

Jan Grimsrud Davidsen, Linda Eikås, Richard D. Hedger,
Lars Rønning, Aslak Darre Sjursen, Eva B. Thorstad,
Ole Kristian Berg, Gunnbjørn Bremset, Sten Karlsson og
Line Elisabeth Sundt-Hansen

Vandringer og habitatbruk til småblank

NTNU Vitenskapsmuseet
naturhistorisk rapport 2018-6



NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2018-6

Jan Grimsrud Davidsen, Linda Eikås, Richard D. Hedger,
Lars Rønning, Aslak Darre Sjursen, Eva B. Thorstad,
Ole Kristian Berg, Gunnbjørn Bremset, Sten Karlsson og
Line Elisabeth Sundt-Hansen

Vandringer og habitatbruk til småblank

NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport

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

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

Referanse

Daidsen, J.G., Eikås, L., Hedger, R.D., Rønning, L., Sjørnsen, A.D., Thorstad, E.B., Berg, O.K., Bremset, G., Karlsson, S. & Sundt-Hansen, L.E. 2018. Vandringer og habitatbruk til småblank. – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2018-6: 1-34.

Trondheim august 2018

Utgiver

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

Ansvarlig signatur

Torkild Bakken (instituttleder)

Kvalitetssikret av

Gaute Kjærstad

Publiseringstype

Digitalt dokument (pdf)

Forsidefoto

Øverst: Småblank, hann og hunn. Foto: Per Harald Olsen
Nederst: Småblank fra Snåsamoen. Foto: Jan G. Davidsen

www.ntnu.no/museum

ISBN 978-82-8322-148-0
ISSN 1894-0056

Sammendrag

Davidson, J.G., Eikås, L., Hedger, R.D., Rønning, L., Sjørnsen, A.D., Thorstad, E.B., Berg, O.K., Bremset, G., Karlsson, S. & Sundt-Hansen, L.E. 2018. Vandringer og habitatbruk til småblank. – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2018-6: 1-34.

Småblank er den eneste rent elvelevende laksen i Europa, og finnes kun i øvre deler av Nam-senvassdraget. Størrelsen på bestanden er ukjent, men det er grunn til å tro at bestandstettheten har gått ned siden 1950-tallet, siden det i dag fanges mindre småblank tross større innsats. I tillegg vet vi at egnet habitat har forsvunnet på grunn av at tidligere strie elvepartier er gjort om til stilleflytende områder og magasiner på grunn av kraftreguleringen. Eksisterende kunnskap om habitatbruk og vandringsatferd hos småblank er sparsom. Hensikten med denne undersøkelsen er derfor å kartlegge utstrekningen av hjemmeområdet (home range) til småblank, hvilke typer habitat som benyttes, samt om småblank har vandringer mellom ulike deler av elva.

I perioden fra august 2014 til august 2017 ble i alt 140 småblank og 17 ørret fanget, merket med radiosender og peilet manuelt og med automatiske lyttestasjoner. Videre ble 46 småblank merket med akustiske sendere og peilet med automatiske lyttestasjoner. Alle småblank merket med radio eller akustisk sender, samt ytterligere 89 småblank (275 i alt) ble i tillegg merket med et PIT-merke for å kunne kjenne dem igjen hvis de gjenfanges senere.

Resultatene viste at småblank er langt mer stasjonær enn det som er kjent hos andre relikte laksestammer. De merkete fiskene oppholdt seg halvparten av tiden innenfor et område på 1123 m² og 95 % av tiden innenfor et område på 4416 m². Den maksimale avstanden mellom peilepunktene for individuelle fisk var i gjennomsnitt 242 meter, noe som i praksis innebærer at fiskene oppholdt seg innenfor samme del av elva gjennom hele undersøkelsesperioden. Det var stor individuell variasjon i størrelsen på hjemmeområdet. Generelt var hjemmeområdet større for fisk i den øvre del av undersøkelsesområdet, og arealet de brukte økte med alderen på fisken.

Hjemmeområdet om høsten var større i den regulerte hovedelva enn i den uregulerte sideelva Mellingselva, og kondisjonsfaktoren var lavere hos individer i den regulerte delen av elva. Dette tyder på at forholdene for småblank er bedre i den uregulerte sideelva enn i hovedløpet der de to elvene renner sammen.

Småblank oppholdt seg i områder hvor substratet hadde partikkelstørrelse 16-35 cm (stor stein) og 2-15 cm (grus og småstein). I begge typer substrat finnes det egnede skjulrom for fisken, og den observerte variasjon i substratbruk skyldes antakelig i større grad habitattilgjengelighet enn habitatpreferanser. Videre ble småblank oftest observert i områder med relativt høye (50-100 cm/s) eller moderate vannhastigheter (20-50 cm/s). Slike områder gir elvelevende fisk muligheter for å stå i strømmen og beite på drivende invertebrater (drivfauna).

Småblank i Mellingselva hadde større hjemmeområde enn ørret, mens de to artene hadde lignende habitatbruk med hensyn til vannhastighet, vanddybde og bunnssubstrat. Ørret hadde jevnt over høyere kondisjonsfaktor enn småblank.

Gytemoden småblank ble observert fra 15. september til 29. oktober, mens det fra 24. november kun ble observert utgytt fisk. Dette tyder på at gytetidspunktet til småblank i hovedsak er i løpet av september og oktober.

Observasjoner av at småblanken er forholdsvis stasjonær, også i gyteperioden i oktober, er med på å forklare hvorfor småblanken er oppdelt i genetisk atskilte bestander med begrenset genflyt. Når småblanken samtidig foretrekker strømrrike habitat, bør en, sett i et forvaltningsmessig perspektiv, ta vare på de gjenværende strømrrike deler av Øvre Namsen, samt å forsøke å gjenskape ytterligere slike områder ved å fjerne terskler i aktuelle områder.

Nøkkelord: Atferd, habitatbruk, namsblank, Namsen, Namsenvassdraget, relikte laks, *Salmo salar*, småblank, ørret

Davidson, J.G., Eikås, L., Rønning, L., Sjørnsen, A.D., NTNU Vitenskapsmuseet, Institutt for naturhistorie, NO-7491 Trondheim

Berg, O.K., NTNU Institutt for biologi, NO-7491 Trondheim

Hedger, R.D., Thorstad, E.B., Bremset, G., Karlsson, S. & Sundt-Hansen, L.E., NINA, NO-7485 Trondheim

Summary

Davidsen, J.G., Eikås, L., Hedger, R.D., Rønning, L., Sjørusen, A.D., Thorstad, E.B., Berg, O.K., Bremset, G., Karlsson, S. & Sundt-Hansen, L.E. 2018. Migration and habitat use of the relict Atlantic salmon småblank. – NTNU Vitenskapsmuseet naturhistorisk rapport 2018-6: 1-34.

“Småblank” is the only population of relict Atlantic salmon in Europe with individuals living their entire life in the river habitat without performing migrations to the sea or lakes. They are only found in the upper parts of the Namsen watercourse. The population size is unknown, but the population density has likely decreased since the 1950s, based on the lower catches during monitoring. Suitable habitats have also been reduced due to river regulations for hydropower producing purposes, because many fast flowing river stretches have been dammed and replaced by slow flowing water. There is little knowledge of the habitat use and migration behavior of småblank. The purpose of this study was to examine home range size and habitat use of småblank, and to examine whether they migrate between different parts of the river. Potential overlap in habitat use with brown trout was also evaluated.

During August 2014 - August 2017, 140 småblank and 17 brown trout were captured, tagged with a radio transmitter and tracked manually and by the use of automatic listening stations. Furthermore, 46 småblank were tagged with acoustic transmitters and tracked by automatic listening stations. All småblank tagged with radio or acoustic transmitters and 89 additional småblank (275 in total) were also tagged with a PIT tag to enable individual recognition in case of later recaptures.

The results showed that småblank are far more stationary than known from other relict salmon populations. The småblank stayed half the time (50 % home range) within an area of 1123 m² and 95% of the time (95 % home range) within an area of 4416 m². The distance between the furthestmost positions for individual fish during tracking was on average 242 meters, which means that the fish remained within the same part of the river throughout the study period. There was large individual variation in home range size. The home range was generally larger in the upper part of the study area and increased with the age of the fish.

The home range in autumn was larger in the main river, which is regulated, than in the unregulated tributary Mellingselva. The condition factor was also lower for individuals in the main river, which indicates that the conditions for småblank are better in the unregulated tributary than in the study area in the main river.

Småblank were mostly recorded in areas with substrate particle size of 16-35 cm (large stones) and 2-15 cm (gravel and pebbles). Both these substrates provide suitable shelter for the fish, and the variation in use of substrate types was probably a result of habitat availability within the river stretches rather than habitat preferences by småblank. Småblank were most frequently observed in areas with relatively high (50-100 cm/s) and moderate water velocities (20-50 cm/s), which allow river dwelling fish to hold positions in the current and feed on drifting invertebrates.

Småblank in the River Mellingselva had larger home ranges than brown trout. The two species showed similar habitat use in terms of water velocity, water depth and bottom substrate. However, in general, brown trout had a higher condition factor than småblank.

Individual småblank ready to spawn were captured from 15 September to 29 October. From 24 November and onwards, only spawned individuals were captured. This indicates that the main spawning period of småblank is during September and October.

The small home range and non-migrating behaviour, also during the spawning period, may explain why småblank are divided into several genetically distinct populations with limited gene flow between them. The preferences for fast flowing and stony river habitats calls for protective measures ensuring that these habitats will be protected from further hydropower development. Restoring such habitats may also be considered.

Key words: Behaviour, habitat use, namsblank, Namsen watercourse, relict salmon, River Namsen, *Salmo salar*, småblank, brown trout

Davidsen, J.G., Eikås, L., Rønning, L., Sjørusen, A.D., NTNU University Museum, Department of natural history, NO-7491 Trondheim

Berg, O.K., NTNU Department of Biology, NO-7491 Trondheim

Hedger, R.D., Thorstad, E.B., Bremset, G., Karlsson, S. & Sundt-Hansen, L.E., NINA, NO-7485 Trondheim

Innhold

Sammendrag	3
Summary	4
Innhold	5
Forord	6
1 Innledning	7
2 Materiale og metoder.....	8
2.1 Undersøkellesområde	8
2.2 Fangst og merking av småblank og ørret	13
2.2.1 Fangst ved el-fiske.....	13
2.2.2 Bedøvelse og prøvetakning.....	13
2.2.3 Merking med radiosendere	13
2.2.4 Merking med akustiske sendere.....	15
2.2.5 Merking med PIT-merker	15
2.3 Radiopeiling.....	15
2.4 Registrering av langtvandrende småblank med faste akustiske lyttestasjoner.....	16
2.5 Karakterisering av bunnssubstrat, vannføring og vanddybde	16
2.6 Kjønnbestemmelse ved hjelp av genetiske markører og tilbakeberegning av alder	16
2.7 Dataanalyser	17
2.7.1 Beregning av størrelse på hjemmeområde	17
2.7.2 Beregning av lengste avstand mellom peilepunkter.....	17
2.7.3 Sammenheng mellom småblankens hjemmeområde, lengste avstand mellom peilepunkter og individenes karaktertrekk.....	17
2.7.4 Overlapp i områdebruk mellom småblank og ørret	18
3 Resultater	19
3.1 Biologiske karakteristikker	19
3.2 Størrelse på hjemmeområde	19
3.3 Lengste avstand mellom peilepunkter	21
3.4 Gjenfangster av merket småblank og ørret	23
3.5 Habitatbruk.....	23
3.5.1 Substrat.....	23
3.5.2 Vannhastighet.....	24
3.5.3 Vanddybde.....	25
3.6 Konkurransen med ørret	25
3.7 Gytetidspunkt	27
4 Diskusjon	29
5 Referanser	32

Forord

Etter pålegg fra Miljødirektoratet (tidligere Direktoratet for naturforvaltning) skal det i perioden 2014-2018 gjennomføres fiskebiologiske undersøkelser i Øvre Namsen med hovedvekt på regulerings-effekter på småblank. De pålagte undersøkelsene omfatter småblankbestanden i vassdraget, og inkluderer både generelle fiskebiologiske undersøkelser og mer reguleringsspesifikke problemstillinger. Som en del av de generelle undersøkelsene inngår kartlegging av habitatbruk og forflytninger av småblank, og det er denne delen som behandles i denne rapporten.

NTE Energi AS (NTE) er oppdragsgiver for prosjektet. Norsk institutt for naturforskning (NINA) er hovedansvarlig for gjennomføring av prosjektet, mens NTNU Vitenskapsmuseet er ansvarlig for delprosjektet som rapporteres her. Andre partnere i prosjektet er NTNU Institutt for biologi og Rådgivende Biologer AS.

Undersøkelsene av habitatbruk og forflytninger av småblank ble gjennomført i hovedelva Namsen og i det uregulerte sidevassdraget Mellingselva.

Underveis i undersøkelsene ble det tildelt midler fra Fylkesmannen i Nord-Trøndelag til å undersøke i hvilken grad det er overlapp i habitatbruk mellom småblank og ørret i Mellingselva. Resultatene fra denne undersøkelsen er presentert i denne rapporten.

Jarle Fløan, Reidar Smalås og Sissel Grongstad i Namsskogan Fjellstyre hjalp til med elfiske og manuell radiopeiling. Videre bidro Jon Museth og John Gunnar Dokk under det elektriske båtfisket. Stein-Hugo Hemmingsen og studenter ved NTNU bidro under radiopeiling ved Snåsamoen. Alle bidragsytere takkes herved. I tillegg vil vi spesielt takke alle grunneiere som velvillig har stilt sin fiskerett til disposisjon for prosjektet.

Nødvendige tillatelser til fangst, merking og frekvensbruk var i forkant innhentet fra Miljødirektoratet, Mattilsynets Forsøksdyrutvalg og Nasjonal kommunikasjonsmyndighet.

Trondheim, august 2018

Jan Grimsrud Davidsen
NTNU Vitenskapsmuseet

1 Innledning

Relikt laks er en fiskebestand der alle individene, i motsetning til anadrom laks, tilbringer hele livet i ferskvann. Relikt betyr «noe som ble igjen», og relikte laksebestander stammer fra anadrom laks som ble værende igjen i innsjøer eller elvesystemer i innlandet, og tilpasset seg livet der, når landet hevet seg etter istida. Med landhevingen oppstod det fosser som laksen ikke kommer forbi under vandring opp fra sjøen, slik at laksen som ble værende var de som ikke opprettholdt vandringer til sjøen. Hos laks dannes det sjelden relikte bestander i motsetning til hos f.eks. ørret eller røye.

På verdensbasis finnes det forholdsvis få bestander av relict laks, og nesten alle bruker innsjøer som oppvekstområde slik anadrom laks bruker havet. Relikt laks beholder derfor mange av tilpassningene som anadrom laks har med gyting og ungfiskstadier i rennende vann, fulgt av nedvandring til beiteområdet i innsjøen der de lever frem til kjønnsmodning (Thorstad mfl., 2009). De fleste relikte laksestammer i Europa finnes i store innsjøer som Ladoga og Onega i Russland, Saimaa i Finland og Väneren i Sverige (Berg, 1985; Kazakov, 1992).

Opprinnelig har det vært minst fire bestander av ferskvannstasjonære laks i Norge, men i dag er det kun to bestander igjen. Bestandene som tidligere fantes i Trysilelva og Arendalsvassdraget har forsvunnet som følge av menneskeskapt påvirkninger. Vänerlaksen forsvant fra Trysilelva på grunn av at kraftverksdammer hindret oppvandring til gyteområdene på norsk side, mens bleka i øvre deler av Arendalsvassdraget gikk tapt på grunn av forsuring. De to gjenværende bestandene er byglandsbleka i øvre del av Otravassdraget og småblank (namsblank) i øvre del av Namsenvassdraget (Anonym 2011). Begge disse bestandene har gjennomgått bestandsreduksjoner på grunn av kraftregulering, og bleka har i tillegg vært kraftig negativt påvirket av forsuring.

Småblank er den eneste rent elvelevende laksen i Europa, og finnes kun i øvre deler av Namsenvassdraget. I tillegg til småblanken i Namsen er det to kjente forekomster av rent elvelevende laks på Newfoundland i Canada, i Ouananiche Beck (Gibson mfl., 1996) og i Watern Cove River (Bernos mfl., 2018). Småblank ble første gang beskrevet i vitenskapelig litteratur i 1953 (Berg, 1953). Størrelsen på småblankbestanden er ukjent (Bremset mfl., 2012), men det er grunn til å tro at bestandstettheten har gått ned siden 1950-tallet, siden det i dag fanges mindre småblank tross større innsats (Thorstad mfl., 2009). I tillegg vet vi at egnet habitat har forsvunnet på grunn av at reguleringer har gjort om tidligere stria elvepartier til magasiner. Eksisterende kunnskap om småblankens habitatbruk og vandringsatferd er sparsom. Genetiske undersøkelser viser at småblanken består av flere genetisk ulike bestander (Ståhl, 1987; Vuorinen & Berg, 1989; Sandlund mfl., 2014).

Småblank er ikke registrert i innsjøene i Namsenvassdraget, noe som tyder på at de foretrekker mer strømssterke områder (Berg, 1953; Berg, 1981). Dette har blitt bekreftet ved at en større andel småblank ble fanget i strømssterke enn i strømsvake områder i en garnundersøkelse i 1998 (Pettersen & Hjelset, 1999). Det er velkjent at anadrom laks generelt foretrekker mer strømssterke områder enn ørret der disse artene lever sammen (for eksempel Heggberget, 1991; Heggnes mfl., 1999). Dette er også vist for småblank som lever sammen med ørret (Norum, 2010).

Hensikten med denne undersøkelsen er å kartlegge utstrekningen av hjemmeområdet (home-range) til småblank, hvilke typer habitat som benyttes, samt om småblank har vandringer mellom ulike deler av elva.

2 Materiale og metoder

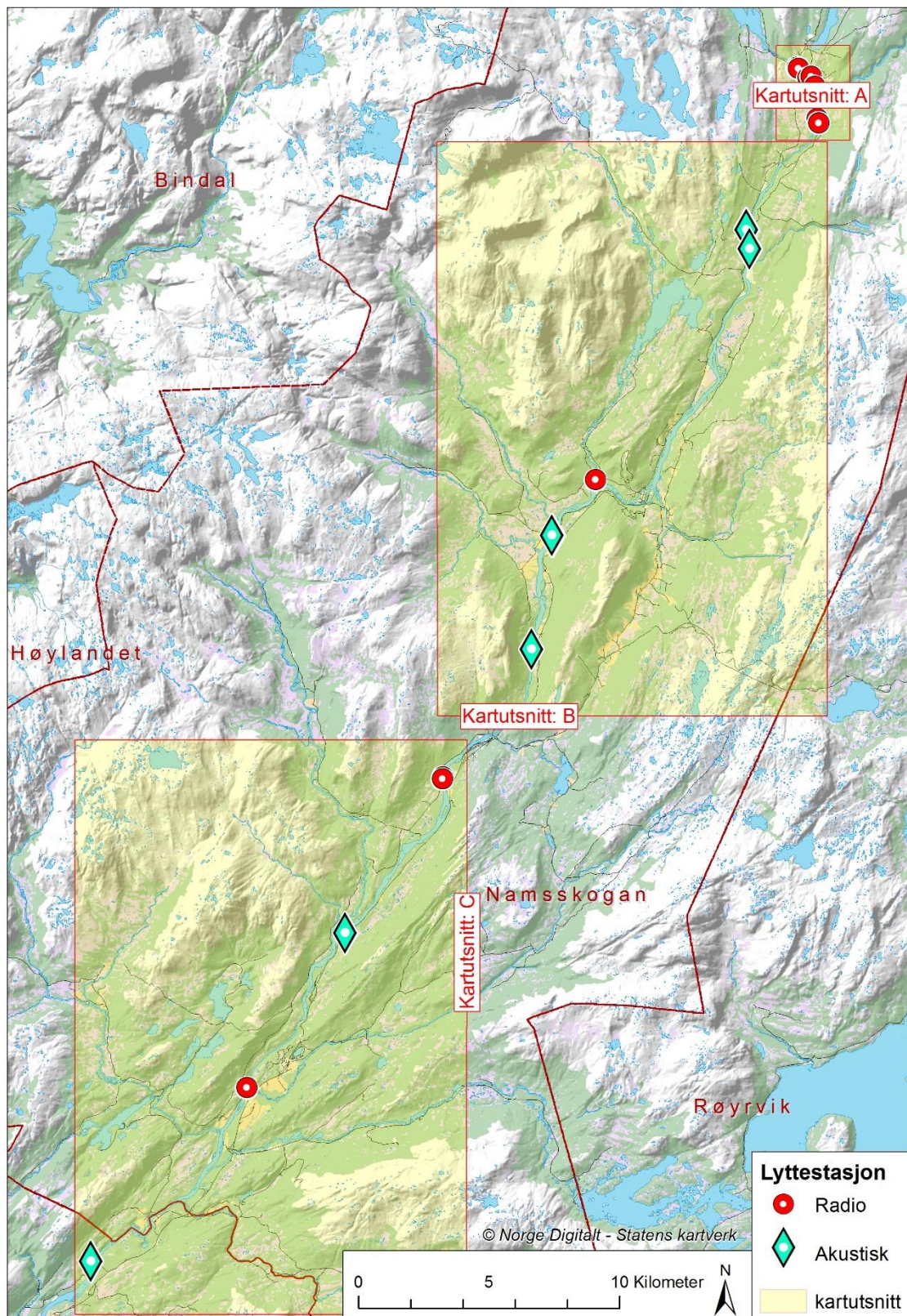
2.1 Undersøkellesområde

Namsen renner ut fra Namsvatnet (455-441 moh.) i Røyrvik kommune og munner ut i Namsfjorden ved Namsos. Elva er 229 km lang, og vassdraget har et nedbørfelt på 6265 km². Vassdraget ble regulert i 1946 ved Nedre Fiskumfoss kraftverk. Det er i dag ni kraftverk i vassdraget, som har en årlig gjennomsnittlig produksjon på 1831 GWh. Fiskearter som finnes i vassdraget er ørret (*Salmo trutta*, stasjonær og anadrom), laks (*Salmo salar*, stasjonær og anadrom), røye (*Salvelinus alpinus*), ål (*Anguilla anguilla*), trepigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*), skrubbe (*Platichthys flesus*), havniøye (*Petromyzon marinus*), lake (*Lota lota*), ørekyt (*Phoxinus phoxinus*) og hvitfinnet steinulke (*Cottus gobio*) (Thorstad mfl. 2006). Småblank, også kalt namsblank, er utbredt i Namsen og sideelver og bekker på en om lag 85 km lang strekning mellom Namskroken og Nedre Fiskumfoss. Øvre Namsen (Namsen ovenfor Nedre Fiskumfoss) har, ved siden av småblank, hovedsakelig bestander av ørret, trepigget stingsild og ørekyt. Anadrom fisk kan vandre opp til Aunfossen via laksetrappet i Fiskumfossene. Øvre Namsen er preget av reguleringene av vassdraget. Vann fra Namsvatnet overføres til Tunnsjøelva via Limingen og Tunnsjøen. Store deler av Øvre Namsen mellom Namsvatnet og utløpet av Tunnsjøelva er sakteflytende på grunn av redusert vannføring og bygging av terskler og dammer.

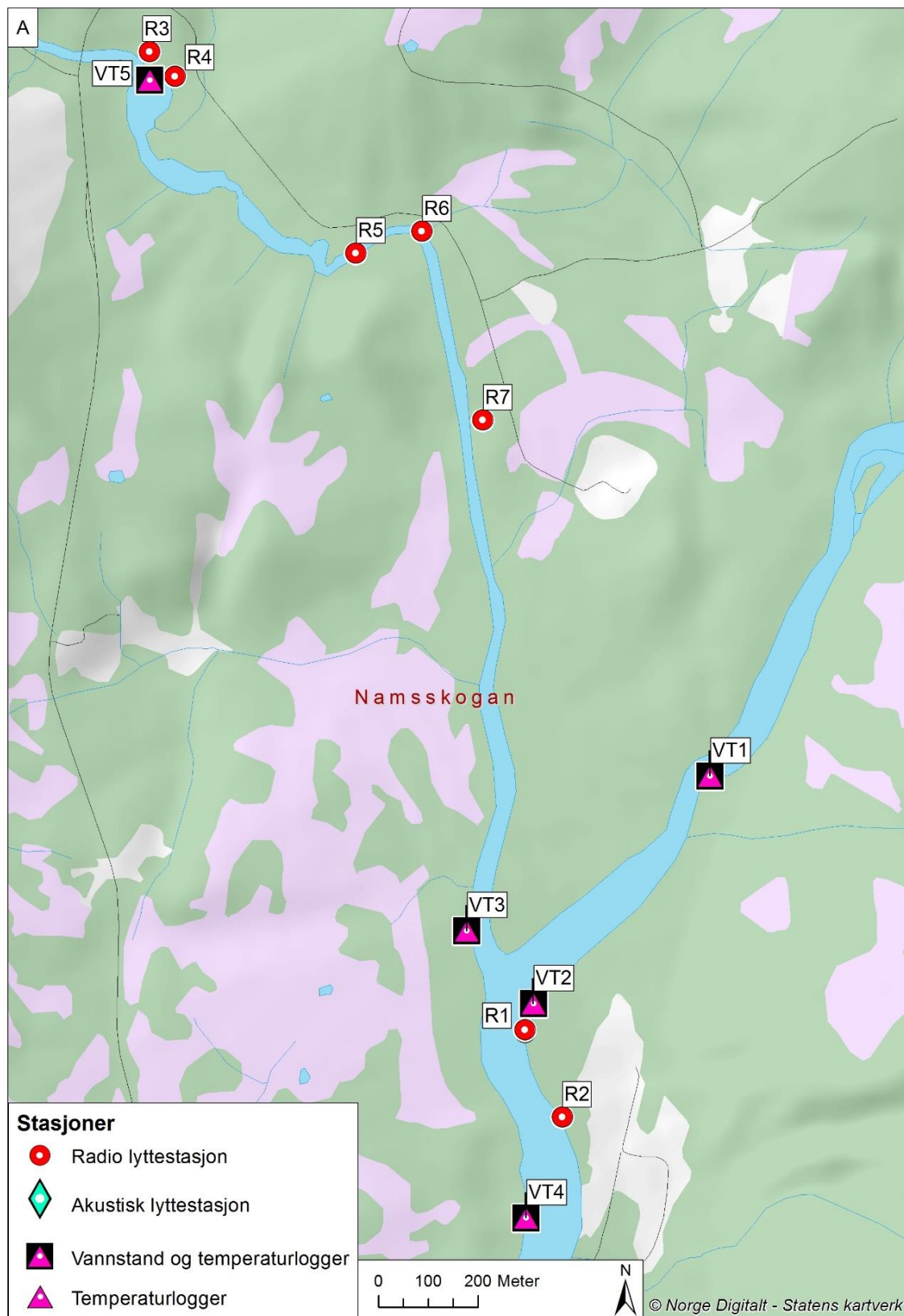
Småblank som skulle merkes, ble fanget med bærbart elektrisk fiskeapparat i fem områder (figur 1-4). I tillegg ble noen fisk fanget fra elfiskebåt. Småblank merket ved Snåsamoen ble fanget der hvor Mellingselva har utløp til Namsen (figur 2). Området er karakterisert av et slakt strykparti. Småblank og ørret i Mellingselvas midtre del ble fanget og merket i området rett nedstrøms der hvor E6 passerer over elva, samt nedstrøms Oterfossen (Mellingselva nedre del) ved «Fiskebua». Området fra E6 til samløpet ved Snåsamoen veksler mellom strykpartier, roligflytende deler og mindre fossefall som småblank og ørret kan passere. Ved Frøyningsselva (figur 3) ble småblanken fanget og merket i samløpet mellom Frøyningsselva og Namsen. Som ved Snåsamoen er det også her slake strykpartier. Småblank ved Breidfossen (figur 4) ble fanget i et større strykparti nedstrøms selve fossen. Mellom terskelen i Namsskogan sentrum og terskelen ved Bjørhusdal, og mellom Trongfossen og Strompdal bru, ble fisk for merking fanget med elektrisk fiskebåt.



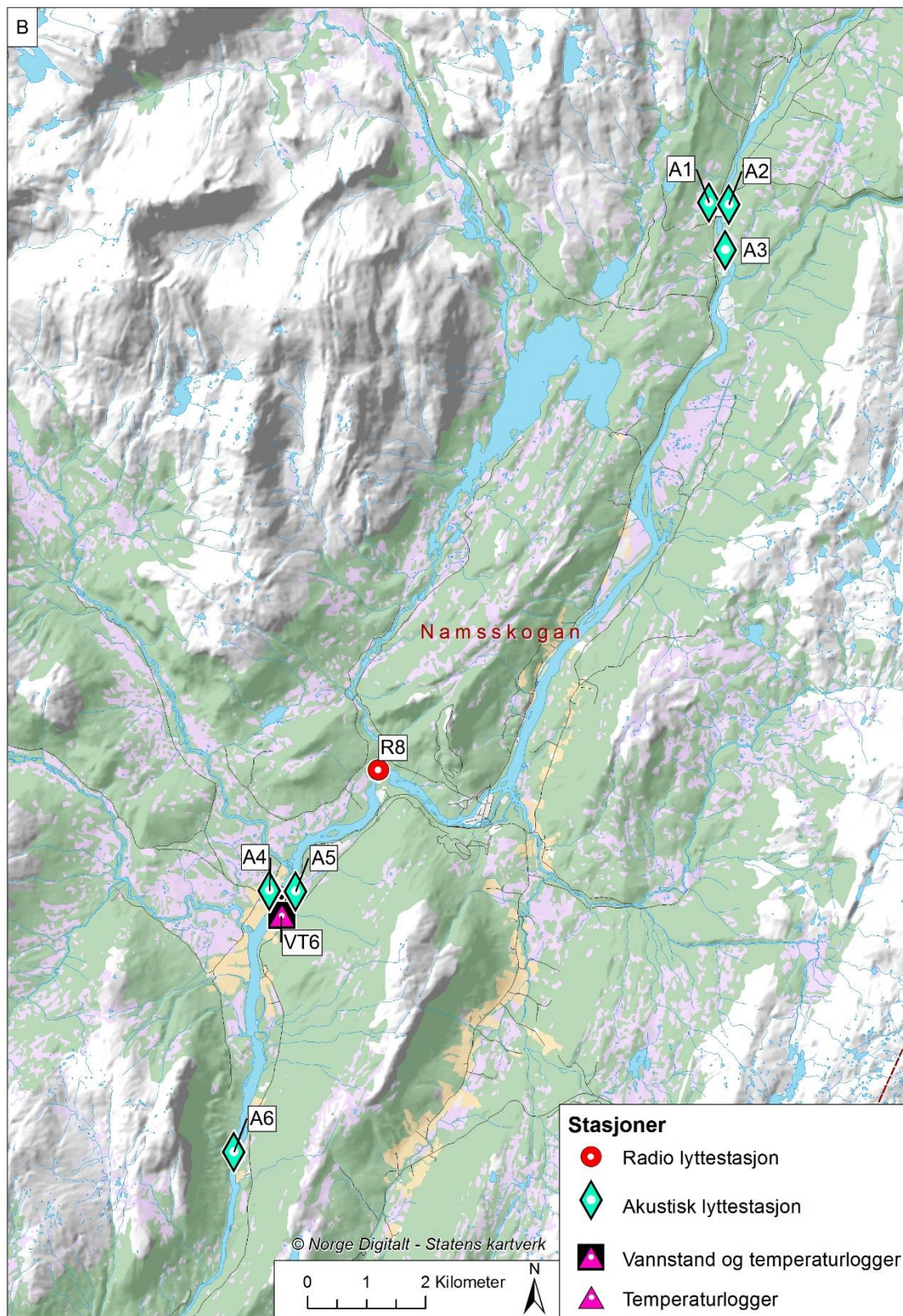
Manuell radiopeiling ved Snåsamoen. Foto: Jan Grimrud Davidsen



Figur 1. Undersøkellesområdet i hele perioden (2014-2017). Kartutsnitt A: Snåsamoen og Mellingselva. Kartutsnitt B: Bjørnstad Bru – Fossheim. Kartutsnitt C: Breidfossen – Åsmulfoss. Kartutsnittene er vist i større målestokk i de følgende figurene. Lyttestasjoner for registrering av fisk merket med radiosendere og akustiske sendere er også vist.



Figur 2. Kartutsnitt A. Undersøkellesområdet ved Snåsamoen og Mellingselva (august 2014 til januar 2016). R1 og R2: Snåsamoen. R3 og R4: Mellingselva ved E6 brua. R5: Fiskebua. R6: Oterfossen. R7: Mellingshaugen. R angir nummer på radiolyttestasjon, mens VT angir nummer på vannstands- og temperaturlogger.



Figur 3. Kartutsnitt B. Undersøkellesområdet mellom Bjørnstad og Fossheim (august – desember 2015). A1 og A2: Bjørnstad bru. A3: Bjørnstadhølen. A4 og A5: Bjørhusdal bru. A6: Fossheim. R8: Utløpet av Frøyningseelva. R angir nummer på radiolyttestasjon, mens VT angir nummer på vannstands- og temperaturlogger.



Figur 4. Undersøkellesområdet mellom Breidfossen og Åsmulfoss (august 2016 – november 2017). R9 og R10: Breidfossen. R11: Strompdal bru. A7: Flåttedalsmoen. A8: Åsmulfoss kraftstasjon. R angir nummer på radiolyttestasjon, A nummer på akustisk lyttestasjon, mens T angir nummer på temperaturlogger.

2.2 Fangst og merking av småblank og ørret

2.2.1 Fangst ved el-fiske

I alt 206 småblank og 17 ørret ble fanget med bærbart elektrisk fiskeapparat eller elfiskebåt. Det bærbare apparatet var av typen Terrik Technology AS modell FA4 med 12 V batteri, pulsspenning 170-1500 V og pulsfrekvens 35-70 Hz. Elfiskebåten er en 18 fot lang spesialkonstruert båt for elektrisk fiske utstyrt med en 200 hestekrefters vannjetmotor. Den har et flatt utformet skrog slik at den kan brukes i grunne områder. Foran baugen er to anoder med stålvaiere festet til justerbare svingarmer. Under det elektriske fisket fungerer båtens metallskrog som katode. Når strømmen blir slått på oppstår et elektrisk felt rundt hver anode. Strømmen blir sendt ut via en 7,5 kW generator drevet pulsator (Kohler Marin Generator). Strømfeltet har en horisontal rekkevidde på inntil fem meter og vertikal rekkevidde på inntil to meter. Under fisket ble det benyttet 60-120 volt likestrøm (DC), puls-frekvens på 60 Hz og utgangseffekt på 1,9-2,1 A.

2.2.2 Bedøvelse og prøvetakning

Før merking ble fisken bedøvd i 4,0-4,5 minutt i en løsning med 2-fenoksietanol (EEC No 204 589-7, 0,5 ml per l vann), og deretter overført til et merkerør. En tynn slange som kontinuerlig overstrømmet gjellene med friskt vann ble ført inn i munnen på fisken. En skalpell ble brukt til å lage et 10-20 mm langt snitt i buken på fisken, og en radiosender eller akustisk sender ble forsiktig ført inn i bukhulen. Snittet ble lukket med to sting (Resolon 5/0 sutur). For fisk som kun ble PIT-merket var snittet på 1 mm og det ble ikke lukket med sutur. Etter merking ble fisken veid og lengdemålt (total lengde). Fem skjell ble nappet fra fisken for senere analyse av alder. En bit av fettfinnen ble lagt på sprit og frosset for senere genetiske analyser. Oppholdet i merkerøret varte i ca. 5 minutt. Etter merkingen ble fiskene holdt i bur i elva til de hadde normal svømmeatferd og pustefrekvens, og de ble da satt ut i et rolig parti i elva.

2.2.3 Merking med radiosendere

I alt 140 småblank og 17 ørret ble merket med radiosendere fra Advanced Telemetry System (ATS). Hvert merke sendte signal på en egen frekvens i frekvensområdet 142.000-142.700 MHz, med en pulsrate på 30 ping per minutt (PPM) og pulsbredde på 20 ms. Tre modeller radiosendere ble brukt: Modell F1440 (småblank: N = 80; ørret: N = 11), vekt 2,1 gram, estimert batterilevetid 122 dager, minimum lengde på fisk 140 mm. Modell F1440 med aktivitetssender (småblank: N = 28), vekt 2,1 gram, estimert batterilevetid 61 dager, minimum lengde på fisk 155 mm. Modell F1420 (småblank: N = 32; ørret: N = 6), vekt 1,3 gram, estimert batterilevetid 45 dager, minimum lengde på fisk 123 mm. Informasjon om fangst dato, merkegrupper, lengde, vekt, alder, K-faktor og kjønnsfordeling for fisk merket med radiosender er gitt i tabell 1.



Merking av småblank. Foto: Linda Eikås

Tabell 1. Informasjon om radiomerket fisk fordelt på merkegruppe. * angir fisk merket på våren kun uker etter at isen forsvant

Art	Område i elva	Merkedato (år-måned- dag)	Antall dager fisken ble peilet	Antall fisk (N)	Total lengde (gjennomsnitt) med variasjonsbredde (mm)	Vekt (gjennomsnitt) med variasjonsbredde (g)	Kondisjonsfaktor (gjennomsnitt) med variasjonsbredde (K)	Alder (gjennomsnitt) med variasjonsbredde (år)	Andel hunnfisk i gruppen (%)
Laks	Snåsamoen	2014-08-26	104	37	165 (140-210)	39 (23-81)	0.83	3,4 (3-4)	74
	Snåsamoen*	2015-05-04	135	20	163 (149-180)	29 (19-39)	0.68	4,1 (2-5)	85
	Mellingselva øvre del	2015-08-21	144	25	162 (140-206)	42 (25-93)	0.95	3,2 (2-4)	52
	Mellingselva nedre del	2015-08-25	140	11	153 (138-167)	34 (23-46)	0.94	3,6 (3-4)	45
	Frøyningsselva utløp	2015-08-20	116	10	158 (143-188)	34 (24-56)	0.85	3,2 (2-5)	89
	Breidfossen	2016-09-21	84	8	181 (160-206)	51 (35-77)	0.85	3,5 (3-4)	25
	Breidfossen*	2017-05-15	80	11	176 (141-253)	47 (20-115)	0.76	3,8 (3-6)	29
	Strompdal	2016-08-09	126	18	199 (150-265)	70 (29-136)	0.84	3,9 (2-7)	61
Ørret	Mellingselva	2015-08-24	141	17	145 (123-167)	31 (18-46)	1.03	2,1 (1-3)	53

2.2.4 Merking med akustiske sendere

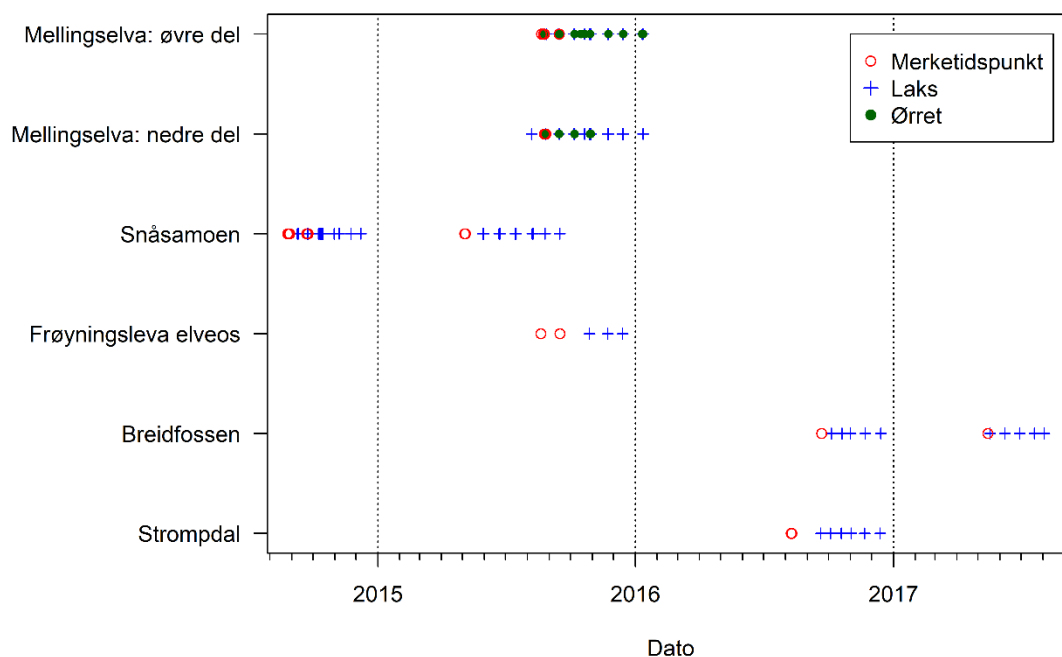
I alt 46 småblank (gjennomsnittlig total lengde 159 mm, variasjonsbredde 141-205 mm) ble merket med akustiske sendere fra Thelma biotel, modell LP-7.3, 7,3 x 18,0 mm; vekt i vann/luft 1,2/1,9 g, signalfrekvens 30-90 sek, 139 dB re 1uPa @1m. De akustiske merkene sendte ut et lydsignal (69 kHz) som ble registrert når fisken var innenfor rekkevidde av en akustisk lyttestasjon plassert i elva. Av totalt 46 merkede fisk ble 20 fisk merket ved Snåsamoen i august 2014, 15 fisk i området mellom terskelen i Namsskogan sentrum og terskelen ved Bjørhusdal i august 2015, samt 11 individer oppstrøm Strømpdal bru august 2016.

2.2.5 Merking med PIT-merker

All fisk som ble merket med radiomerke eller akustisk merke ble i tillegg merket med et 8 mm x 1,4 mm FDX PIT-merke (Oregon RFID) for enkelt å kunne identifisere eventuelle gjenfangster. I tillegg ble 89 småblank (gjennomsnittlig total lengde 122 mm; variasjonsbredde 64-164 mm) kun merket med PIT-merke.

2.3 Radiopeiling

Radiosenderne hadde signaler på ulike frekvenser, og det var derfor mulig å kjenne igjen enkelt-individ. All radiomerket fisk ble jevnlig posisjonert (hver 3.-5. uke, og i enkelte perioder så ofte som to ganger om dagen) ved bruk av en bærbar radiomottaker (www.atstrack.com, modell R410). Peilingen ble gjort ved å vade ut i elva, slik at presisjonen på posisjonen ofte var nærmere fisken enn 2 m. Når forholdene ikke tillot vading (høy vannføring eller islagt elv) ble fiskene peilet fra land. Posisjonen på GPS ble da angitt som punktet på land med nærmest avstand til fisken. Videre ble fisken peilet fra ulike posisjoner langs elvebredden, slik at en kunne notere ganske nøyaktig hvor i elva den stod. I ettertid ble posisjonen justert slik at punktet ble plassert i elva nærmest mulig fiskens virkelige posisjon. Det ble ikke registrert noen fiskemerker på land, hvilket kan være tilfellet ved predasjon fra eksempelvis fugl (Davidsen mfl., 2012). Når fisken ble posisjonert ved vading i elva, ble informasjon om substrat, vanddybde og vannhastighet notert. Periodene for peilingen i hvert studieområde er gitt i figur 5.



Figur 5. Oversikt over merketidspunkt og perioder med manuell peiling av fisk merket med radiosendere og akustiske sendere i de enkelte studieområdene.

Til støtte for den manuelle radiopeiling ble fastmonterte lyttestasjoner (www.atstrack.com, modell R4500s) satt opp i de områder hvor det ble merket flest småblank (figur 1-4). Rekkevidden varierte både i tid og rom med temperatur, vannføring og lokal radiostøy, men var generelt mellom 50 og 150 meter. Radiosenderne av modell F1420 som ble brukt på de minste fiskene hadde omtrent 50 meter kortere rekkevidde enn de andre senderne. Data fra de fastmonterte lyttestasjoner ble i ettertid brukt til å kvalitetssikre data fra den individuelle peilingen.

2.4 Registrering av langtvandrende småblank med faste akustiske lyttestasjoner

Automatiske akustiske lyttestasjoner (Vemco Inc, modell VR2W) ble hvert år plassert i elva fra august til mai året etter. For å optimere rekkevidden ble lyttestasjonene plassert i områder av elva som smalnet inn samtidig som det fortsatt var jevn vannføring. Lyttestasjonene ble enten hengt i tau ned fra bru eller plassert på en dyp plass i elva, fortrinnsvis en høl, og festet med kjetting til land. Rekkevidden var som regel 200-300 meter, men ble redusert når høy vannføring medførte turbulente vannmasser.

2.5 Karakterisering av bunnssubstrat, vannføring og vannhastighet

Bunnssubstratet ble delt inn i fem kategorier (tabell 2). Normalt vil bunnssubstratet bestå av en blanding av flere kategorier, men for denne undersøkelsen er kun det dominerende substratet benyttet i analysene. Vannhastighet ble målt med målestav og angitt med 10 cm nøyaktighet, mens vannhastighet ble anslått etter fem kategorier (tabell 3).

Tabell 2. Karakterisering av bunnssubstrat

Kategori	Navn	Beskrivelse
1	Finsubstrat	Svært fin grus, sand, silt. Partikkelstørrelse < 2cm
2	Grus	Partikkelstørrelse 2-16cm
3	Stein	Partikkelstørrelse 16-35cm
4	Storstein og blokk	> 35cm
5	Fjell	Fast fjellgrunn på bunnen

Tabell 3. Karakterisering av vannhastighet

Kategori	Navn	Beskrivelse
1	Foss	Markert fall og svært høy vannhastighet
2	Stritt stryk	Vannhastighet > 1m/s betydelig fallgradient, brutte bølger
3	Moderat stryk	Liten fallgradient, hastighet 0,5-1,0 m/s
4	Sakteflytende	Lav vannhastighet 0,2-0,5 m/s
5	Stillestående	Vannhastighet 0-0,2 m/s, ofte kulp/høl

2.6 Kjønnbestemmelse ved hjelp av genetiske markører og tilbakeberegning av alder

Arvestoffet ble ekstrahert fra finne-klipp oppbevart på sprit ved hjelp av DNEASY tissue kit fra QIAGEN. For artsbestemmelse benyttet vi tre genetiske markører i kjerne-DNA (5S rDNA: (Pendas mfl., 1995), SsOSL438: (Slettan mfl., 1996), Ssa197: (O'Reilly mfl., 1996)). I tillegg ble en genetisk markør i det mitokondrielle arvestoffet som skiller mellom ørret og laks benyttet (Karlsson mfl., 2013). For genetisk kjønnstest benyttet vi primer-sekvenser utviklet av Quéméré mfl. (2014) for amplifisering av sdY-genet. Amplifisering av sdY-genet gir et positivt svar for hannkjønn, mens et negativt svar tolkes som hunnkjønn. sdY-genet ble derfor amplifisert sammen med de artsdiagnostiske markørene i en PCR-multiplex, slik at et fravær av amplifisering av sdY-genet med større

sikkerhet kunne tolkes som hunnkjønn dersom de artsdiagnostiske markørene ble amplifisert. Oppformerte fragmenter fra PCR ble separert og visualisert i en ABI 3500 XL Genetic Analyzer (Applied Biosystems) og genotypet i Genemapper v.5.0 (Applied Biosystems). Aldersanalyse ble basert på skjell fra de enkelte fisk (Nall, 1930; Závorka mfl., 2014).

2.7 Dataanalyser

2.7.1 Beregning av størrelse på hjemmeområde

Det var for få observasjoner av de 17 ørretene (median = 4 observasjoner per individ, variasjonsbredde = 1-8 observasjoner per individ) til å kunne beregne størrelsen på området de brukte (hjemmeområde, homerange). For småblank som hadde minst fem registreringer ble hjemmeområdet beregnet med følgende metode:

- 1) Et polygon som omfattet henholdsvis 50 % og 95 % av den romlige fordelingen av punkter (50 % and 95 % home range spatial distribution polygon) ble beregnet for hvert individ ved bruk av funksjonen *mcp()* i R3.44-pakken *adehabitathR*. *mcp()*-funksjonen ble brukt fordi den er godt egnet ved et lite antall observasjoner per individ. Metoden utelukker 50 % (5 % ved 95 % hjemmeområde) av individene som ligger lengst bort fra hjemmeområdets sentrum. Grensen på 50 % var satt for å unngå at polygonene ble påvirket av tilfeldige lengre vandringer bort fra hjemmeområdet.
- 2) Hjemmeområde for hver fisk ble videre justert ved å ekskludere områder utenfor elva og kun inkludere områder i elva ved bruk av R-funksjonen *gIntersection()* fra *rgeos* biblioteket.

2.7.2 Beregning av lengste avstand mellom peilepunkter

Lengste avstand mellom individuelle beregninger av peilepunkt for småblank og ørret ble beregnet på følgende måte:

- 1) For observasjoner som ikke hadde et landområde mellom seg, ble det brukt en enkel euklidisk avstand.
- 2) For observasjoner separert av et mellomliggende landområde, ble det estimert en minimum vandringsavstand i elva ved å bruke R-funksjonen *shortestPath()* fra *gdistance* biblioteket, slik at det ble tatt høyde for at fisken måtte følge elva mellom de to punktene.

2.7.3 Sammenheng mellom småblankens hjemmeområde, lengste avstand mellom peilepunkter og individenes karaktertrekk

Sammenhengen mellom størrelsen på småblankens hjemmeområde, lengste avstand mellom peilepunkter og individenes karaktertrekk ble analysert ved hjelp av lineære regresjoner. Både hjemmeområde og lengste avstand mellom peilepunkter ble log-transformert for å sikre normalfordeling av residualverdiene. Totallengde, vekt, kondisjonsfaktor (K), alder og område i elva ble inkludert som potensielle forklaringsvariabler.

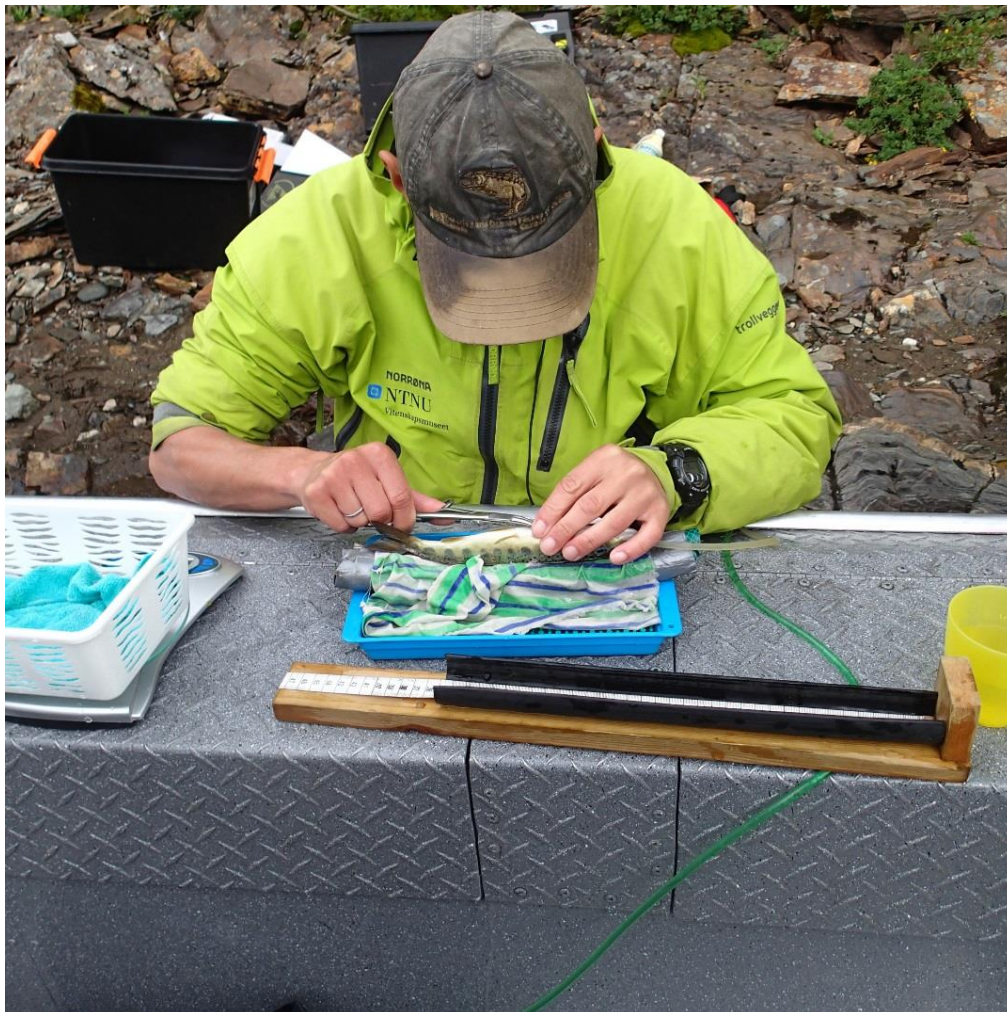
VIF (Variance inflation factor; tabell 4) ble undersøkt for å avdekke potensiell korrelasjon blant forklaringsvariablene ved bruk av metoden skissert av (Zuur mfl., 2009). En tommelfingerregel sier at en variabel har stor grad av kollinearitet med flere variabler dersom VIF er større enn 10. (Damodar & Dawn, 2009). Høye VIF ble funnet for kroppslengde og vekt, slik at disse ble utelukket for å redusere multikolaritet (graden av lineær sammenheng) i regresjonsmodellen. Innledende modeller ble derfor kjørt med kondisjonsfaktor, alder og merkegruppe. En trinnvis tilnærming ble da brukt til å forenkle modellene.

Tabell 4. VIFs (variance inflation factors) for forklaringsvariabler aktuelle for lineær regresjonsanalyse.

Variabel	VIF
Totallengde	34,80
Vekt	33,59
Kondisjonsfaktor (K)	4,16
Alder	1,71

2.7.4 Overlapp i områdebruk mellom småblank og ørret

Overlapp i romlig fordeling av småblank og ørret ble undersøkt for fisk merket i Mellingselva. Først ble overlapp i områdebruk kvantifisert ved hjelp av funksjonen R **density()** (båndbredde = 100 m). Deretter ble habitatbruken (substrat, vannhastighet og vanddybde) mellom de to artene sammenlignet ved hjelp av Fishers test.



Merking av småblank fra elfiskebåt. Foto: Jarle Fløan

3 Resultater

3.1 Biologiske karakteristikk

Total kroppslengde økte med alder (ANOVA, $N = 72$, $P < 0.001$). Det var ikke forskjell (T-test, $P > 0,05$, $N = 132$) i kroppslengde mellom hannfisk (gjennomsnitt = 164 mm, S.D. = 25, variasjonsbredde 138-165 mm) og hunnfisk (gjennomsnitt = 170 mm, S.D. = 20, variasjonsbredde = 140-231 mm). Småblank merket om høsten hadde lavere kondisjonsfaktor (T-test, $P < 0,001$, $N = 63$) i hovedelva ved Snåsamoen (gjennomsnitt = 0,83, variasjonsbredde = 0,75-0,95) enn i sideelva Mellingselva (gjennomsnitt = 0,95, variasjonsbredde = 0,78-1,14). Kondisjonsfaktoren til ørret i Mellingselva (gjennomsnitt = 1,03, variasjonsbredde = 0,88-1,50) var høyere enn hos småblanken i samme område (gjennomsnitt = 0,95, variasjonsbredde = 0,78-1,14; T-test, $P < 0,05$, $N = 53$). Kroppslengde, vekt, kondisjonsfaktor og alder for hver merkegruppe fremgår av tabell 1.

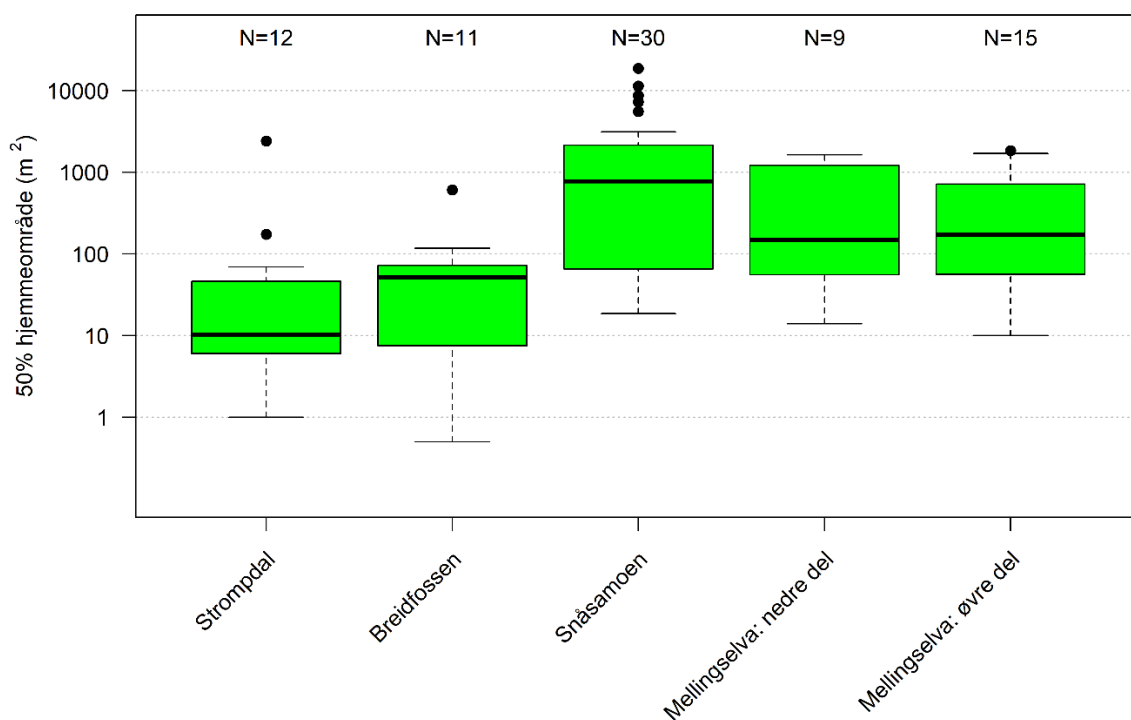
3.2 Størrelse på hjemmeområde

Størrelsen på hjemmeområdet kunne bestemmes for 77 småblank (figur 6 og 7). Størrelsen på 50 % hjemmeområde (det vil si at fisken var innenfor dette området ved halvparten av peilingene) for disse var gjennomsnittlig 1123 m² (variasjonsbredde 0,5-18644 m²); størrelsen på 95 % hjemmeområder for disse var gjennomsnittlig 4416 m² (variasjonsbredde 3-44408 m²). Det var stor forskjell mellom fisk i størrelse på hjemmeområdet. Hjemmeområdet var dessuten større for småblank merket i den øvre del av undersøkelsesområdet (Snåsamoen og Mellingselva) enn i den nedre delen (Strompdal og Breidfossen) (figur 6 og 7, tabell 5 og 6). Størrelse på hjemmeområdet økte med fiskens alder (tabell 5 og 6). Det ble ikke funnet noen sammenheng mellom størrelse på hjemmeområdet og fiskens kondisjonsfaktor (kroppslengde og kjønn ble ikke inkludert for å unngå multikolaritet. For småblank som ble merket om høsten, var hjemmeområdet større ved Snåsamoen (median = 616 m², $N = 19$) enn i Mellingselva (median = 172 m², $N=15$), men forskjellen var ikke signifikant (Mann-Whitney U-test, $U = 167$, $P = 0,41$).

Ved Breidfossen og Snåsamoen, hvor småblank ble merket både vår og høst, var hjemmeområdet større om våren enn om høsten, men forskjellen var ikke signifikant (Mann-Whitney test, $U = 15$, $P = 0,50$ (Breidfossen); $U = 137$, $P = 0,17$ (Snåsamoen).



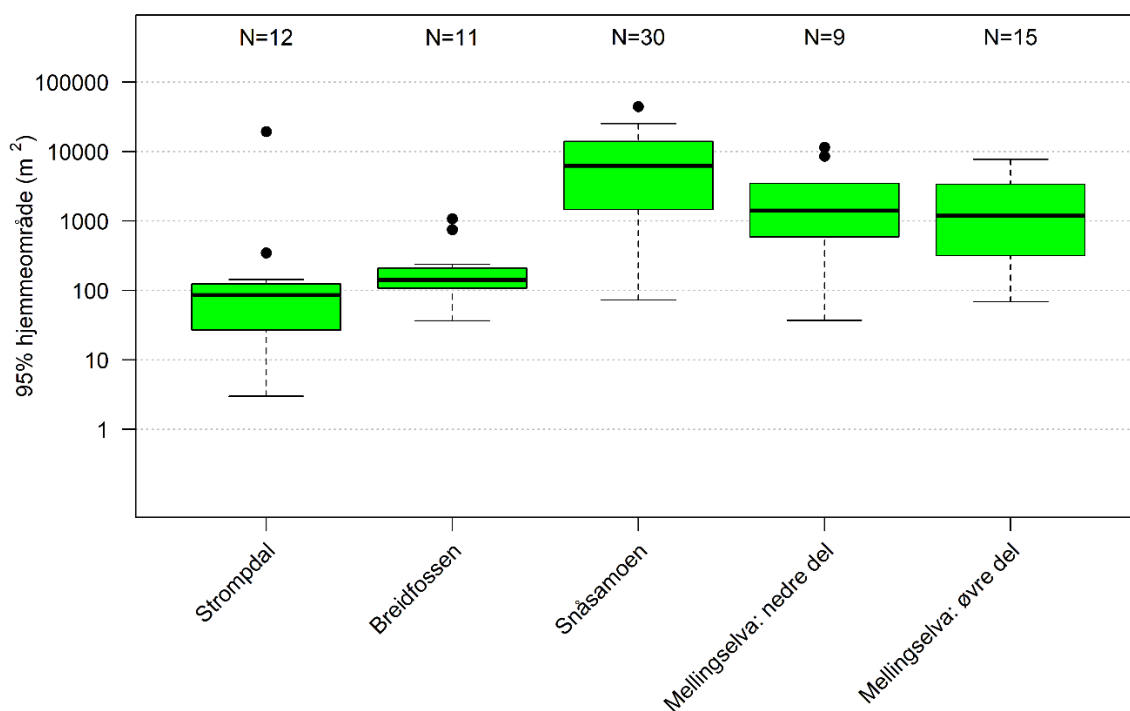
Snåsamoen november 2014. Foto: Jarle Fløan



Figur 6. Størrelse på 50 % hjemmeområde for småblank i de ulike studieområdene, det vil si at fisken var innenfor dette området ved halvparten av peilingene. Antall småblank i hver gruppe er gitt øverst i figuren. De tykke strekene i de grønne boksene viser midtverdien (median) for hver gruppe, og betyr at halvparten av fisken i gruppa hadde et større hjemmeområde enn dette og halvparten mindre. De grønne boksene viser interkvartilbredden, det vil si at halvparten av individene hadde en størrelse på hjemmeområdet som ligger innenfor boksene. Vingene og punktene under og over boksene viser verdier utover dette.

Tabell 5. Resultater fra lineær regresjons analyse av sammenhenger mellom størrelse på 50 % hjemmeområde, alder og merkegruppe.

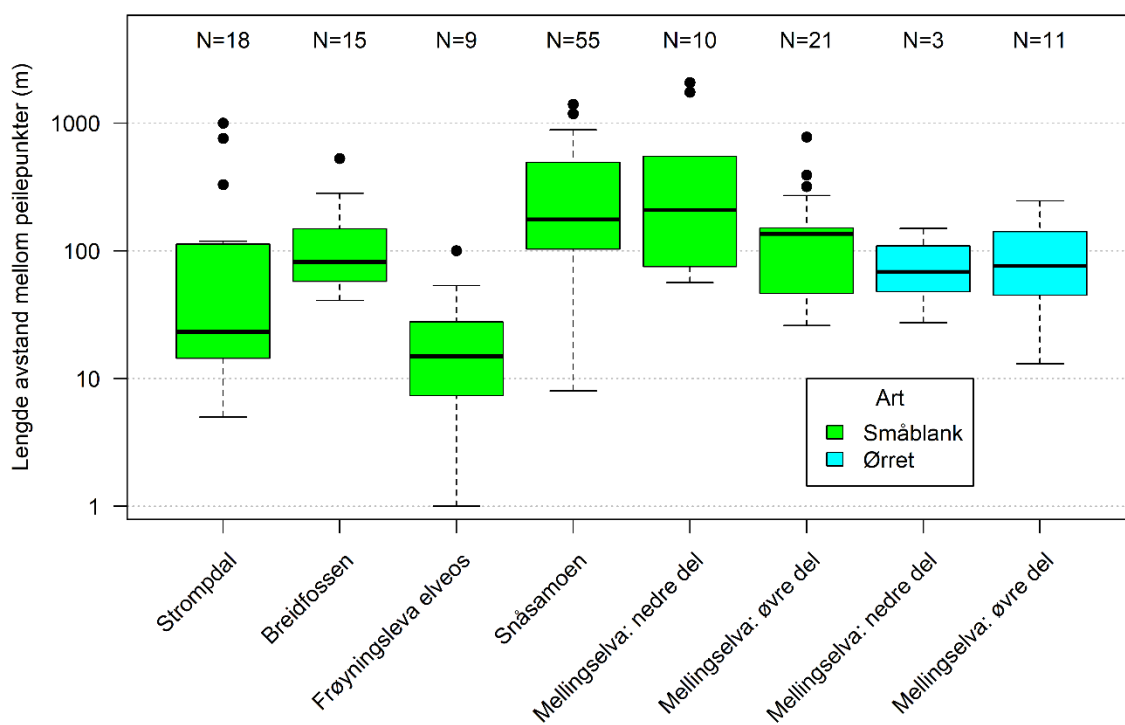
	Estimat	Standard feil	t-verdi	Pr(> t)
(Intercept)	-1,334	1,182	-1,128	0,263
Alder	1,138	0,289	3,936	< 0,001
Lokalitet Breidfossen	0,522	0,757	0,69	0,493
Lokalitet Snåsamoen	3,058	0,644	4,746	< 0,001
Lokalitet Mellingselva nedre del	2,25	0,799	2,817	0,006
Lokalitet Mellingselva øvre del	2,938	0,738	3,98	< 0,001



Figur 7. Størrelse på 95 % hjemmeområde for småblank i de ulike studieområdene, det vil si at fisken var innenfor dette området ved 95 % av peilingene. Antall småblank i hver gruppe er gitt øverst i figuren. De tykke strekene i de grønne boksene viser midtverdien (median) for hver gruppe, og betyr at halvparten av fisken i gruppa hadde et større hjemmeområde enn dette og halvparten mindre. De grønne boksene viser interkvartilbredden, det vil si at halvparten av individene hadde en størrelse på hjemmeområdet som ligger innenfor boksene. Vingene og punktene under og over boksene viser verdier utover dette.

3.3 Lengste avstand mellom peilepunkter

Gjennomsnittlig lengste avstand mellom peilepunkter for individuelle småblank var 242 meter (variasjonsbredde 0-2080 m, N = 128). Maksimal avstand mellom ytterste peilepunkter varierte mellom områdene i elva med en tendens til lengre avstander i øvre del (Snåsamoen og Mellingselva, median vandringsavstander > 100 meter) enn i nedre del av undersøkelsesområdet (Strompdal, Breidfossen og Frøyningselvastos, medianavstander < 100) (figur 8; tabell 6). På samme måte som med størrelse på hjemmeområdet økte lengste avstand mellom peilepunkter med alder, men det var ikke noen sammenheng med kroppslengde eller kondisjonsfaktor. I Mellingselva hadde småblank en tendens til lengre vandringsavstander enn ørreten, men denne forskjellen var bare marginalt signifikant (Mann-Whitney U-test, W = 284, P = 0.0491)



Figur 8. Maksimal avstand mellom observasjoner hos individuelle småblank og ørret. Antall fisk i hver gruppe er gitt øverst i figuren. De tykke strekene i de grønne og turkise boksene viser midtverdien (median) for hver gruppe, og betyr at halvparten av fisken i gruppa hadde en større maksimal daglig vandring lengde enn dette og halvparten mindre. De grønne boksene viser interkvartilbredden, det vil si at halvparten av individene hadde en maksimal daglig vandring lengde som ligger innenfor boksene. Vingene og punktene under og over boksene viser verdier utover dette.

Tabell 6. Resultater fra lineær regresjons analyse av sammenhenger mellom lengste avstand mellom peilepunkter, alder og merkegruppe for småblank.

	Estimat	Standard feil	t-verdi	Pr(> t)
(Intercept)	2,317	0,641	3,615	0
Alder	0,344	0,147	2,348	0,021
Lokalitet Breidfossen	1,059	0,416	2,547	0,012
Lokalitet Frøyningseleva elveos	-1,038	0,487	-2,133	0,035
Lokalitet Snåsamoen	1,718	0,338	5,089	0
Lokalitet Mellingselva: nedre del	1,937	0,465	4,164	0
Lokalitet Mellingselva: øvre del	1,29	0,398	3,24	0,002

Registreringer ved de automatiske lyttestasjonene viste at noen småblank kan vandre over litt større områder (noen hundre meter, opp til en kilometer), men at de fleste holdt seg nær områdene der de ble merket. Av de 20 småblankene som ble merket med akustisk sender ved Snåsamoen i august 2014, ble ingen registrert på lyttestasjonene nedstrøms (nærmeste var 5 km unna). To av fiskene (10 %) ble gjenfanget igjen ved Snåsamoen i mai 2015. Høsten 2015 ble fire av 15 småblank med akustisk sender registrert på lyttestasjoner nedstrøms merkeplassen. Én av disse fiskene (152 mm) ble 18. august merket oppstrøms utløpet av Store Bjørhusdalelva og ble 17 dager

seinere registrert på østlig side av elva ved Bjørhusdal bru (1 km nedstrøm utsetting) hvor den vandret litt fram og tilbake i 1,5 døgn og deretter forsvant. Tre småblank, merket 19. august ved Fossheim, ble registrert på lyttestasjonen 400 meter nedstrøms. En av disse (200 mm) ble registrert etter 24 og 26 dager, mens en annen av dem (154 mm) ble registrert samme dag som merking, etter 14 dager og igjen etter 40 dager. Den tredje av de merket ved Fossheim (147 mm) ble registrert jevnlig ved lyttestasjonen i perioden fra merking til 1. november (73 dager). I august 2016 ble 11 småblank merket med akustiske merker i området oppstrøms Strompdal Bru, men ingen av disse ble registrert på lyttestasjonene (nærmeste var 7 km unna).

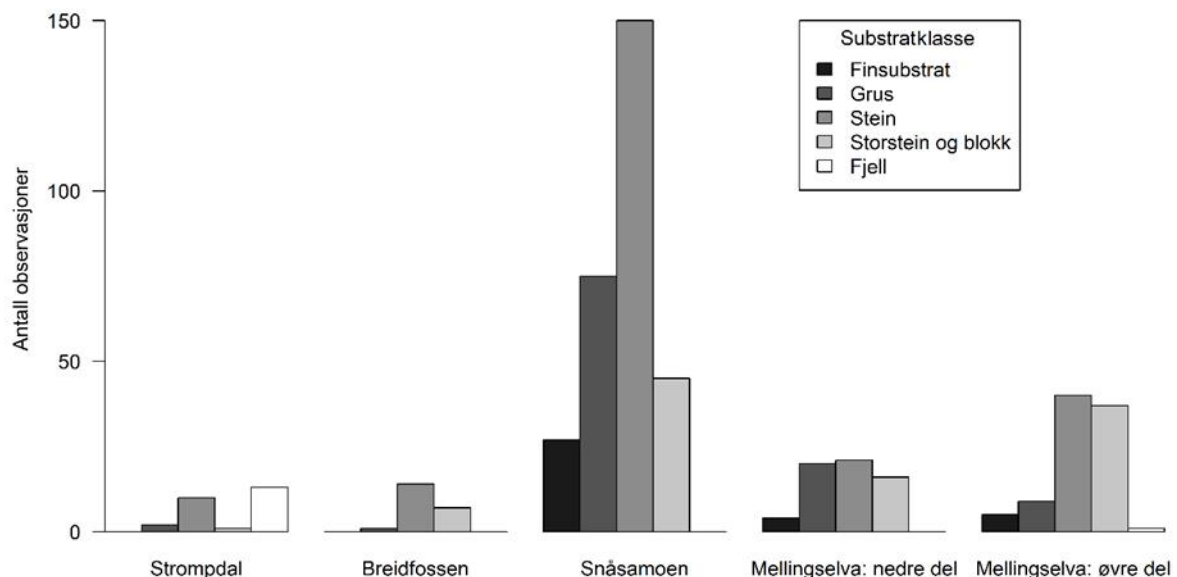
3.4 Gjenfangster av merket småblank og ørret

I perioden august 2014 – mai 2017 ble åtte småblank og to ørret gjenfanget i Namsen under elfiske i forbindelse med fangst for merking av nye fisk. Av disse ble fem småblank og begge ørretene gjenfanget 1-7 dager etter første fangst, mens to småblank merket med akustisk sender og én småblank merket kun med PIT-merke ble gjenfanget ni måneder seinere. Alle ti gjenfangster ble gjort nærmere enn 300 meter fra fangststedet. Fem av gjenfangstene ble gjort i området ved Snåsamoen, mens de resterende fem ble gjort ved Breidfossen. I forbindelse med fangst og merking i Mellingselva august 2015 ble det gjenfanget ca. fem merkede småblank, men det presise tallet ble ikke notert. Det ble ikke gjenfanget noen merket fisk i forbindelse med garnfiske på Bjørnstad (ca. 6 km nedenfor Mellingselvas utløp i Namsen) eller i Namsskogan terskel (ca. 10 km nedenfor utløpet Mellingselva) i begynnelsen av august 2016.

3.5 Habitatbruk

3.5.1 Substrat

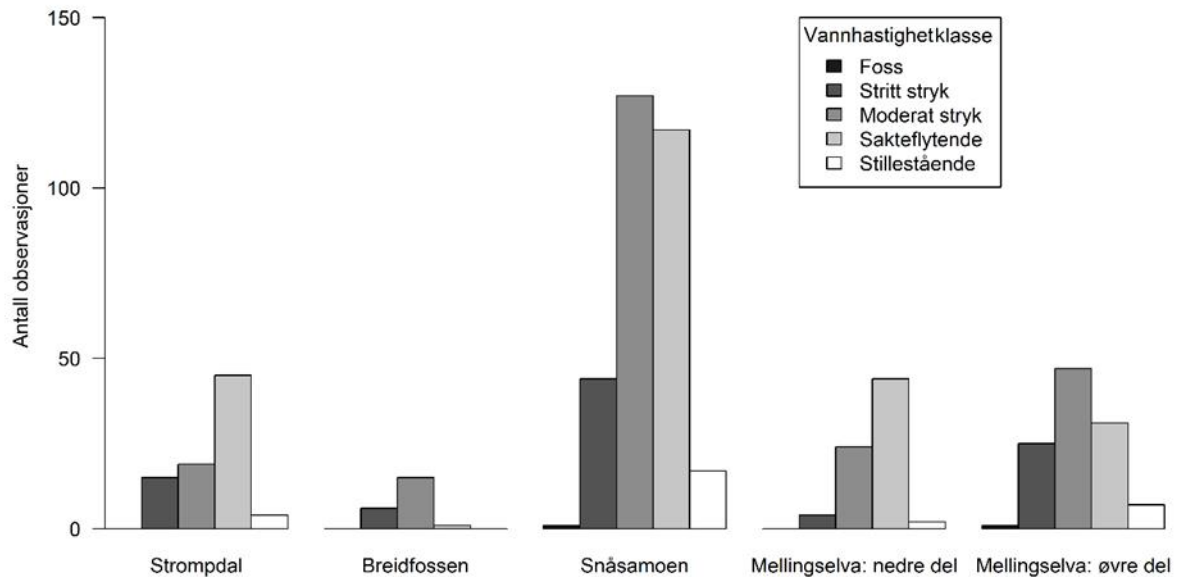
Småblank ble oftest observert over substrat karakterisert som stein, men var ofte også observert over grus, samt stor stein og blokk (figur 9).



Figur 9. Fordeling av observasjoner av småblank i ulike substrat i fem områder i Øvre Namsen. Det ble ikke gjort vurdering av substratklasse for fisk merket ved utløpet av Frøyningelva.

3.5.2 Vannhastighet

Småblank ble registrert i alle slags strømhastigheter, fra fosser til stillestående vann, men de ble oftest registrert i moderate stryk og sakteflytende områder (figur 10). Småblank ble i større grad registrert i rasktflytende områder i nedre deler av undersøkelsesområdet enn i øvre deler.



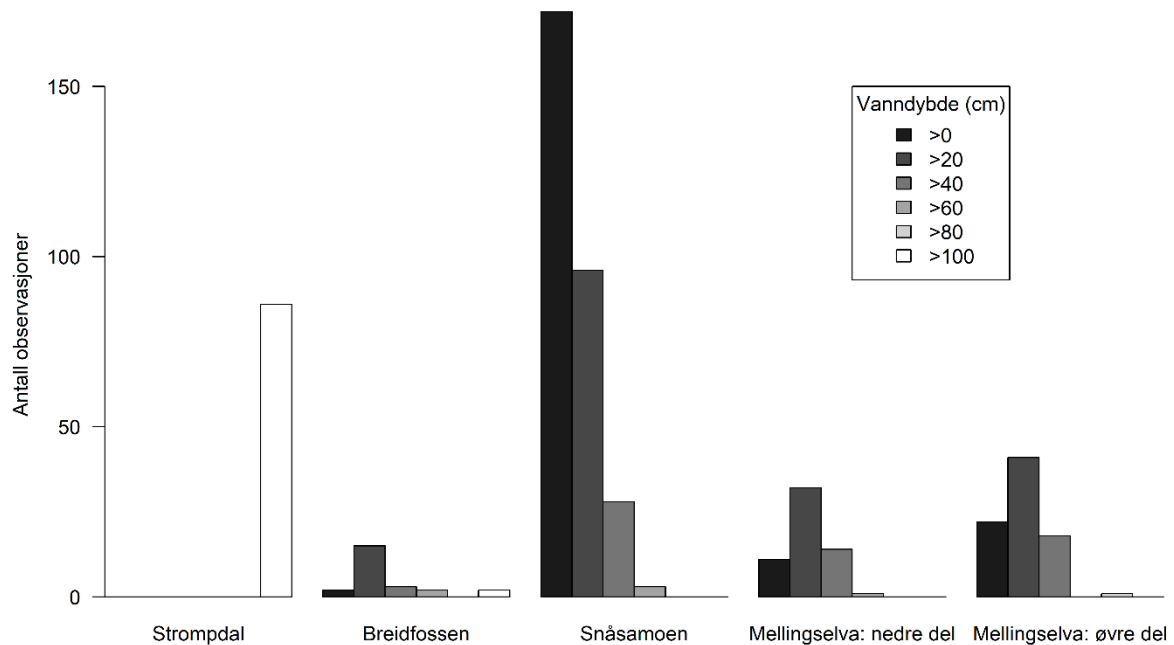
Figur 10. Fordeling av observasjoner av småblank i ulike vannhastigheter i fem områder i Øvre Namsen. Det ble ikke gjort vurdering av vannhastighet for fisk merket ved utløpet av Frøyingselva.



Elfiske nedenfor Oterfossen i Mellingselva. Foto: Jan Grimsrud Davidsen

3.5.3 Vanndybde

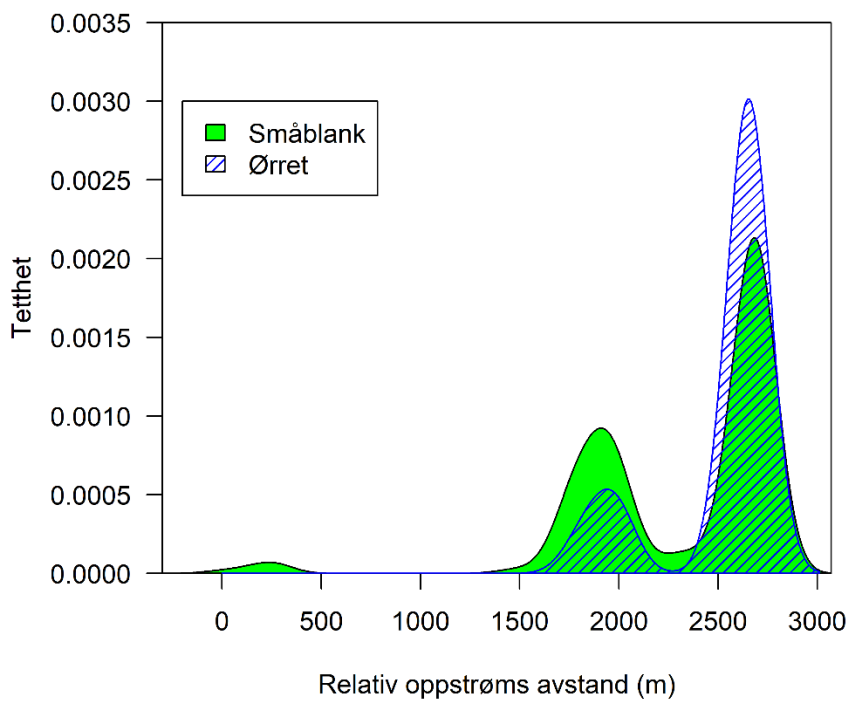
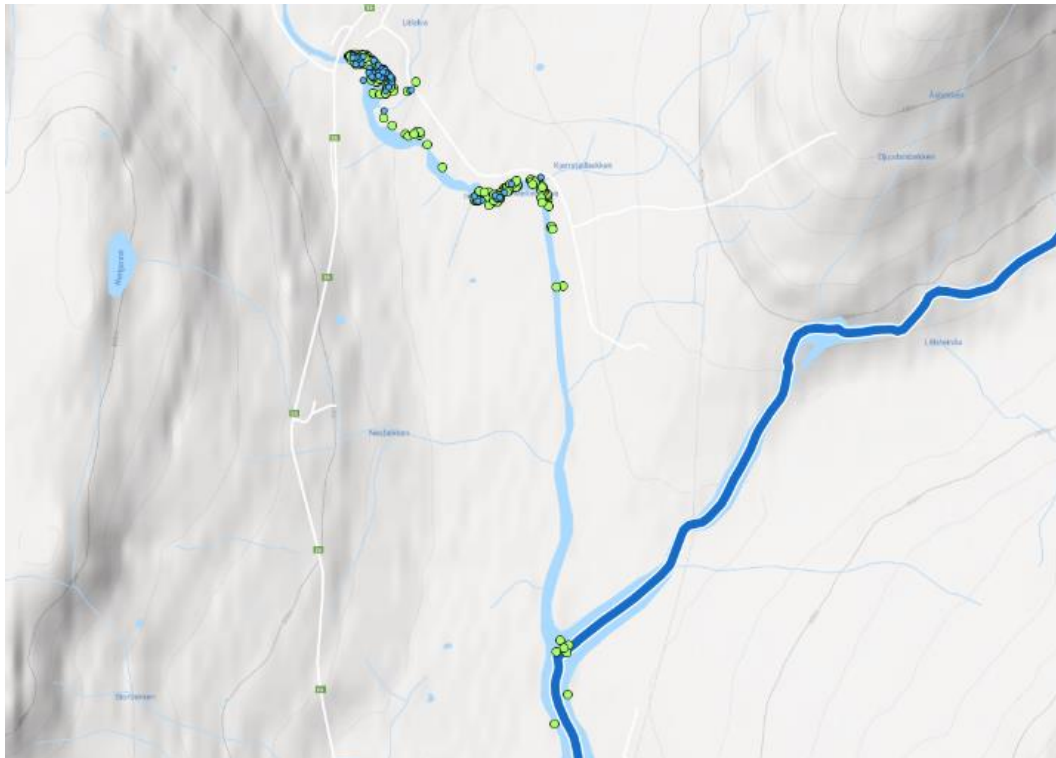
Småblank ble oftest registrert i områder der vanndybden var mindre enn 60 cm (Figur 10). Unntaket var småblank merket ved Strompdal, der alle registreringer var i områder der vanndybden var over 100 cm (figur 11).



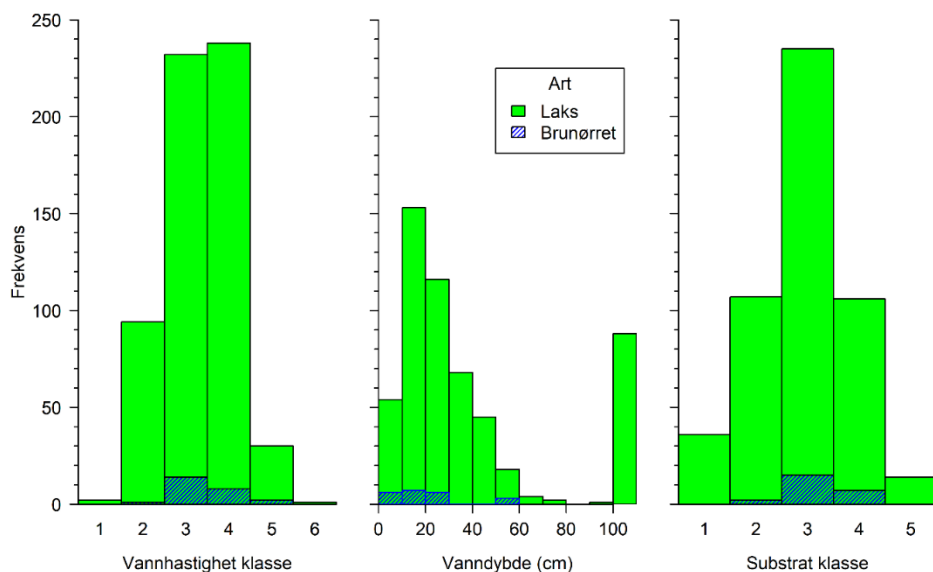
Figur 11. Fordeling av observasjoner av småblank i områder med ulike vanndybder i fem områder i Øvre Namsen. Det ble ikke gjort vurdering av vanndybde for fisk merket ved utløpet av Frøyningseelva.

3.6 Konkurransen med ørret

Småblank merket i Mellingselva brukte et større område av elva enn ørret (Figur 12, nedre panel). Både småblank og ørret oppholdt seg mest i to områder (Figur 12, øvre panel). Ørreten oppholdt seg imidlertid litt lenger oppstrøms enn småblanken. Ørreten ble registrert i samme type habitat som småblank (figur 13) og det var ingen forskjeller mellom artene med hensyn til vannhastighet (Fisher test, $p = 0,32$), dybde ($p = 0,08$) eller substrat ($p = 0,27$).



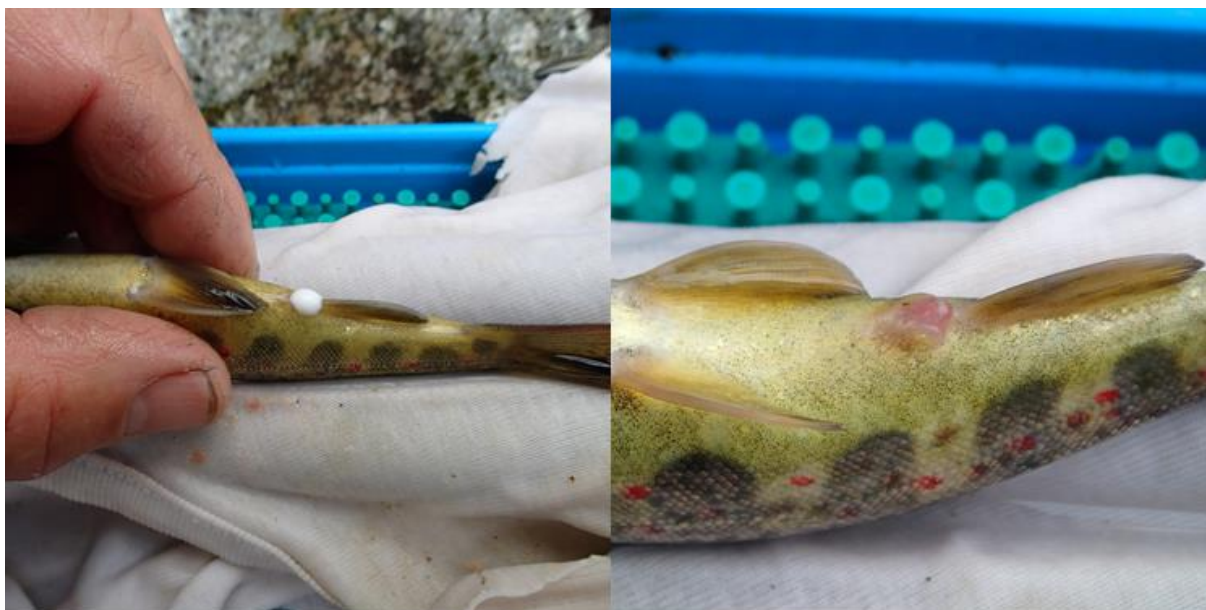
Figur 12. Øverst: Registreringer av småblank (blå symbol) og ørret (grønne symbol) i Mellingselva. Lyseblå linje: Mellingselva. Mørkeblå linje: Namsen. Nederst: Tetthetsplot visende relativ tetthet av observasjoner som spenner over elveavsnittet omfattende småblank- og ørretobservasjonene vist i det øvre plottet. Oppstrøms avstand er gitt som avstand i forhold til hvert individs nederste registrering.



Figur 13. Habitatbruk av småblank (laks) og ørret.

3.7 Gytetidspunkt

For å kartlegge gytetidspunkt til småblank ble fisk fanget ved elfiske fem ganger i Mellingselva i perioden september-desember 2015 (tabell 7). Formålet var å fastslå om det var gytemodne individer til stede på kjent gyteplass 200 meter nedstrøms E6 (figur 2). Planen var å gjøre undersøkelser med 21 dagers mellomrom, men perioder med høy vannføring vanskeliggjorde dette spesielt i starten av oktober og i november. Resultatene viste at det ble observert gytemodne småblank fram til slutten av oktober (tabell 7). Siste observasjon av gytemodne småblank var 29. oktober.

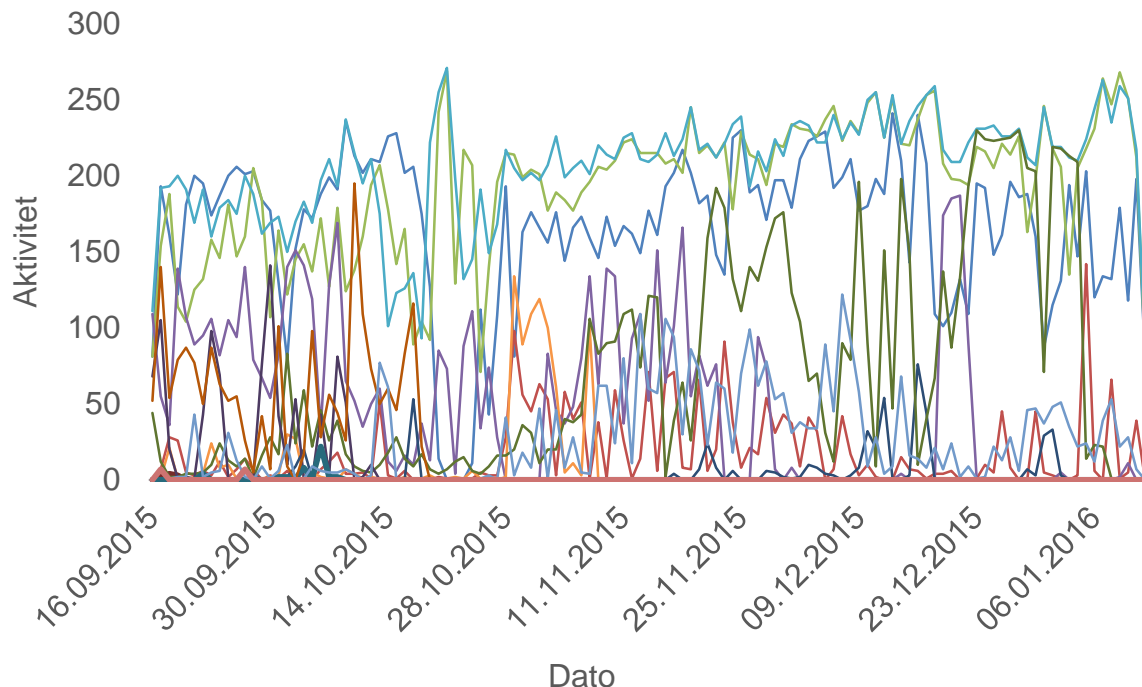


Gytemoden småblank (venstre: hann høyre: hunn;), Mellingselva 15. september 2015. Foto: Sissel Grongstad

Tabell 7. Observasjon av gytemoden småblank under elfiske september til desember 2015 i Mellingselva.

Dato	Ikke gytefisk eller usikker status Småblank	Gytemodne (sikre)		Ferdig utgytt (sikre)		Totalt
		Hann	Hunn	Hann	Hunn	
15.09.2015		7	8			15
14.10.2015	8		5			13
29.10.2015	10	1	1			12
24.11.2015	15			1	5	16
15.12.2015	5				2	7

I alt 28 småblank ble merket med radiosendere med aktivitetssensorer. Ved Snåsamoen ble 14 småblank merket høsten 2014, mens de resterende 14 ble merket i Mellingselva høsten 2015. Hensikten var å registrere forventet økt aktivitetsnivå i forbindelse med gyting. På samme måte som de hos de resterende småblank merket med radiosender ble signalene registrert av automatiske lyttestasjoner og ved manuell peiling. Dessverre fungerte ikke metoden som forventet. Det var overraskende stor variasjon i aktivitetsnivå i hele perioden fra september til januar (eksempel fra Mellingselva, figur 14), og det var ikke mulig å skille ut ulike typer av atferd. Det konkluderes derfor med at sensoren i aktivitetssenderen var for enkel til å kunne skille mellom ulike typer av atferd i så små fisk. I løpet av de siste årene har akustiske sendere med akselerasjonssensor kommet ned i en størrelse som også kan brukes i småblank. Akselerasjonssensoren gir et mer nyansert bilde av aktivitetsnivå til enkeltindivider. For tilsvarende studier i framtiden anbefales denne teknologien i stedet for radiosendere med aktivitetssensor.



Figur 14. Aktivitetsnivå til småblank målt med radiosendere med aktivitetssensor før, under og etter forventet gytesesong i Mellingselva 16.09.2015-10.01.2016.

4 Diskusjon

Individene av småblank som ble fulgt i øvre deler av Namsen, hadde ikke tilsvarende vandring som er kjent hos enkelte andre relikte laksestammer. Sammenlignet med vandringene mellom elv og innsjø som er påvist hos relikte laks i Ladoga, Onega, Saimaa, Vänern og Otravassdraget (Berg, 1985; Kazakov, 1992; Anon., 2011), synes småblank i Øvre Namsen å være langt mer stasjonær. De undersøkte småblankene oppholdt seg halvparten av tiden innenfor et område på 1123 m² og 95 % av tiden innenfor et område på 4416 m². Den maksimale avstanden mellom peilepunktene for individuelle fisk var i gjennomsnitt på 242 meter, noe som i praksis innebærer at fiskene oppholdt seg innenfor samme del av elva gjennom hele undersøkelsesperioden. Det var stor individuell variasjon i størrelsen på hjemmeområdet, og generelt var hjemmeområdet større i den øvre del av undersøkelsesområdet. Relativt beskjedne vandring synes å være i overensstemmelse med hva som er beskrevet ut fra Carlin-merkinger av småblank i perioden 1954-1958 (Berg, 1984). Av nærmere 1000 Carlin-merkede småblank, ble én gjenfanget 24 km nedenfor merkestedet, mens ca. 10 ble gjenfanget omlag 10 km nedenfor. Det store flertallet av gjenfangster (totalt ca. 8 % gjenfangster) ble rapportert fra merkeområdet (Berg, 1984).

Individer av småblank brukte større områder i de øvre delene av hovedelva enn i sideelva Mellingselva. Denne forskjellen i størrelse på leveområde kan ha flere årsaker. 1) Individer med stort hjemmeområde har lav konkurransevne og blir derfor fortrent fra de gunstigste områdene. 2) Ressurstilgang i form av tilgang på skjul og føde varierer mellom de ulike områdene, og størrelsen på leveområde hos småblank er tilpasset ressurstilgangen. 3) Antall konkurrenter er forskjellig i ulike deler av undersøkelsesområdet, og størrelsen på leveområdene er tilpasset grad av konkurranse. Fortrenging av individer er påvist i territorielle ungfisksamfunn av laks og aure, der ungfisk som ikke har egne territorier blir fortrent av mer konkurransedyktige individer, og må bevege seg over større områder uten fast hjemmeområde (Grant & Kramer 1990, Titus 1990, Grant 1997). Eksperimentelle studier har vist at territoriell størrelse hos ungfisk av laks og aure avtar ved økende tetthet, mens territoriell størrelse øker med avtakende næringstilgang (Kalleberg 1958). På grunn av lave tettheter av småblank i de fleste områder er det tvilsomt at bestandene er regulert av en rigid territoriell struktur. Likevel er det grunn til å anta at både næringstilgang, skjultilgang og konkurranseforhold har stor betydning for fordeling av og habitatbruk hos småblank, og at alle disse faktorene i større eller mindre grad påvirker størrelsen på leveområdet hos de enkelte individer.

Generelt sett økte størrelsen på hjemmeområdet med fiskens alder. Det er flere mulige forklaringer på dette. Eldre individer har i kraft av større kroppsavhengig svømmekapasitet større mobilitet enn yngre og små fisk. Små individer av småblank har mange likhetstrekk med ungfisk av sjøvandrende laksefisk, som generelt sett har stort behov for tilgang på egnet skjul (Heggenes mfl. 1999, Bremset & Heggenes 2001, Finstad mfl. 2007) for å redusere predasjonsrisiko (Metcalf mfl. 1987, Vehanen 2003). At kroppslengde ikke var korrelert til forskjell i lengste avstand mellom peilepunkter kan skyldes at det var liten størrelsesforskjell på de merkete fiskene. Generelt vil større individer av småblank, ut fra kroppsstørrelse og svømmekapasitet, være mindre utsatt for kannibalisme og predasjon, og de kan derfor i større grad være eksponert uten å ha tilgang på skjul i bunnsubstratet. Det er derfor grunn til å anta at store individer av småblank kan vandre over større områder enn små individer, enten det er næringsøk i deler av vekstsesongen eller reproduksjon hos kjønnsmodne individer om høsten. Spesielt kan sistnevnte være en forklaring på at eldre individer vandret lengre enn yngre småblank.

Hjemmeområdet om høsten var større i hovedelva ved Snåsamoen enn i den uregulerte sideelva Mellingselva. Selv om forskjellen var stor var den ikke statistisk signifikant, hvilket kan skyldes lavt antall fisk som inngikk i analysen. Samtidig var kondisjonsfaktoren lavere ved Snåsamoen enn i Mellingselva. Resultatet tyder dermed på at forholdene for småblank i den uregulerte sideelva er bedre enn i hovedløpet hvor de to elvene renner sammen. Det har blitt foreslått at størrelsen på et individs hjemmeområde er kontrollert av størrelsesavhengig metabolsk rate og habitatets produktivitet (McNab, 1963). Fordelen ved å ha et lite hjemmeområde er at småblank enklere blir kjent med området og dermed kan øke fødeopptaket og samtidig redusere predasjonsrisikoen. Men om kostnaden ved å fastholde et lite hjemmeområde blir større enn gevinsten, bør den enkelte fisk utvide hjemmeområdet slik at fitness økes (Powell, 2000). Om dette gjelder for småblank kan de

større hjemmeområder ved Snåsamoen tyde på at produktiviteten i den regulerte hovedelva er dårligere enn i den uregulerte sideelva.

Ved Snåsamoen ble småblank oftest observert i områder med stor stein (partikkelstørrelse 16-35 cm) i elvebunnen, mens småblank i andre undersøkte deler av elva også oppholdt seg i områder med grus og småstein (partikkelstørrelse 2-15 cm). Det er mer sannsynlig at den observerte variasjonen i habitatbruk skyldes stedsavhengige forskjeller i substratsammensetning, enn at den gjenspeiler ulike preferanser hos ulike grupper av småblank. Begge substratkategorier gir egnete hulrom som kan benyttes som skjul for små individer av laks og ørret. Det er grunn til å anta at småblank kan utnytte tilsvarende habitat som laksunger av tilsvarende kroppsstørrelse, noe tidligere undersøkelser av laksunger (Heggenes m.fl. 1999; Bremset & Heggenes, 2001; Orpwood mfl., 2003; Jonsson & Jonsson, 2011) og småblank (Norum, 2010) kan tyde på.

Småblank oppholdt seg i all hovedsak i områder som var grunnere enn 60 cm, og i områder med relativt høye (50-100 cm/s) eller moderate vannhastigheter (20-50 cm/s). Disse vannhastighetene gir elvelevende fisk muligheter for å holde posisjon og beite på drivende invertebrater (drivfauna). Fødetilgang i form av drivende invertebrater er blant annet avhengig av vannhastighet, siden drivraten innenfor et gitt elveavsnitt er proporsjonal med vannhastigheten (Metcalf, 1986; Nislow mfl., 1998). Vannhastighetene i oppholdsområdene til småblank overlapper til en viss grad med det som er registrert i studier av habitatbruk hos laksunger. Imidlertid synes småblank å forekomme i mer rasktflytende områder (20-100 cm/s) enn det som er foretrukket av laksunger. DeGraaf & Bain (1986) og Morantz mfl. (1987) fant at årsyngel av laks foretrekker områder med vannhastigheter inntil 20 cm/s, mens Heggenes mfl. (1995) fant at eldre laksunger foretrekker områder med vannhastigheter inntil 25 cm/s.

Småblank i Mellingselva hadde større hjemmeområde enn ørret, mens de to artene hadde lignende habitatbruk med hensyn til vannhastighet, vanddybde og bunnssubstrat. Imidlertid hadde ørret jevnt over høyere kondisjonsfaktor enn småblank. Forskjellen i kondisjonsfaktor kan ha flere forklaringer, som artsspesifikke forskjeller i konkurranseevne (Kalleberg, 1958; Gibson, 1993), veksthastighet (Cutts mfl. 1998, Van Zwol mfl. 2012, Auer mfl. 2014), strategivalg (Bremset, 1999) og habitatbruk (Bremset & Berg, 1999; Bremset & Heggenes, 2001; Armstrong mfl. 2003). Norum (2010) observerte at småblank var i områder med høyere vannhastighet enn ørret, og foreslo at dette kunne være et resultat av konkurranse med ørret. En alternativ forklaring er at det er en selektiv segregering av artene, slik det ser ut til å være hos ungfisk av laks og ørret (Berg mfl. 2013), og at småblank foretrekker å være i rasktflytende områder av elva. At det i denne undersøkelsen ikke ble påvist forskjeller i habitatbruk mellom ørret og småblank utelukker derfor ikke at det kan være artsforskjeller i habitatbruk på en noe mindre skala (mikrohabitat) end det som ble kartlagt, slik det er påvist i undersøkelser av ungfisk hos anadrome bestander av laks og ørret (Heggenes 1996, Prenda mfl. 1997, Bremset & Berg 1999, Bremset & Heggenes 2001, Orpwood mfl. 2003, Heggenes & Saltveit 2007).

Gytemoden småblank ble observert fra 15. september til 29. oktober, mens det fra 24. november kun ble observert utgytt fisk. Disse resultatene tyder på at gytetidspunktet til småblank i hovedsak er i løpet av september og oktober. Den eneste kjente undersøkelsen på kjønnsmodning hos småblank som foreligger, ble gjort av Berg (1981), som sammenlignet kjønnsmodning hos ørret og småblank basert på garnfangster i Bjørnstadhølen (ca. 10 km ovenfor Namsskogan sentrum) i Øvre Namsen. Det største antallet kjønnsmodne småblank ble da fanget i september og oktober, noe som er i overensstemmelse med resultatene fra telemetriundersøkelsen. Det ble imidlertid også funnet modne hunner i både november og desember måned. Det kan derfor se ut som om gyting hos småblank har en topp i oktober, men at det skjer gyting over en relativt lang periode fra september til slutten av desember.

Denne undersøkelsen viser at individer av småblank har små hjemmeområder og at de ikke foretar vandringen mellom ulike deler av elva. Samtidig støtter den tidligere kunnskap (Berg, 1953; Berg, 1981) om at småblank i større grad enn ørret foretrekker strømrrike habitat. Observasjoner om at småblank er forholdsvis stasjonær, også i gyteperioden i oktober, er med på å forklare hvorfor småblank er oppdelt i genetisk atskilte bestander med begrenset genflyt mellom (Ståhl, 1987;

Vuorinen & Berg, 1989; Sandlund mfl., 2014). Sett i et forvaltningsmessig perspektiv, er konsekvensen av dette at en bør tar vare på de gjenværende strømrrike deler av Øvre Namsen samt forsøke å gjenskape ytterligere slike områder ved å fjerne terskler i aktuelle områder.

5 Referanser

- Anon. 2011. Status for norske laksebestander i 2011. – Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning 3: 1-285.
- 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.
- Auer, S. K., Salin, K., Rudolf, A. M., Graeme J. Anderson, G. J. & Metcalfe, N. B. 2014. The optimal combination of standard metabolic rate and aerobic scope for somatic growth depends on food availability. *Functional Ecology* 29: 479-486.
- Berg, M. 1953. A relict Salmon, *Salmo salar* L., called (Småblank) from the river Namsen, North-Trøndelag. – *Acta Borealia* 6: 1-17.
- Berg, O. K. 1981. Sammenligning mellom utbredelse, bestands- og vekstforhold hos småblank (*Salmo salar* L.) og ørret (*Salmo trutta* L.) ovenfor Øvre Fiskumfoss, Namsen, Nord-Trøndelag. Hovedoppgave i zoologi, Universitetet i Trondheim. 117 s.
- Berg, O. K. 1984. Utvandring av relict laks, småblank, fra Namsen, Nord-Trøndelag fylke. – Direktoratet for villt og ferskvannsfisk 5: 1-54.
- Berg, O. K. 1985. The formation of non-anadromous populations of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in Europe. *Journal of Fish Biology* 27: 806-815.
- Berg, O. K., Bremset, G., Puffer, M. & Hanssen, K. 2013. Selective segregation in intraspecific competition between juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*). *Ecology of Freshwater Fish* 23: 544-555.
- Bernos, T. A., Yates, M. C. & Fraser, D. J. 2018. Fine-scale differences in genetic and census population size ratios between two stream fishes. *Conservation Genetics* 19: 265–274.
- Bremset, G. 1999. Young Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brown trout (*Salmo trutta* L.) inhabiting the deep pool habitat, with special reference to their habitat use, habitat preferences and competitive interactions. Dr. scient.-avhandling ved Zoologisk institutt, NTNU, Trondheim. 40 sider + vedlegg
- Bremset, G. & Berg, O. K. 1999. Three-dimensional microhabitat use by young pool-dwelling Atlantic salmon and brown trout. *Animal Behaviour* 58: 1047-1059.
- Bremset, G. & Heggenes, J. 2001. Competitive interactions in young Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and brown trout (*Salmo trutta* L.) in lotic environments. *Nordic Journal of Freshwater Research* 75: 127-142.
- Bremset, Dokk, Kraabøl, Museth & Thorstad 2012. Overvåking av småblank i Øvre Namsen: Forsøk med bruk av elektrisk fiskebåt. – NINA Minirapport 7: 1- 20.
- Cutts, C. J., Metcalfe, N. B. & Taylor, A. C. 1998. Aggression and growth depression in juvenile Atlantic salmon: the consequences of individual variation in standard metabolic rate. *Journal of Fish Biology* 52: 1026-1037.
- Damodar, G. & Dawn, P. 2009. *Basic Econometrics*. – McGraw-Hill Professional, New York, NY. 800 s.
- Davidson, J. G., Sjørnsen, A. D. & Rønning, L. 2012. Hindres sjøørretens gytevandring i Hinnåvassdraget på Smøla av gjengroing? – NTNU Vitenskapsmuseet Zoologisk Notat 2: 1-18.
- Degraaf, D. 1986. Habitat use by and preferences of juvenile Atlantic salmon in two Newfoundland rivers. – *Transactions of the American Fisheries Society* 115: 671-681.
- DeGraaf, D.A. & Bain, L.H. 1986. Habitat use by and preferences of juvenile Atlantic salmon in two Newfoundland rivers. *Transactions of American Fisheries Society* 115: 671-681.
- Finstad, A. G., Einum, S., Forseth, T. & Ugedal, O. 2007. Shelter availability affects behaviour, size-dependent and mean growth of juvenile Atlantic salmon. *Freshwater Biology* 52: 1710-1718.
- Gibson, R. J. 1993. The Atlantic salmon in fresh water: spawning, rearing and production. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 3: 39-73.
- Gibson, R. N., Williams, D. D., McGowan, C. & Davidson, W. S. 1996. The ecology of dwarf fluvial Atlantic salmon, *Salmo salar* L., cohabiting with Brook trout, *Salvelinus fontinalis* (Mitchill), in Southeastern Newfoundland, Canada. *Polskie Archiwum Hydrobiologii* 43: 145-166.
- Grant, J. W. A. 1997. Territoriality. *In* Behavioural ecology of teleost fishes. Edited by J.G.J. Godin. Oxford University Press, New York. pp. 81-103.

- Grant, J. W. A. & Kramer, D.L. 1990. Territory size as a predictor of the upper limit to population density of juvenile salmonids in streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47: 1724-1737.
- Heggberget, T. G. 1991. Some Environmental Requirements of Atlantic Salmon. I Colt, J. & White, R. J. (red.). *Fisheries Bioengineering Symposium: American Fisheries Society Symposium 10*: 132-135. American Fisheries Society, Bethesda, MD.
- Hegggenes, J., Baglinière, J.L. & Cunjak, R.A. 1995. Synthetic note on spatial niche selection and competition in young Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) in lotic environments. *Bulletine Francoise Pêche et Pisciculture* 337/338/339: 231-239.
- Hegggenes, 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 and Management* 12: 155-169.
- Hegggenes, J., Baglinière, 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.
- Hegggenes, J. & Saltveit, S.J. 2007. Summer stream habitat partitioning by sympatric Arctic sharr, Atlantic salmon and brown trout in two sub-Arctic rivers. *Journal of Fish Biologist* 71: 1069-1081.
- Jonsson, B. & Jonsson, N. 2011. *Ecology of Atlantic salmon and brown trout: habitat as a template for life histories*. - Springer Science+Buisness Media B.V., London. 680 s.
- Kalleberg, H. 1958. Observations in a stream tank of territoriality and competition in juvenile salmon and trout (*Salmo salar* L. and *S. trutta* L.). *Report from Institute of Freshwater Research Drottningholm* 39: 55-98.
- Karlsson, S., Hagen, M., Eriksen, L., Hindar, K., Jensen, A. J., Garcia de Leaniz, C., Cotter, D., Gudbergsson, G., Kahilainen, K. & Gudjonsson, S. 2013. A genetic marker for the maternal identification of Atlantic salmon x brown trout hybrids. *Conservation Genetics Resources* 5: 47-49.
- Kazakov, R. V. 1992. Distribution of Atlantic Salmon, *salmo salar* L., in freshwater bodies in Europe. *Aquaculture & Fisheries Management* 23: 461-475.
- McNab, B. K. 1963. A model of the energy budget of a wild mouse. *Ecology* 22: 521-532.
- Marschall, L.B. & Crowder, E.A. 1995. Density-dependent survival as a function of size in juvenile salmonids in streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52: 136-140.
- Metcalfe, N. B. 1986. Intraspecific variation in competitive ability and food intake in salmonids: consequences for energy budgets and growth rates. *Journal of Fish Biology* 28: 525-531.
- Metcalfe, N. B., Huntingford, F. A. & Thorpe, J. E. 1987. The influence of predation risk on the feeding motivation and foraging strategy of juvenile Atlantic salmon. *Animal Behaviour* 35: 901-911.
- Morantz, D., Sweeney, R., Shirvell, C. & Longard, D. 1987. Selection of microhabitat in summer by juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 44: 120-129.
- Nall, G. H. 1930. *The life of the sea trout*. - Seeley, Service and Co., London. 335 s.
- Nislow, K. H., Folt, C. & Seandel, M. 1998. Food and foraging behaviour in relation to microhabitat use and survival of age-0 Atlantic salmon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 116-127.
- Norum, I. C. J. 2010. Habitatkrav og habitattilgjengelighet for småblank (*Salmo salar*), reilkt laks i øvre Namsen. Hovedfagsoppgave i ferskvannøkologi, Institutt for biologi, NTNU. 57 s.
- O'Reilly, P. T., Hamilton, L. C., McConnel, S. K. & Wright, J. M. 1996. Rapid analysis of genetic variation in Atlantic salmon (*Salmo salar*) by PCR multiplexing of dinucleotide and tetranucleotide microsatellites. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 2292-2298.
- Orpwood, J. E., Griffiths, S. W. & Armstrong, J.D. 2003. Effects of body size on sympatric shelter use in overwintering juvenile salmonids. *Journal of Fish Biology* 63: 166-173.
- Prenda, J., Armitage, P. D. & Graystone, A. 1997. Habitat use by the fish assemblages of two chalk streams. *Journal of Fish Biology* 51: 64-79.
- Pendas, A. M., Moran, P., Martinez, J. L. & Garcia-Vazquez, E. 1995. Applications of 5S rDNA in Atlantic salmon, brown trout, and in Atlantic salmon x brown trout hybrid identification. *Molecular Ecology* 4: 275-276.
- Pettersen, C. & Hjelset, E. 1999. Prøvefiske i Namsen på småblank. Kandidatoppgave i tre-årig studium i miljø- og ressursfag, Høgskolen i Nord-Trøndelag. 22 s.

- Powell, R. A. 2000. Animal home ranges and territories and home range estimators. I Boitani, L. & Fuller, T. K. (red.). Research Techniques in Animal Ecology - s. 65-103 - Columbia University Press, New York, NY.
- Quéméré, E., Perrier, C., Besnard, A.-L., Evanno, G., Baglinière, J. L., Guiguen, Y. & Launey, S. 2014. An improved PCR-based method for faster sex determination in brown trout (*Salmo trutta*) and Atlantic salmon (*Salmo salar*). Conservation Genetics Resources 6: 825-827.
- Sandlund, O. T., Karlsson, S., Thorstad, E. T., Berg, O. K., Kent, M. P., Norum, I. C. J. & Hindar, K. 2014. Spatial and temporal genetic structure of a river-resident Atlantic salmon (*Salmo salar*) after millennia of isolation. Ecology and Evolution 4: 1538-1554.
- Slettan, A., Olsaker, I. & Lie, Ø. 1996. Polymorphic Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) microsatellites at the SSOSL438, SSOSL439 and SSOSL444 loci. Animal Genetics 27: 57-58.
- Ståhl, G. 1987. Genetic population structure of Atlantic salmon. I Ryman, N. & Utter, F. (red.). Population genetics and fishery management. - s. 121-140 - University of Washington Press, Seattle, WA.
- Thorstad, E. B., Rikstad, A. & Sandlund, O. T. 2006. Kunnskapsstatus for laks og vannmiljø i Namsenvassdraget. - Kunnskapssenter for Laks og Vannmiljø, Namsos. 64 s.
- Thorstad, E. B., Hindar, K., Berg, O. K., Saksgård, L., Norum, I. C. J., Sandlund, O. T., Hesthagen, T. & Lehn, L. O. 2009. Status for småblankbestanden i Namsen. - NINA Rapport 403: 95 s.
- Titus, R. G. 1990. Territorial behavior and its role in population regulation of young brown trout (*Salmo trutta*): new perspectives. Annales Zoologica Fennici 27, 119-130.
- Van Zwol, J.A., Neff, B.D. & Wilson, C.C. 2012. The effect of competition among three salmonids on dominance and growth during the juvenile life stage. Ecology of Freshwater Fish 21: 533-540.
- Vehanen, T. 2003. Adaptive flexibility in the behaviour of juvenile Atlantic salmon: short-term responses to food availability and threat from predation. Journal of Fish Biology 63: 1034-1045.
- Vuorinen, J. & Berg, O. K. 1989. Genetic divergence of anadromous and nonanadromous Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the River Namsen, Norway. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 46: 406-409.
- Závorka, L., Slavík, O. & Horký, P. 2014. Validation of scale-reading estimates of age and growth in a brown trout *Salmo trutta* population. Biologia 69: 691-695.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A. & Smith, G. M. 2009. Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. Springer, New York. 574 s.

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

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

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

ISBN 978-82-8322-148-0
ISSN 1894-0056

© NTNU Vitenskapsmuseet
Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

www.ntnu.no/museum