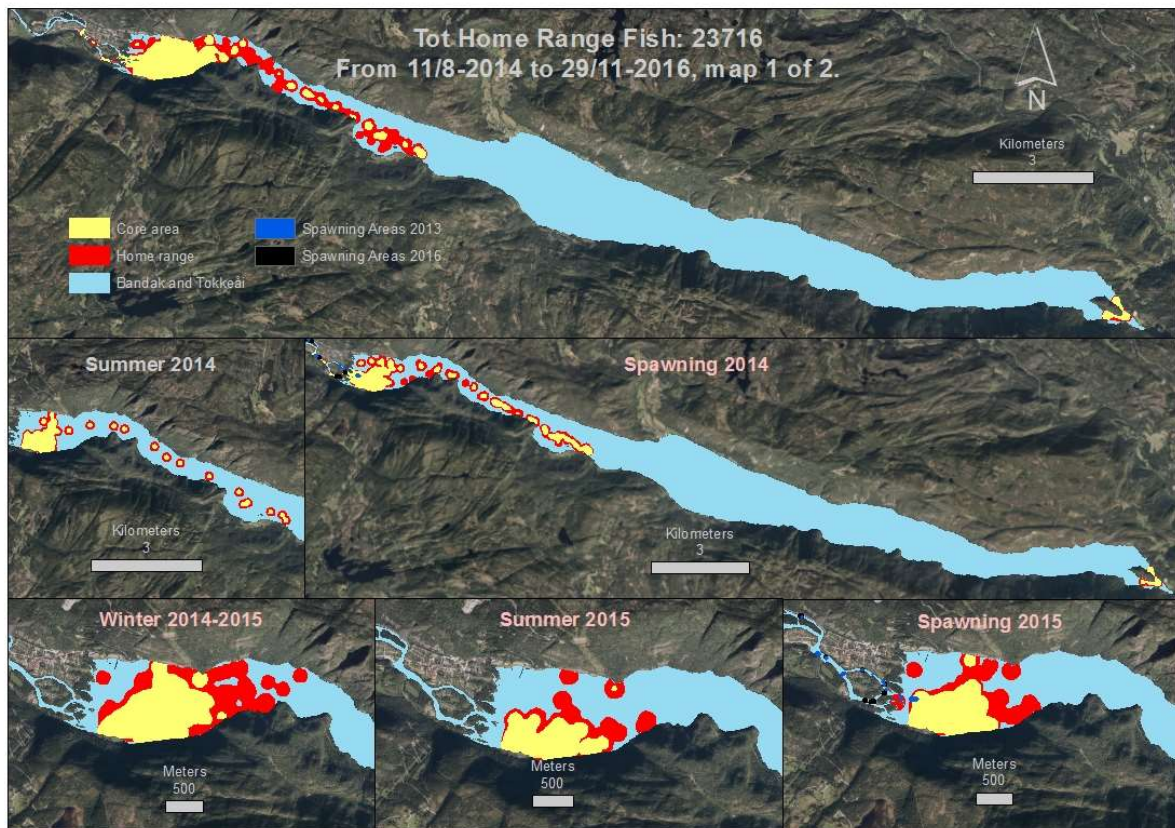
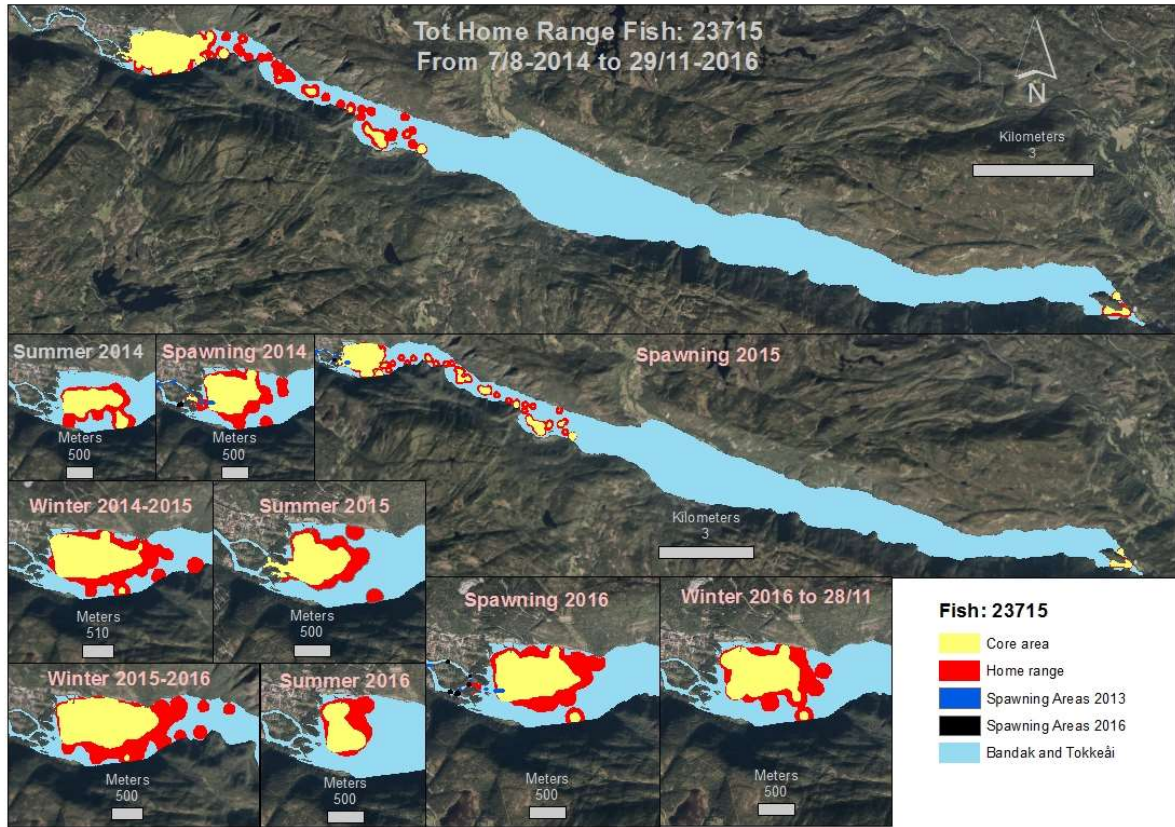


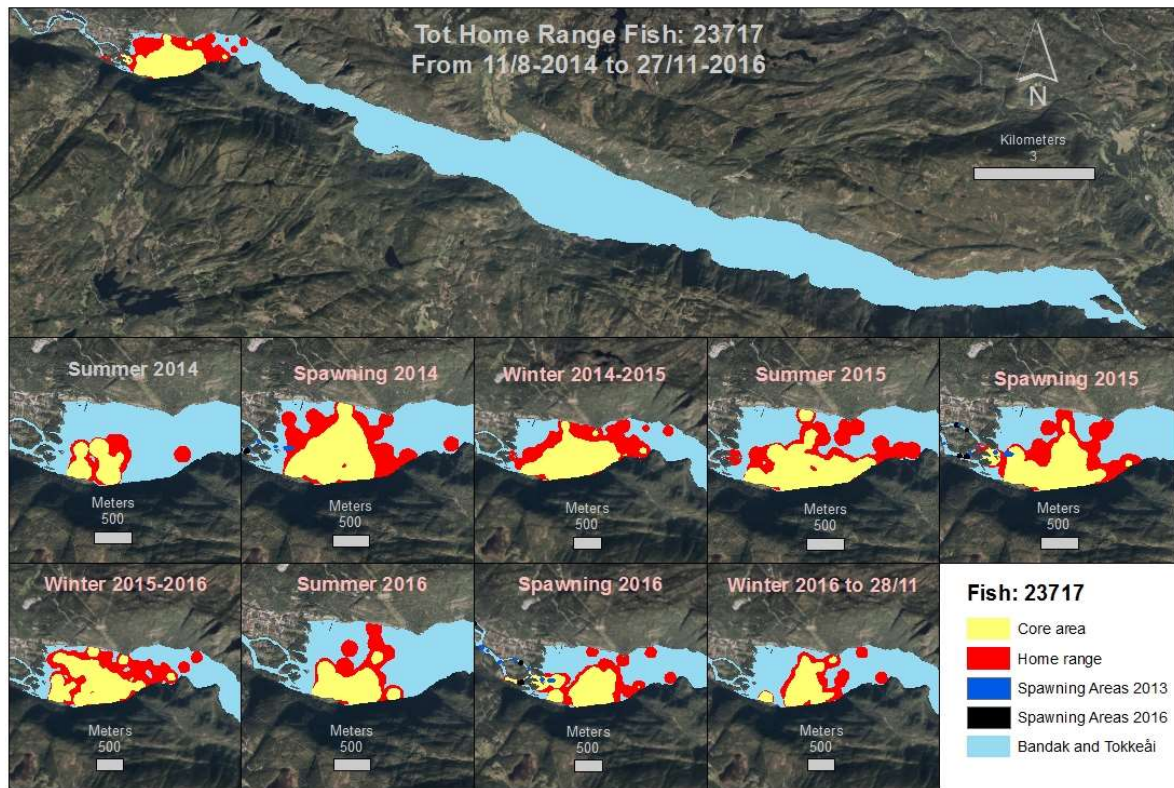
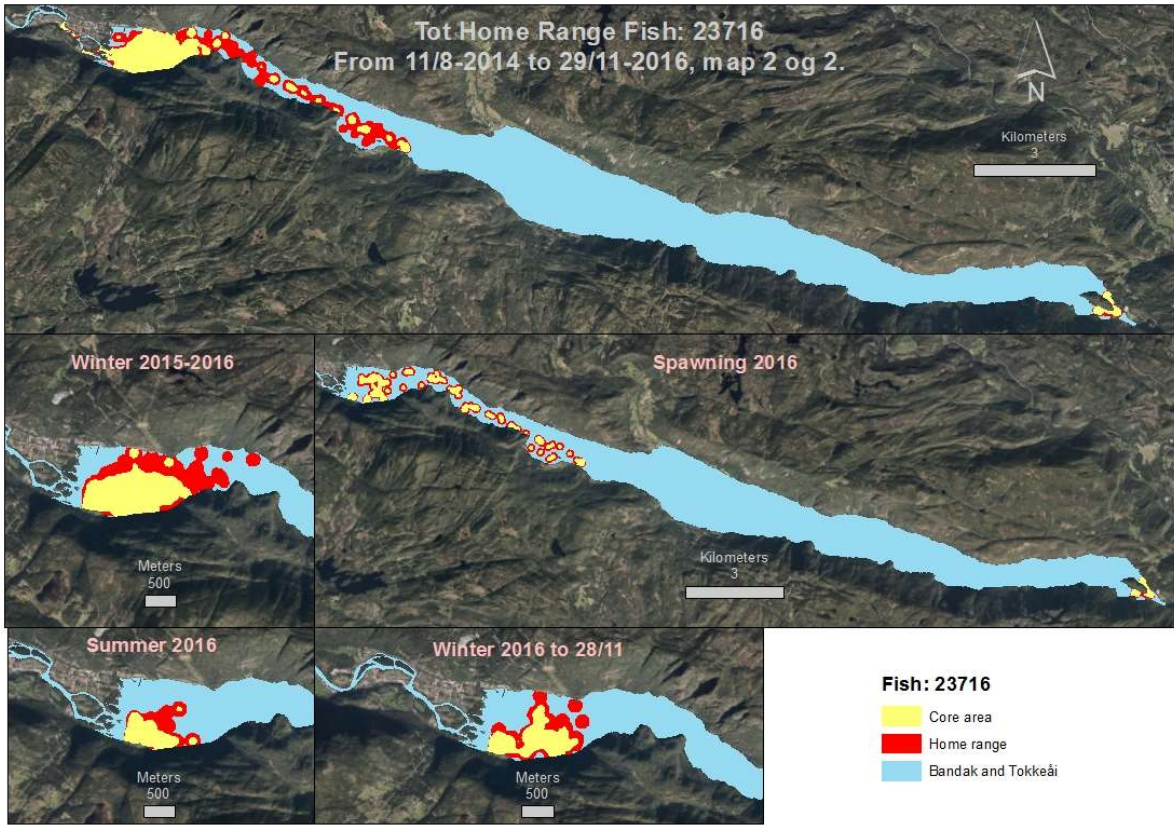


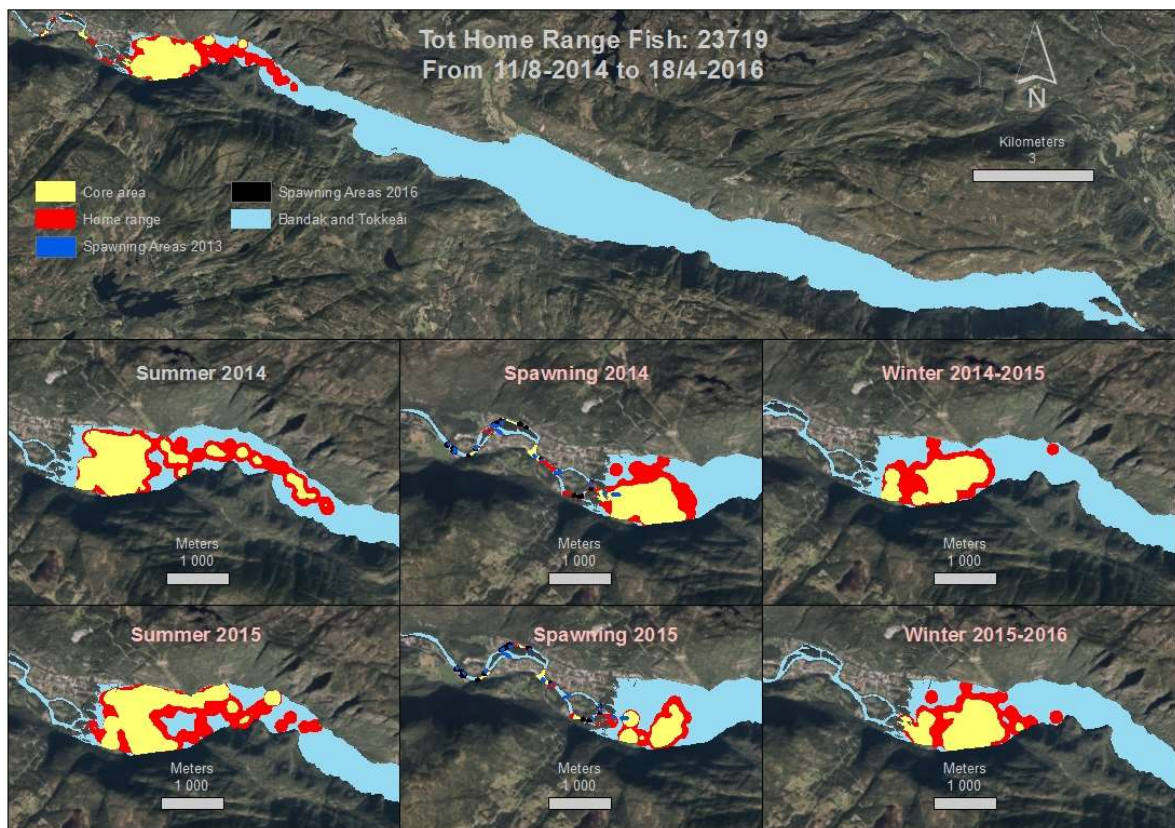
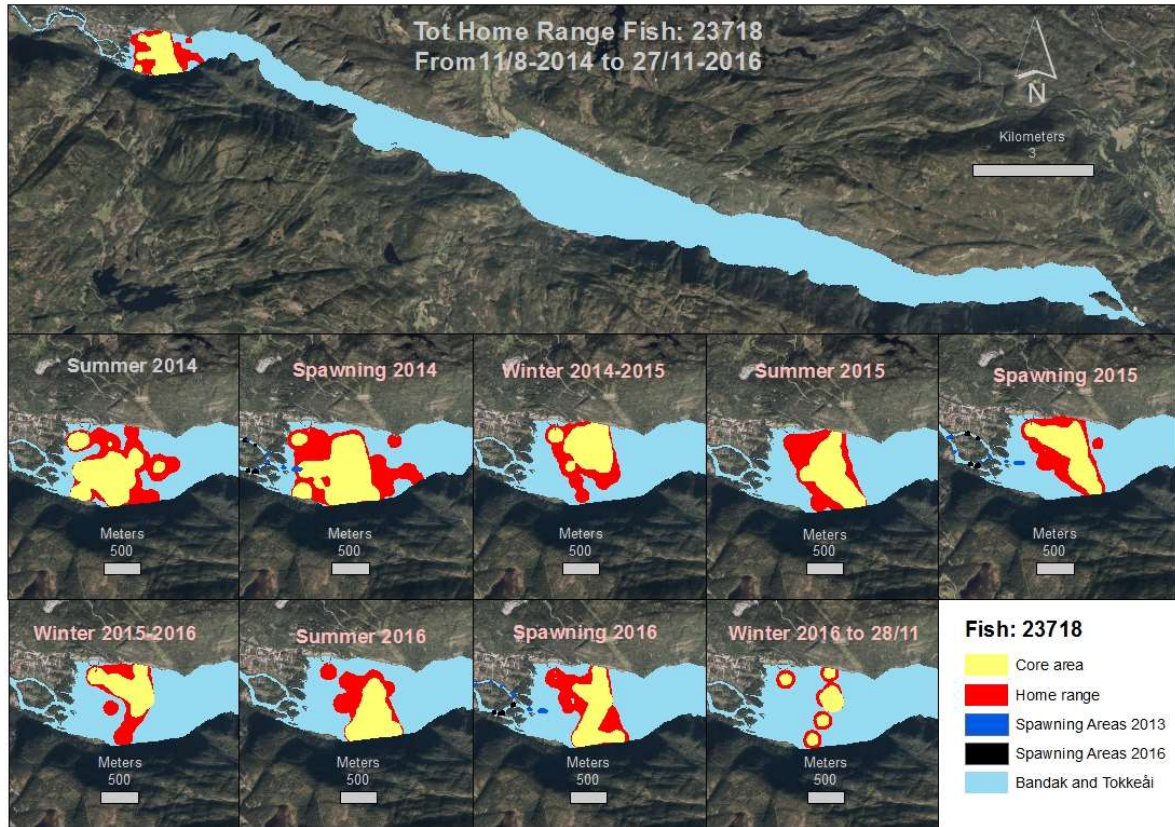
Fish: 23710
Core area (Yellow) Home range (Red) Bandak and Tokkeåi (Light Blue)

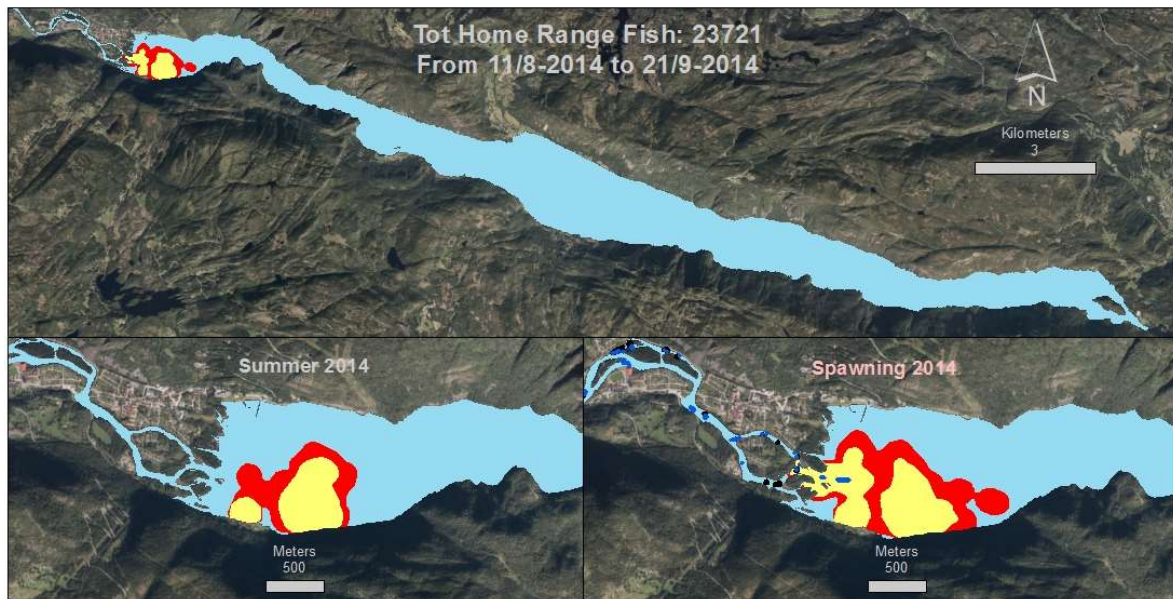
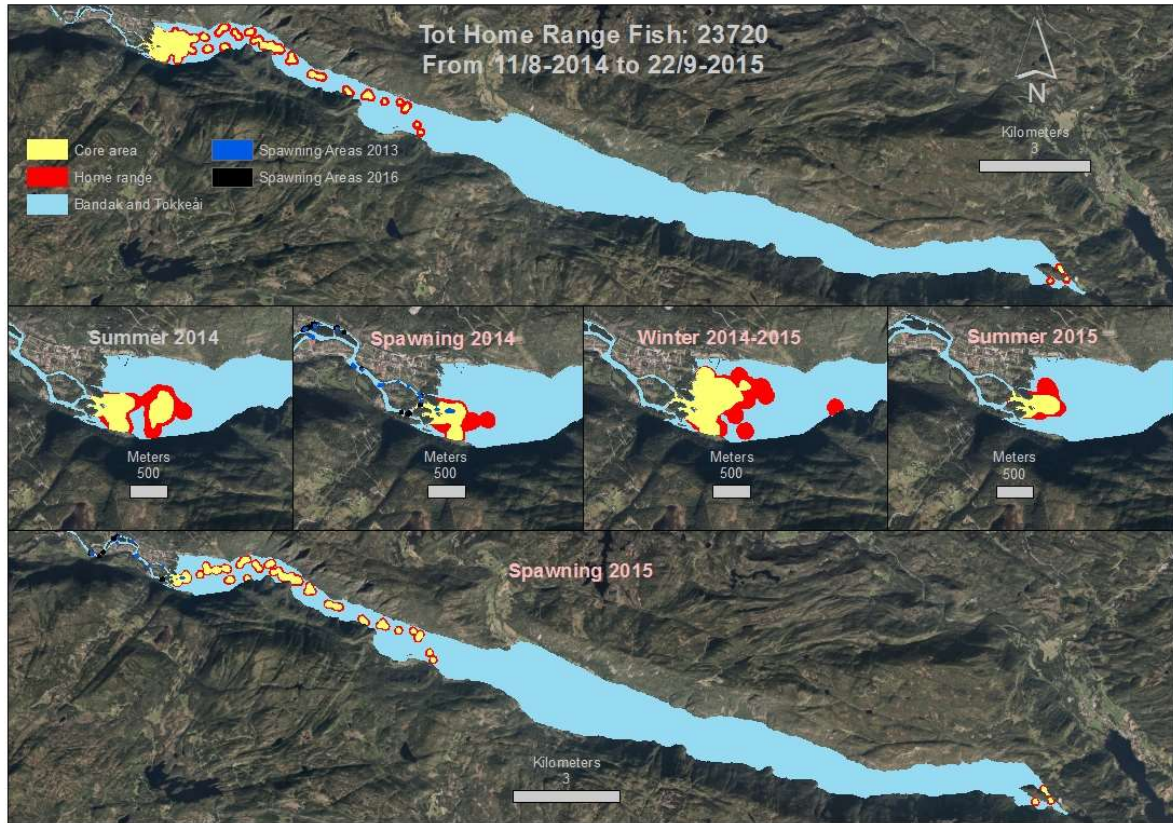






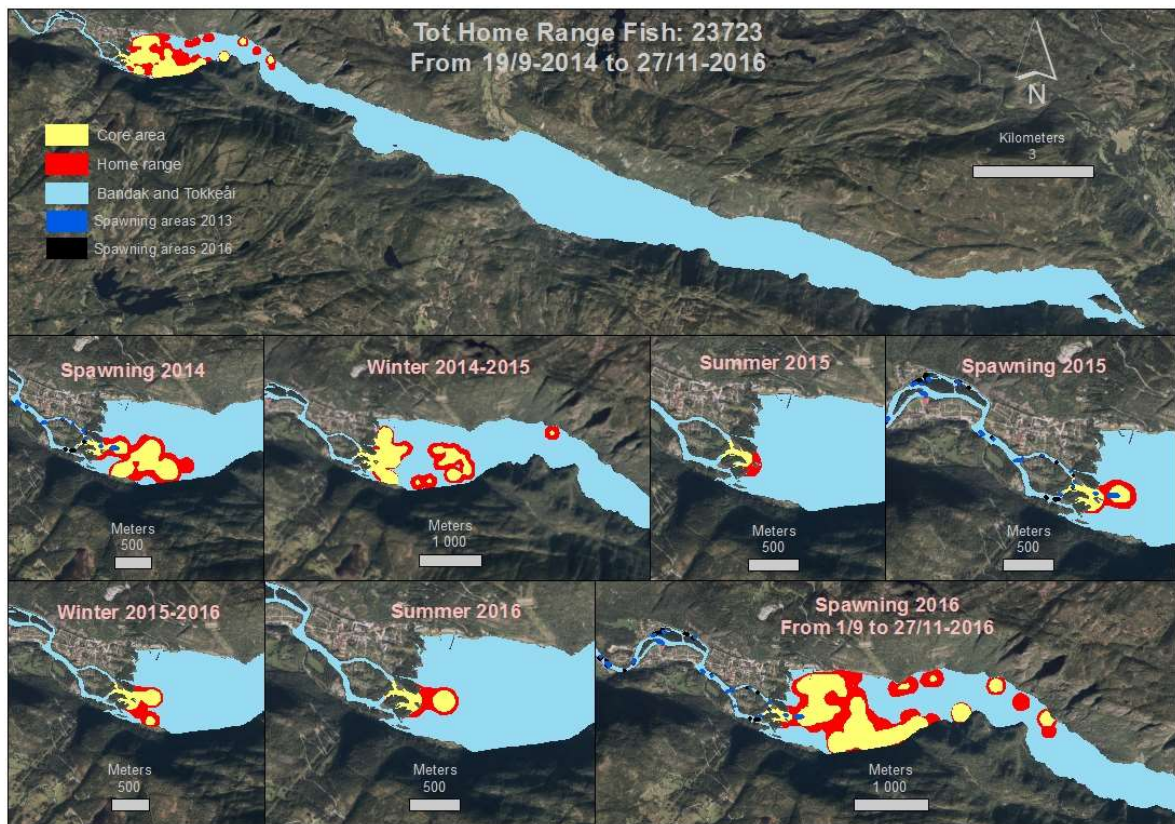
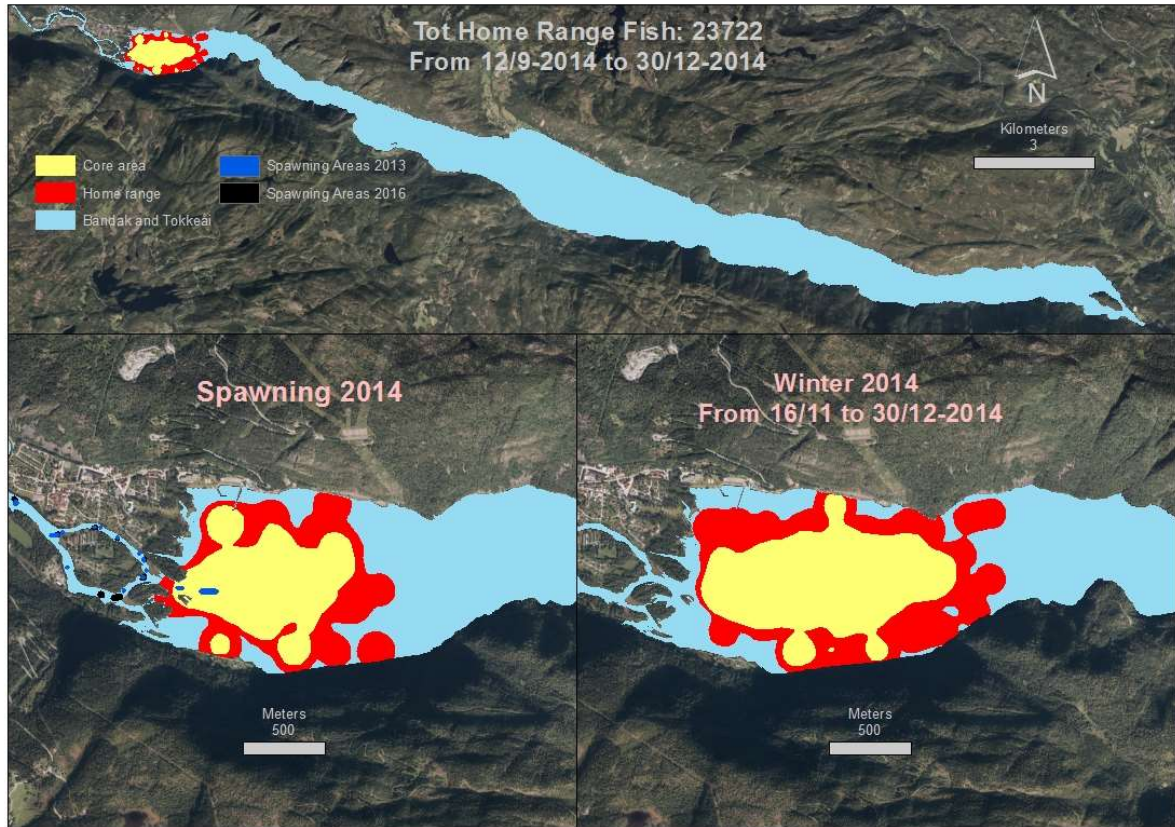


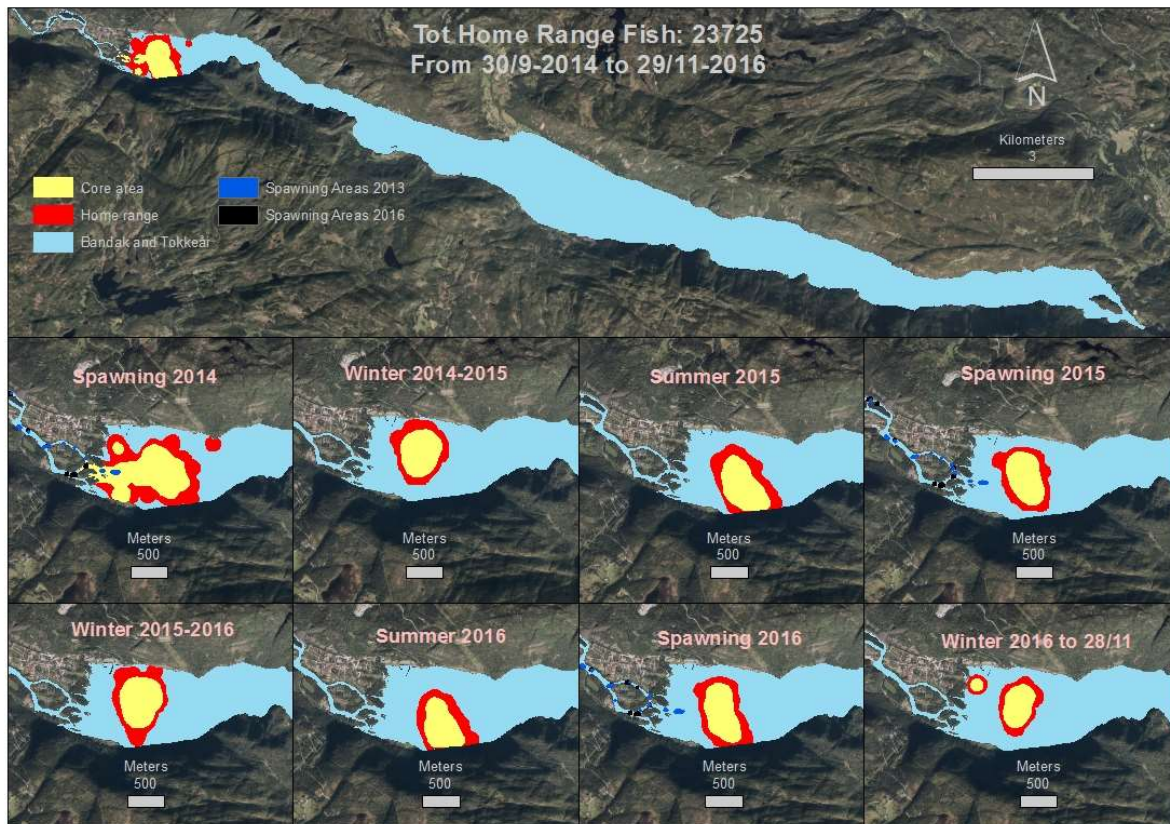
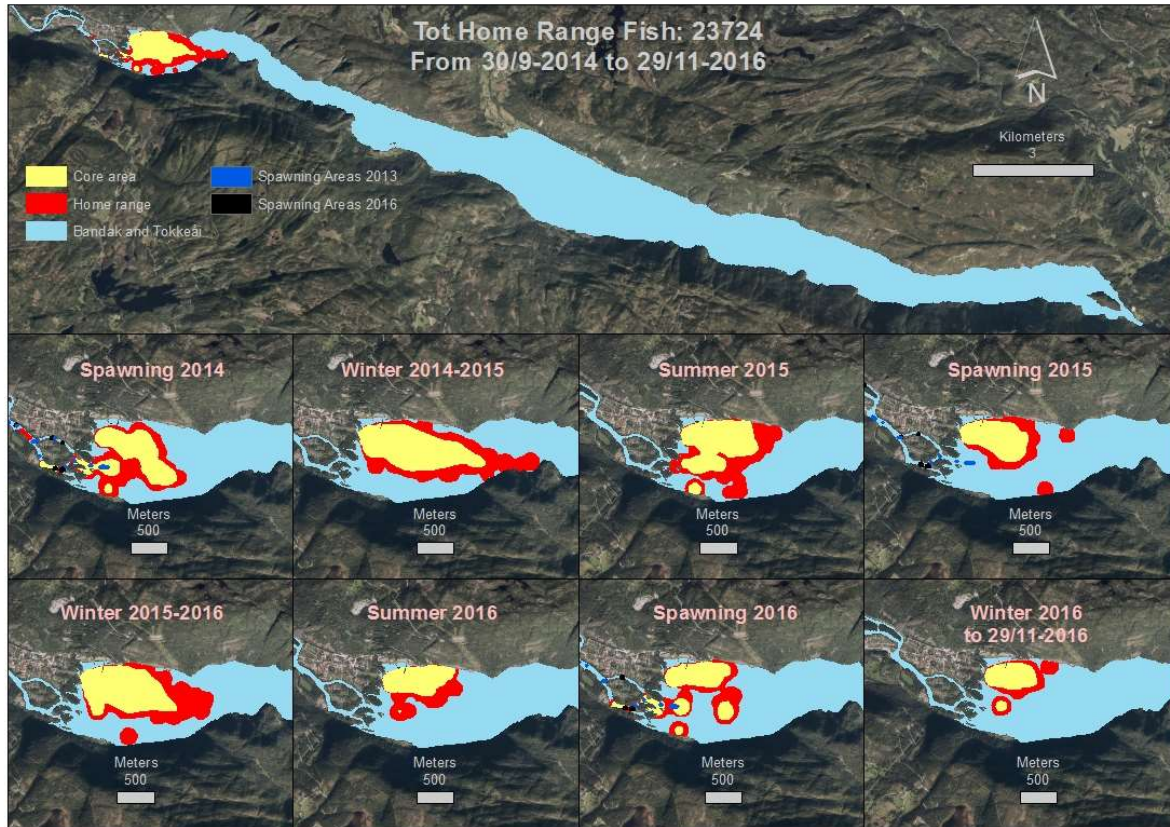


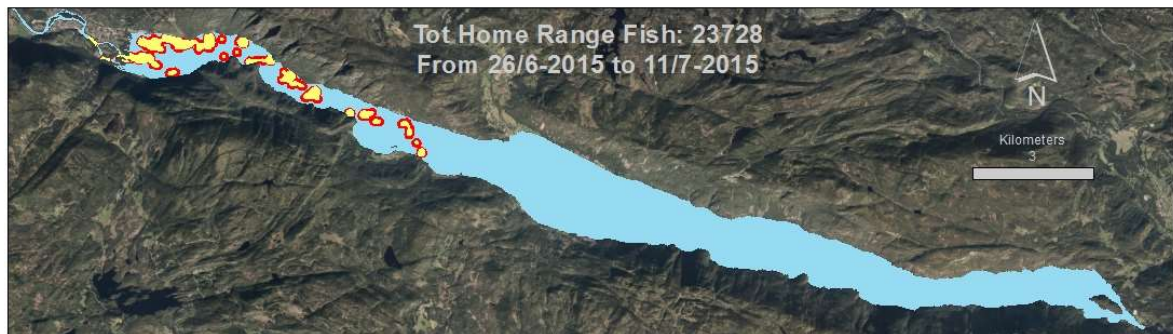
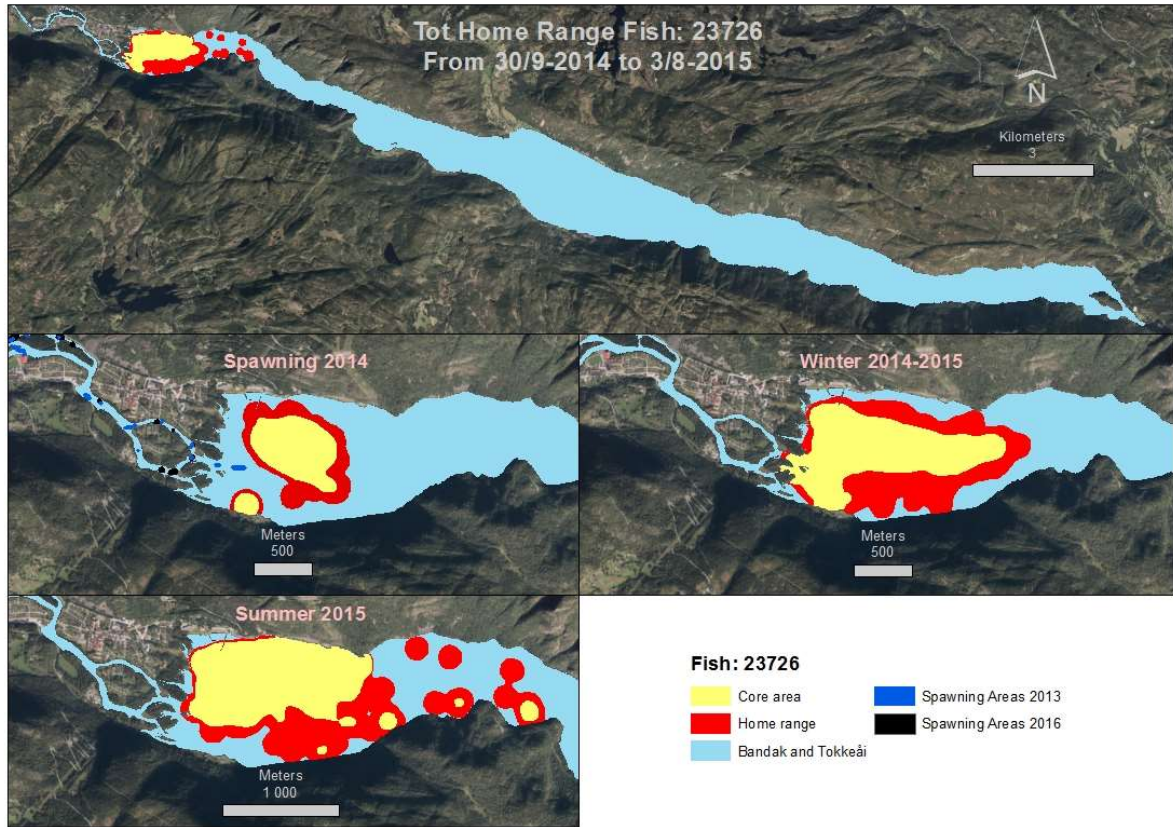


Fish: 23721



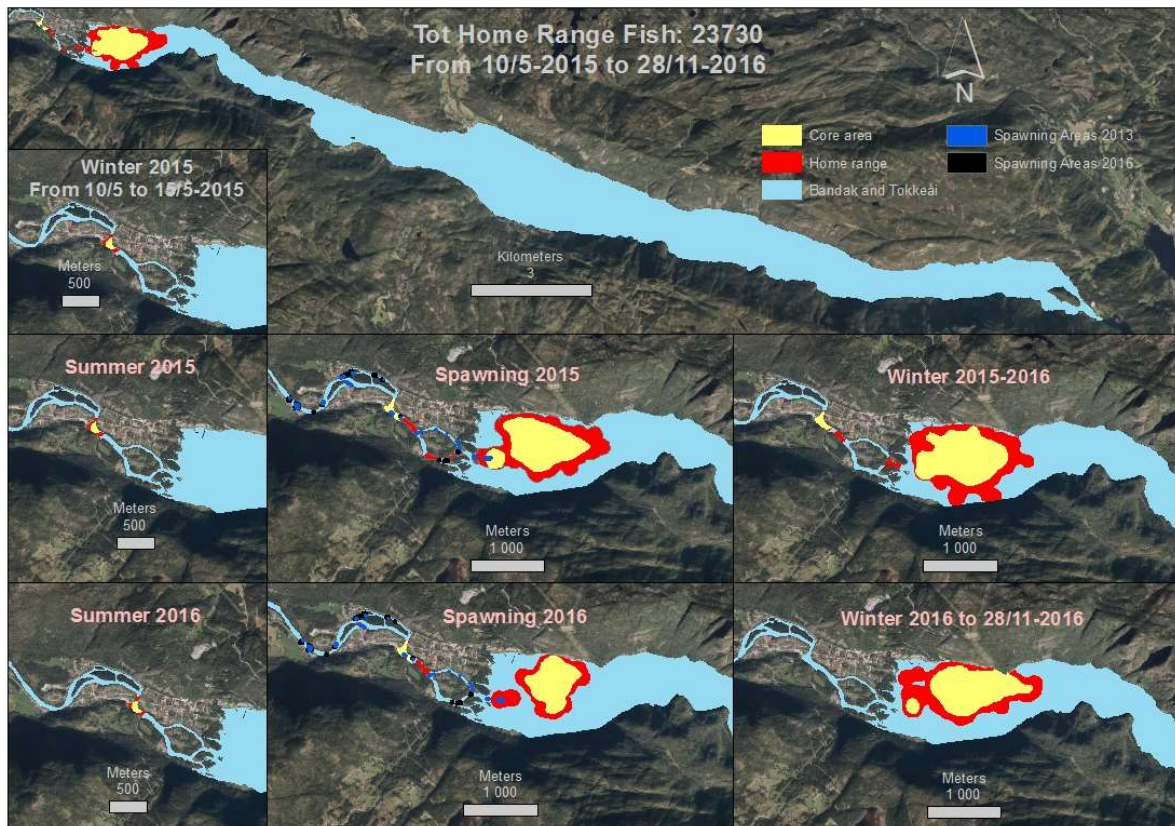
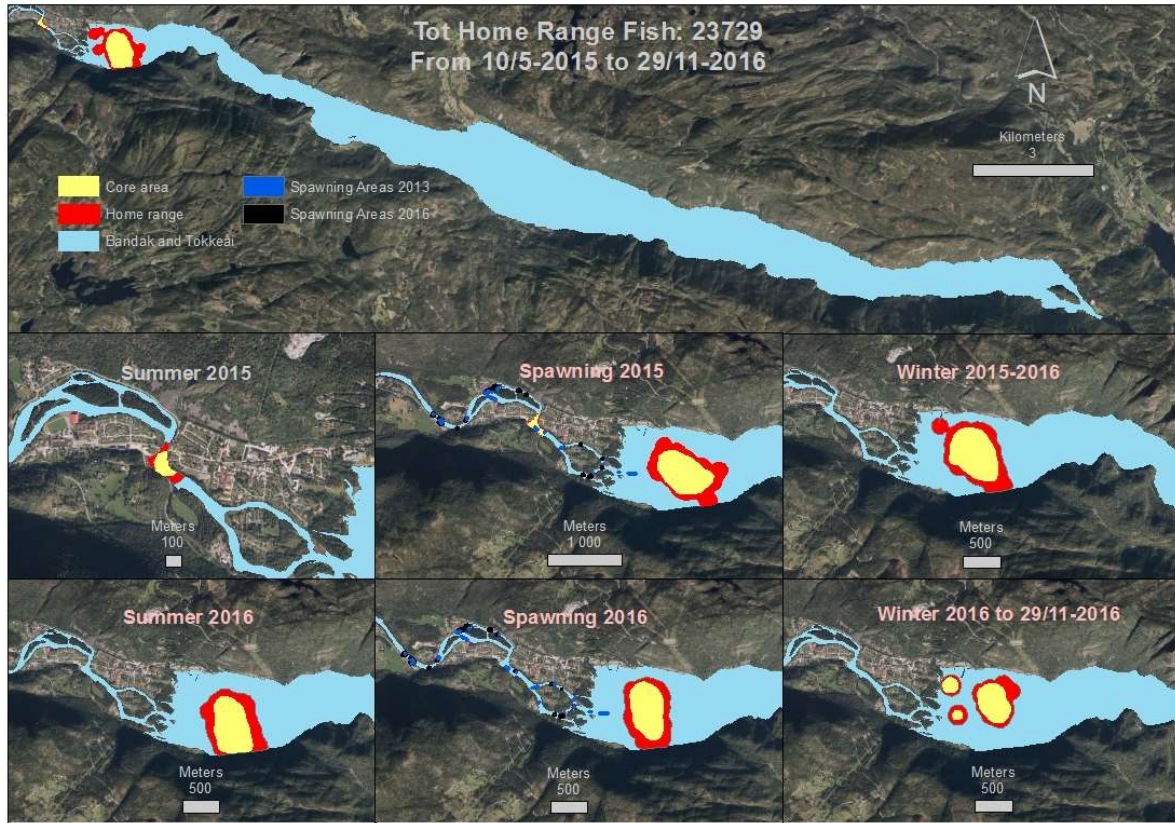






Fish: 23728

- Core area
- Home range
- Bandak and Tokkeåi



VEDLEGG 5 INDIVIDER MERKET, FANGSTSTED OG TOTALT HJEMME (90%) OG KJERNEOMRÅDE (50%) 2014-2016

Gule er pelagisk merket ørret (ID 23713 regnet som pelagisk).

ID	Navn	Lengde mm	Vekt g	Dato	Fangststed	Tot. 90th km2	Tot. 50th km2
23707	Olav	370	600	06.08.2014	Brattestå	1,39	0,76
23708	Halvor	355	400	06.08.2014	Utløp nord	1,67	0,92
23709	Harald	379	545	06.08.2014	Delta	3,52	1,95
23710	Tonje	350	440	06.08.2014	Delta	2,12	1,17
23711	Birger	348	343	07.08.2014	Utløp sør	1,86	1,03
23712	Erik	385	543	07.08.2014	Delta	1,64	0,91
23713	Odd	390	552	07.08.2014	Delta	3,39	1,88
23714	Eirik	350	400	07.08.2014	Utløp sør	3,24	1,78
23715	Yvonne	380	500	07.08.2014	Delta	3,66	2,02
23716	Helge	425	603	11.08.2014	Hvit bøye Brattestå	4,05	2,24
23717	Eline	365	415	11.08.2014	Hvit bøye Brattestå	2,07	1,15
23718	Andrea	345	313	11.08.2014	Hvit bøye Brattestå	1,36	0,75
23719	Even	350	360	11.08.2014	Hvit bøye Brattestå	2,70	1,50
23720	Ålen	385	360	11.08.2014		2,57	1,43
23721	Kaja	380	450	11.08.2014	Hvit bøye	0,93	0,52
23722	Tia	425	675	11.09.2014	Delta sør	1,61	0,89
23723	Jan	450	884	19.09.2014	Utløp nord	1,82	1,01
23724	Per Tommy	345	424	30.09.2014	Delta storruse	1,63	0,90
23725	Maja	360	412	30.09.2014	Delta utløp nord	1,19	0,66
23726	Eivind	372	480	30.09.2014	Delta ved brygga	1,96	1,09
540	Frank	490	1350	06.08.2014	Delta	1,89	1,05
539	Endre	466	980	07.08.2014	Hvit bøye Brattestå	1,77	0,98
538	Ivar	420	717	19.08.2014	Ivarflaten	4,64	2,58
537	Bjarne	460	850	30.08.2014	Delta nord	2,29	1,27
536	Buddha	590	2700	30.08.2014	Hammarodden	4,95	2,75
91	Gunnar	620	3000	20.06.2015	Ytre fyret	5,02	2,79
111	Kaja2	480	1400	02.07.2015	Nedstrøms gangbro, nordløpet	0,03	0,02
113	Tore	740	5600	04.09.2015	Iverohylen	2,27	1,26
115	Johanna	490	1100	23.08.2015	Innenfor Tokke kraftverk	3,08	1,71
121	JamesBrown	750	5800	01.10.2015	Nedsiden nest øverste terskel	3,64	2,01
					Bak utlagt stein mellom geishul	3,18	1,75
123	CharlieBrown	620	2800	30.09.2015	og åmøte		
125	Benjamin	440	900	26.09.2015	Elvarheim ved parkering	0,05	0,03
127	Bubba	500	1430	05.09.2015	Osen	1,66	0,91
129	Jostein	510	1700	04.09.2015	50 m nedstrøms hoppestein	1,55	0,86

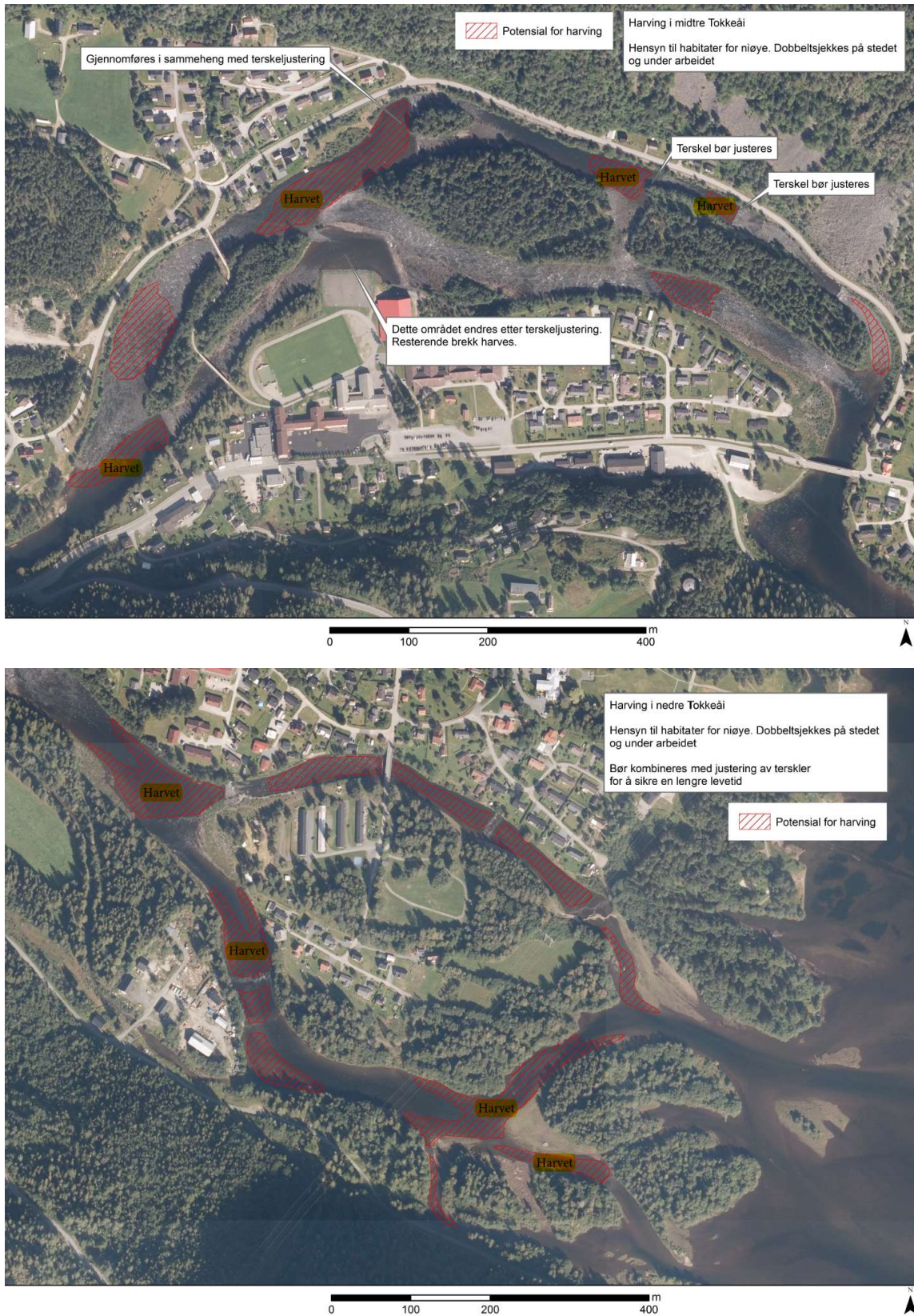
					Nordseden delta, utenfor brygge	1,40	0,77
131	Noah	510	1295	18.08.2015			
133	Gunnar	700	4500	20.06.2015	Lårdal brygge	4,49	2,50
135	NilsTom	590	2420	12.06.2015	Tokkestrømmen	4,84	2,69
139	OddMorgan	590	2400	23.05.2015	Digernes	4,27	2,35
					Rusa ved løp utenfor hestøy, delta	0,75	0,42
543	Rusa	370	460	30.09.2015			
547	Ida	400	650	12.11.2015	Ruse 1 rusefiske utgående fisk	1,65	0,91
548	Windy	390	390	03.10.2015	Ruse 1 rusefiske utgående fisk	1,90	1,05
549	Markus	390	620	04.10.2015	Ruse 2 rusefiske utgående fisk	1,95	1,08
					Rusa ved løp utenfor hestøy, delta	1,34	0,74
550	Oktober	380	490	02.10.2015			
551	Nathali	410	695	06.09.2015	Delta, veita utenfor Brattestå	2,17	1,20
552	Torill	400	580	03.10.2015	Ruse 1 rusefiske utgående fisk	1,04	0,58
23727	Linnea	360	400	10.05.2015	Elvarheim	na	na
23728	Fiski	323	334	26.06.2015	Øverste terskel innerløp Buøy	2,40	1,33
23729	Rolf	360	440	10.05.2015	Elvarheim	0,92	0,51
23730	Alma	320	300	10.05.2015	Elvarheim	1,47	0,82

VEDLEGG 6: FYSISKE TILTAK I TOKKEÅI

I de par siste årene (særlig 2016) er det gjort flere fysiske tiltak i nedre del av Tokkeåi. Strekingen var tidligere preget av mange terskler. Fra oversiden av Huvestadhylen og ned til Bandak (3.5km) var det bygget 15 løsmasseterskler fra stedegen masse, samt 2 terskler med til dels tilkjørt masse (Heggenes, Sageie & Kristiansen 2009). Disse er nå i vesentlig grad bygget om for å lette fiskens opp- og nedvandring og lage til bedre gyteområder i tilknytning til terskelområdene (Fig. 2.5, 2.6, J. Kristiansen, pers. med.). Samtidig er det gjennomført omfattende gravearbeider ('harving') i selve elveleiet for å få vasket ut og redusert mengde finmateriale (Heggenes, Fjeldheim & Brattesta 2017). (Fig. 2.5, 2.6).

Tabell 2.1. Fysiske tiltak i Tokkeåi gjennomført siden 2012 (J. Kristiansen, pers. med.).

År	Tiltak
2012	Åpning Haugsevja sideløp Litt åpning av 2 sideløp mot Brattestå Utlegg av ca 120 store stein i Asiahylen (Fig. 2.5)
2013	Mer stein lagt ut i Asiahylen (Fig. 2.5)
2014	-
2015	Liten åpning terskler i Hakafлот og Huvestadhylen (tre øverste tersklene; Fig. 2.6) Åmøte- Gjesshyl; start restaurering (samle elveløp, utlegging stor stein og gytegrus; Fig. 2.6)
2016	Harvet områder (Fig. 2.5) Bygd om tersklene i Hakafлот og Huvestadhylen (2 øverste tersklene og tersklene utenfor skoleområdet; Fig. 2.5, 2.6) Restaurert området Åmøtehylen – utløp Gjesshyl (Fig. 2.6) Lagt ut ca 80 tonn grus rett nedstrøms Åmøtehylen – grus hentet i sideløp mot Brattestå Åpnet sideløp Sigurdsevja (nedenfor hoppesteinsterskel Buøy; Fig. 2.5)
2017	Åpnet 2 nye sideløp mot Brattestå Hentet ca 300 tonn grus ved sideløp Brattestå som er kjørt ut på brekket i Gjesshyl
2018?	Plan: ombygging av alle tersklene rundt Buøy Harving av ytre løp mellom Elvarheim og Hakaflothyllen



Figur 2.5. Oversikt over elveområder med gjennomført eller aktuelle for harving i Tokkeåi. Områder harvet i 2016 er uthevet med gul tekst. Plantegninger fra Statkraft.





Figur 2.6. Gravearbeider nedstrøms Geishyl med utlegging av stor blokk (øverst) og ombygde terskel 1 og 2 med et utjevnet brekk/fall og mer strykhabitat (nederst). Foto: Statkraft.

VEDLEGG 7: NÆRMERE OM TEST AV REKKEVIDDE OG TIDSOPPLØSNING

■ Test av rekkevidde

Ved testing av rekkevidde for deteksjon i Bandak, ble seks signaler sendt til logger B6 (Fig. 3.2) fra hver av åtte suksessivt økende avstander (100-800 m; Tabell 4.1). På test av rekkevidde ble det målt signal med største avstand på 1063 meter. På denne avstanden ble 50% av sendte signaler registrert (tre av seks signaler, Tabell 1). Antall registrerte signaler varierte betydelig, men uten noen klar sammenheng med økende avstand. Det er ingen signifikant forskjell (t-test $p = 0.589$) mellom antall signaler hørt på minste og største avstand fra hver stasjon (Tabell 1).

Tabell 1. Avstander testet og målt, samt antall signaler registrert, ved testing av sender rekkevidde.

Stasjon	Min avstand (m)	Max avstand (m)	Min ant signaler	Max ant signaler
1	102	845	3	2
2	200	834	2	2
3	295	851	1	1
4	251	689	1	3
5	209	592	3	4
6	195	897	3	1
7	280	981	2	3
8	308	1063	2	3

Signalene bar i denne studien uansett langt i Bandak, og betydelig lengre enn den minimum deteksjonsavstand (300 m) som var lagt til grunn for designet for utplassering av loggerne. Det er derfor rimelig å anta at det gjennom hele prosjektet har vært god dekning innenfor undersøkelsesområdet. Utenfor Bufjorden og ut til Lauvik er forholdene relativt ensartede, med trolig lik rekkevidde på signalene. Tokke kraftverk drenerer ut i Bufjorden med en relativt kraftig strøm som muligens kan påvirke signalene. På den indre deltaflaten er det relativt grunt, med til dels bløt bunn og områder med tett vegetasjon på bunnen. Dette kan svekke signalene. Det er også flere vanndekte dyprenner og områder inn i gamle elveløp som vil kunne være 'blindsoner'. Ettersom åpne områder

lenger ut derfor har god deteksjon, vil eventuell rettet utvandring alltid bli registrert, mens slike små blindsoner og svekkede signaler kan ha ført til en underestimert av nærvandring for enkelte individer. Beregning av hjemmeområder vil derimot i liten grad bli påvirket av dette.

Data viser at deteksjon av individer gjennomgående var vellykket, idet andelen av alle observasjoner (PAV 30 min) som er detektert på tre eller flere loggere er relativt høy, i gjennomsnitt 49 % \pm SD34, selv om det rimeligvis varierer mellom individene. Elleve av 24 individer merket i 2014 (Kaja tatt ut) hadde en stor andel posisjoner registrert på tre eller flere loggere (62.2-99.1%), mens 13 individer hadde relativt få signal på mer enn tre loggere (4.7-31.1%) (se også Fig. 4.4). Det er her viktig å merke seg at det helt innerst på deltaflaten (Figur 2.8) bare er et par loggere som kan detektere signaler ettersom dette er helt i utkanten av deteksjonsområdet, og loggere selvsagt ikke kan legges på land. Fiskene som oppholder seg oppover Tokkeåi kan kun bli detektert av en logger om gangen.

Som forventet (over) hadde individene som beveget seg mer fritt i vannmassene utenfor deltaflaten, høyere andel punkter beregnet fra minimum tre loggere (Fig. 4.4). Erfaringen fra manuell peiling på deltaflaten med VR100 (Vemco, AMIRIX Systems Inc, 2013) var at det her oppstod hyppige kodekollisjoner fordi det var mange merkede individer innenfor det relativt begrensede området.

■ Test av tidsoppløsning på data

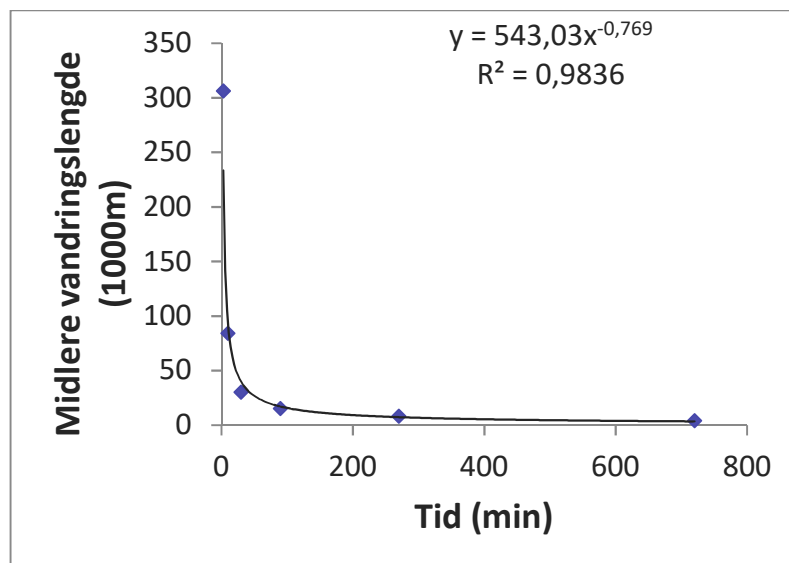
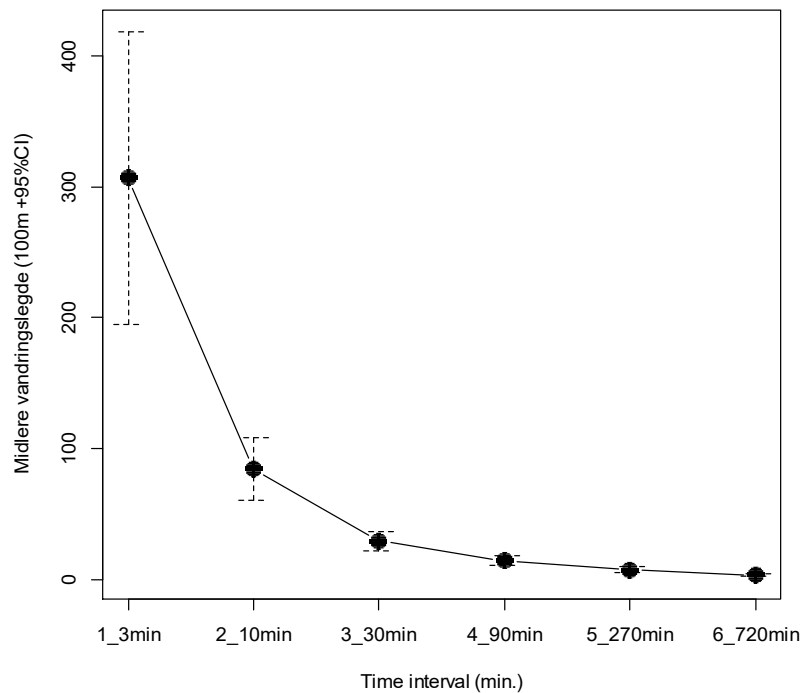
Det var som forventet stor individuell variasjon mellom ørretene i vandringsatferd og vandringslengder (Tabell 2), noe som er velkjent fra tidligere telemetristudier av ørret på elv (e.g. Brown, Power & Beltaos 2001; Diana, Hudson & Clark 2004; Heggenes *et al.* 2007; Hojesjo *et al.* 2007). Det var mye variasjon både innen individer over tid og mellom individer, men ingen systematiske forskjeller mellom individer som kunne antyde noe mønster (1-veis ANOVA, $F = 0.673$, $P = 0.846$, $df = 24$).

Tabell 2. Oversikt over beregnet total vandringslengde for hvert merket individ i 2014 for ulike PAV-tidsoppløsninger (data fram til 2.-3. desember 2014). Enhetene er oppgitt i km.

Navn	Lengde	Lengde	Lengde	Lengde	Lengde	Lengde
------	--------	--------	--------	--------	--------	--------

	3 min. (km)	10 min. (km)	30 min. (km)	90 min. (km)	270 min. (km)	720 min. (km)
Buddha	7925,0	1881,2	585,7	353,2	190,7	109,9
Aalen	558,7	238,4	107,3	52,7	24,2	8,3
Andrea	5658,6	1633,1	484,3	166,3	64,1	25,6
Birger	1641,4	537,4	243,6	141,6	82,4	37,2
Bjarne	4631,6	1376,1	370,7	216,7	99,9	27,0
Eirik	1360,8	472,1	234,6	151,0	109,7	74,4
Eivind	5658,0	952,1	228,9	72,1	25,5	9,5
Eline	2366,2	1174,6	526,4	234,9	98,6	37,7
Endre	3339,8	1057,9	264,3	235,2	120,4	39,8
Erik	8511,2	2052,3	639,6	243,7	108,2	28,9
Even	1868,3	702,3	291,9	139,3	78,1	32,5
Frank	2347,5	744,6	259,5	121,3	64,4	18,3
Halvor	2079,8	804,0	305,9	125,4	73,1	17,5
Harald	1032,7	355,8	166,8	104,9	76,1	59,4
Helge	1433,5	614,0	320,2	190,3	122,9	83,0
Ivar	9963,0	2048,3	711,9	360,9	214,9	126,5
Jan	97,2	33,9	13,0	5,0	2,4	1,4
Kaja	1016,8	292,4	125,3	70,2	44,0	13,2
Maja	4145,1	795,3	213,9	86,3	28,3	10,6
Odd	4628,8	982,8	280,6	107,5	51,6	29,1
Olav	112,0	52,7	38,5	310	27,3	26,3
Tommy	2187,2	540,1	166,3	60,5	28,4	10,3
Tia	1718,8	802,7	327,2	123,9	44,8	14,6
Tonje	387,5	137,4	79,6	55,6	44,8	31,2
Yvonne	1959,0	813,4	388,9	166,3	64,1	22,7

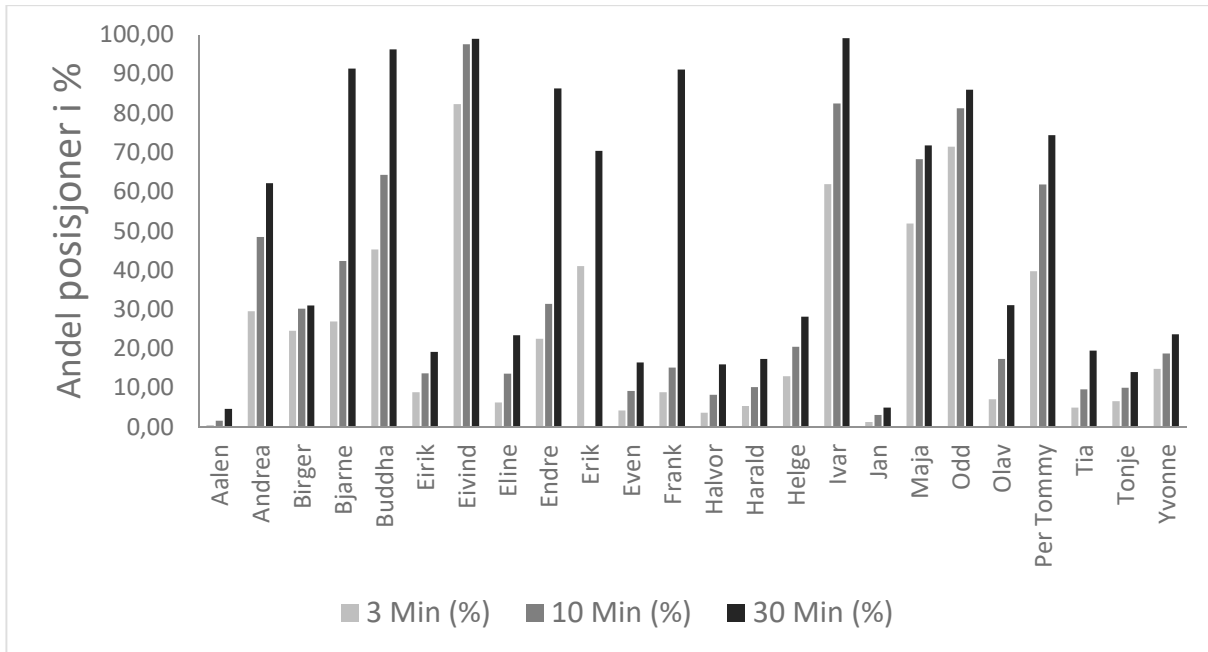
Det var imidlertid også betydelige forskjeller på estimerte vandringslengder og i variasjonen i data for de ulike tidsoppløsningene (Tabell 2). Med kortere tidsintervall øker både beregnet midlere vandringslengde og variasjonen i vandringslengder mye (1-veis ANOVA, $F = 27,05$, $P < 0,0001$, $df = 5$); Figur 1).



Figur 1. Øverst: Beregnet midlere vandringslengde (1000 m) i løpet av opptil 4 måneder sommerhøst 2014 ($\pm 95\%$ CI) for 25 merkede individer, mot tidsintervall brukt til PAV data. Variansen i data reduseres raskt fra 3 til 30 min., for deretter å være relativt stabil. Nederst: Beregnet midlere vandringslengde mot tidsintervall modellert som en 'power' funksjon ($Y = 543.03x^{0.769}$) gir meget god tilpassing ($r^2=0,96$) og viser at beregnet vandringslengde er svært avhengig av tidsoppløsning inntil ca. 30 min., for deretter å være relativt stabil.

Forholdet mellom beregnet midlere vandringslengde mot tidsintervall beskrives meget godt som en 'power' funksjon ($Y = 543.03x^{0.769}$; $r^2=0,96$) og viser at beregnet vandringslengde er svært avhengig av tidsoppløsning inntil ca. 30 min., for deretter å være relativt mer stabil. Dette gjelder også variasjonen i data (se konfidensintervall i Fig. 1 øverst).

Ved kortere tidsintervaller (høyere tidsoppløsning) vil eventuelle små lokale forflytninger på fisken registreres. For fisk som er kontinuerlig er i bevegelse, vil derfor noe lengre beregnede vandringslengder forventes på kortere tidsintervaller (Simpfendorfer, Heupel & Hueter 2002). Men uavhengig av dette, vil kortere tidsintervaller gi lengre vandring, fordi begrenset nøyaktighet i hver enkelt posisjonsbestemmelse, dvs. målefeil, vil framkomme som beregnet vandringslengde. Ved PAV-metoden beregnes et aktivitetssenter, et punkt som et gjennomsnitt for alle registrerte posisjoner innenfor den bestemte tidsoppløsning. Nøyaktigheten på dette punktet kan variere med fysiske og kjemiske forhold (Kessel *et al.* 2014), men kan variere mye, og ligger i tester mellom 1 og 250 meter hvor beregnet PAV 30 min-posisjon er sammenlignet med kjente GPS posisjoner (merke slept i lav fart etter en båt og GPS posisjon satt hvert 15 minutt (Simpfendorfer, Heupel & Hueter 2002). Slike unøyaktigheter kan ikke skilles fra virkelige forflytninger, men summeres som vandring. På kortere tidsoppløsninger vil betydninger av slike unøyaktigheter, summert som vandringslengde, øke, ettersom enkeltpunktene tillegges økende vekt. Ettersom posisjon beregnes ved triangulering når signaler er registrert på tre loggere eller mer (over), vil unøyaktigheten særlig øke når fisk detekteres på færre enn tre loggere og det er færre signaler på hver logger (Simpfendorfer, Heupel & Hueter 2002). Når posisjon er beregnet fra kun en logger, vil punktet bli plassert på den loggeren, eller vektet mellom de to loggerne når signaler er registrert på to loggere. Med kortere tidsoppløsning baseres beregningene på færre enkeltobservasjoner, og sannsynligheten for registrering på færre loggere med færre signaler, og dermed unøyaktig posisjonsbestemmelse, øker. På tidsoppløsning 3 og 10 minutter er det en betydelig andel punkter som har posisjon beregnet ut i fra færre enn 3 loggere (Figur 2) (1veisANOVA, $P = 0,0170$, $F = 3,1317$).



Figur 2. Oversikt over andel i % av punkter som er beregnet fra tre eller flere loggere på tidsoppløsninger hhv. 3, 10 og 30 minutter for ørret merket i 2014 (Ett individ, Kaja, er tatt ut). Andel punkter med deteksjon på tre eller flere loggere reduseres betydelig på de kortere tidsoppløsningene, og dermed øker unøyaktighet i posisjonsbestemmelsen.

Lokale forhold og standplasser påvirker også mulig nøyaktighet. Når ørret oppholder seg på de indre deler av deltaflaten (Figur 2) er det ofte bare en eller to loggere som kan detektere signalene, rett og slett fordi dette er i utkanten av deteksjonsområdet. På deltaflaten var det relativt mye merket fisk innenfor et lite område, noe som gir hyppigere signalkollisjoner, dvs. færre registrerte signaler. Færre signaler gir større sannsynlighet for at de fanges opp på færre loggere, noe som gir større unøyaktighet i posisjonsbestemmelse, og særlig da når PAV baseres på kortere tidsintervall. Dessuten brukes antall signaler som vektingsfaktor når PAV beregner aktivitetssenteret innenfor det valgte tidsintervall. Et realistisk eksempel er at 20 % av signalene fanges opp på 1000 meter og 100 % på 300 meter avstand. Med et PAV-tidsintervall på 30 minutter, vil minimum 10 signaler bli sendt. To av de 10 signalene høres på 1000 meter, mens 10 av 10 kommer inn på logger på 300 meter avstand. Da vil dette punktet med 10 signaler vektes vesentlig sterkere (Simpfendorfer, Heupel & Hueter 2002). De relativt få individene som vandret ut mot hovedbassenget i Bandak, fikk færre signalkollisjoner.

En realistisk vurdering av de beregnede vandringsavstandene (Tabell 4.2) indikerer også at de kortere tidsoppløsningene på 3 og 10 min. gir altfor høye vandringslengder som et resultat av økende unøyaktighet i posisjonsbestemmelse. Noen av de merkede ørretene svømte tilsynelatende ekstremt langt på de lavere tidsoppløsningene 3 og 10 min., f. eks. Ivar og Buddha med hhv. 996 og 786 mil på mindre enn 4 måneder (Tabell 4.1). Dette er usannsynlige estimater når vi beregner svømmehastigheter og videre vet at dette ev. må ha vært små lokale bevegelser, og ikke en målrettet vandring over tid, f.eks. gytevandring. En slik vandring ville også ha blitt fanget opp på lengre tidsintervaller. Det mest ekstreme estimatet på 996 mil for Ivar, vil si at individet har svømt over $996/120 = 8$ mil i døgnet, dvs. 3 ganger lengden til Bandak hver eneste dag. Samme individet har med 30 minutter tidsoppløsning svømt totalt 71 mil, eller $71/120 = 0,6$ mil i døgnet. Dette er fremdeles langt, men et mer sannsynlig tall. Det ekstreme estimatet på 996 mil for Ivar, ville innebære at fisken skal ha hatt en kontinuerlig gjennomsnittlig svømmehastighet på ca. 95 cms^{-1} , noe som i praksis synes nær umulig. Maksimum 'burst swimming speed' for 'normal' ørret over korte avstander er i størrelsesorden $4-8 \text{ ms}^{-1}$ avhengig av fiskestørrelse (her fisk på 100 cm) og temperatur (her $10-20^\circ\text{C}$) (Beach 1984; Solomon & Lightfoot 2008). Med 10 minutters oppløsning har samme individ svømt 2048 km, med en gjennomsnittshastighet på 22 cms^{-1} . På 30 minutters tidsoppløsning har individet, svømt 711 km, eller i gjennomsnitt 8 cms^{-1} . Dette er mer sannsynlige beregninger (Arnekleiv & Kraabøl 1998; Lyse, Stefansson & Fernö 1998; Larsson, Serrano & Eriksson 2011). Estimatenes er likevel høye, og antyder iallfall at fisken er i mer eller mindre konstant bevegelse. Basert på disse resultatene, ble et PAV tidsintervall på 30 min lagt til grunn for de videre analyser av det samlede datamaterialet.

LITTERATUR

- Arnekleiv, J.V. & Kraabøl, M. (1998) Telemetristudier over gytevandrende ørret fra Randsfjorden i Dokka/Etna, Oppland, 1997.
- Beach, M.H. (1984) Fish pass design - criteria for the design and approval of fish passes and other structures to facilitate the passage of migratory fish in rivers *Fisheries Reserach Technical Report*, pp. 48. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Lowestoft, England.
- Brown, R.S., Power, G. & Beltaos, S. (2001) Winter movements and habitat use of riverine brown trout, white sucker and common carp in relation to flooding and ice break-up. *Journal of Fish Biology*, **59**, 1126-1141.
- Diana, J.S., Hudson, J.P. & Clark, R.D. (2004) Movement patterns of large brown trout in the mainstream an Sable River, Michigan. *Transactions of the American Fisheries Society*, **133**, 34-44.
- Heggenes, J., Fjeldheim, P.T. & Brattesta, K. (2017) Gytegroppregistreringer i Tokkeåi høsten 2016. *HSN Skrift* (ed. H.i.S. Norge), pp. 20. Høgskolen i Sørøst Norge, Kongsberg.
- Heggenes, J., Omholt, P.K., Kristiansen, J.R., Sageie, J., Okland, F., Dokk, J.G. & Beere, M.C. (2007) Movements by wild brown trout in a boreal river: response to habitat and flow contrasts. *Fisheries Management and Ecology*, **14**, 333-342.
- Heggenes, J., Sageie, J. & Kristiansen, J. (2009) Rehabilitering av elvehabitat i Tokkeåi, Dalen i Telemark - Tilstand og tiltak. *HiT-skrift* (ed. H.i. Telemark), pp. 85. Høgskolen i Telemark, Bø i Telemark.
- Hoesjo, J., Okland, F., Sundstrom, L.F., Pettersson, J. & Johnsson, J.I. (2007) Movement and home range in relation to dominance; a telemetry study on brown trout *Salmo trutta*. *Journal of Fish Biology*, **70**, 257-268.
- Kessel, S., Cooke, S., Heupel, M., Hussey, N., Simpfendorfer, C., Vagle, S. & Fisk, A. (2014) A review of detection range testing in aquatic passive acoustic telemetry studies. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, **24**, 199-218.
- Larsson, S., Serrano, I. & Eriksson, L.-O. (2011) Effects of muscle lipid concentration on wild and hatchery brown trout (*Salmo trutta*) smolt migration. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **69**, 1-12.
- Lyse, A., Stefansson, S. & Fernö, A. (1998) Behaviour and diet of sea trout post-smolts in a Norwegian fjord system. *Journal of Fish Biology*, **52**, 923-936.
- Simpfendorfer, C.A., Heupel, M.R. & Hueter, R.E. (2002) Estimation of short-term centers of activity from an array of omnidirectional hydrophones and its use in studying animal movements. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **59**, 23-32.
- Solomon, D.J. & Lightfoot, G.W. (2008) The thermal biology of brown trout and Atlantic salmon. *Science Reports* (ed. E. Agency), pp. 42. Environment Agency, Rio House, Waterside Drive,

Skriftserien nr. 30
2018

—
**Hydroakustiske undersøkelser av
vandringsadferd og habitatbruk til ørret (*Salmo
trutta*) i Bandak og Tokkeåi i Telemark
2014-2016**
—

Jan Heggenes
Per Tommy Fjeldheim
Tobias Karlsson
Eivind Schartum
Esben Moland Olsen
Even Moland
—

ISBN 978-82-7206-474-6
ISSN 1893-3068

—
usn.no

