

UiT

NORGES  
ARKTISKE  
UNIVERSITET

Fakultet for biovitenskap, fiskeri og økonomi  
Institutt for arktisk og marin biologi

## Langtidsstudie av næringsøkologi og vekst hos storørret i Pasvikvassdraget

— en sammenligning mellom utsatt og vill ørret

**Øyvind Haugland**

BIO-3950 Mastergradsoppgave i biologi

Mai 2014





## Takk til

En studieepoke ved Universitet i Tromsø er nå over. Tiden har gått fort og mye hatt blitt lest og lært. Tilpasning til det akademiske livet har vært utfordrende, men ledet til mye god faglig og nyttig lærdom. Studietiden har blitt beriket av alle de flott medstudentene og ansatte jeg har fått gleden av å bli kjent med gjennom studietiden.

Først av alt vil jeg rette en stor takk til mine veiledere. Per-Arne Amundsen og Rune Knudsen; Takk for god veiledning og tilbakemeldinger underveis i alle deler av prosessen. Takk til Karl Øystein Gjelland for god hjelp i forbindelse med otolittfoto og kjempejobben du gjorde med organiseringen av langtidsdataene. Tusen takk til dere alle 3!

Videre vil jeg takke Johan Nils Swärd for en fantastisk bachelortid. Tiden på brakka/kontoret, alle faglige og ikke faglige diskusjoner, samtaler og feltarbeid rundt omkring i det vakre nord!

Så til alle masterstudenter her på UIT som jeg har vært så beæret av å få tilbringe denne studietiden sammen med. Til alle på «Guttekontoret» A258; Aslak, Eirik, John, Kristoffer, Martin, Pierre og Kristine Marit. Og Kristoffer, det blir nok du som må sette på kaffen hver morgen fremover ... Og til dere på «jentekontoret». Takk for en utrolig flott mastertid og ikke minst masterinnspurt sammen med dere, Kristin og Birgitte. En takk rettes også til alle i Ferskvannsgruppa! Takk for alle trivelige stunder i felt og i sosiale sammenhenger på og utenfor Universitetet. Vil også takke Kia Krarup Hansen, Kristian Lauvland, Pål Haugen, Eivind Kleiven, Jørgen Wiesner og Willy Hemmingsen for faglige innspill, kommentarer til oppgaven, statistikk hjelp og oppmuntring underveis! Jeg vil også benytte anledningen til å rette en stor takk til mine «nord-norske» medstudenter som har introdusert meg for nordnorsk språk og kultur! Studietiden her på UIT hadde ikke vært den sammen uten dere alle!

Familie og venner sørpå fortjener også en stor takk. En spesiell stor takk til mamma og pappa for støtte og motivasjon underveis, og gode innspill til oppgaven!

Og sist, men viktigst, Min Kjære Kjerstin! Takk for all støtten og oppmuntrende ord i alle deler av prosessen, og alt du har gjort for meg under hele denne mastergradsperioden!

«Det viktigste i livet er ikke å nå sine mål, men alltid å være underveis mot dem»

– Fritjof Nansen –



Takk til .....	1
Sammendrag .....	5
Innledning.....	6
Områdebeskrivelse.....	11
Pasvikvassdraget og Pasvikdalen.....	11
Material og metode.....	14
Innsamling av datamateriale .....	14
Bearbeidelse av fisk i laboratoriet .....	15
Stabile isotoper.....	16
Aldersanalyser og fotografering av otolitter .....	19
Statistisk behandling av data .....	22
Resultater .....	23
Lengdefordeling og mengdeforhold mellom utsatt og vill ørret.....	23
Diett hos utsatt og vill ørret.....	24
Diett hos utsatt og vill ørret fordelt på øvre og nedre del av vassdraget samt elvestrekninger .....	26
Byttfisk mot predatorlengde .....	28
Byttfiskorientering.....	29
Stabile isotoper.....	29
Vekst hos utsatt og vill ørret.....	33
Diskusjon .....	35
Konklusjon .....	44
Referanseliste.....	45
Vedlegg.....	55



## Sammendrag

Kraftutbyggingen i Pasvikvassdraget startet i 1964 og det finnes syv kraftverk i vassdraget. Storørretbestanden gikk kraftig tilbake som følge av kraftutbyggingen og i 1979 ble det startet et utsettingsprogram av ørret i elva for å kompensere for reduksjonen i størrelsen av den naturlige populasjonen. I dag settes det årlig ut 5000 ørret større enn 25 cm. Invasjonen av lagesild til Pasvikvassdraget skjedde på begynnelsen av 1990-tallet, noe som førte til en endring av fiskesamfunnet i de frie vannmassene (pelagialen) i vassdraget. Dette langtidsstudiet omhandler diett og vekst til utsatt og vill ørret i Pasvikvassdraget, samt evalueringer rundt utsettingsprogrammet og forvaltningen av storørretbestanden.

Bakgrunns materialet i denne studien er prøver av ørret (hode og innvoller) innsamlet av lokale fiskere i Pasvik i perioden 1998 – 2008 (med unntak av 2002). Dietten til utsatt og vill ørret ble undersøkt ved analyser av mageprøver og prøver av stabile isotoper. Tilbakeberegningen av lengde til utsatt og vill ørret ble gjort ved analyse av otolitter i 2001 og 2007, og undersøkt med Lea-Dahls metode og Finstadmodellen. Resultatene fra mageanalysene og stabile isotoper viste at utsatt og vill ørret utelukkende var pelagiske fiskespisere. Den dominerende byttefisk til utsatt og vill ørret var lagesild, med noe innslag av planktonisk som har avtatt som byttefisk. Byttedyrpreferanse var tilnærmet lik og signifikant korrelasjon mellom predator og byttefisklengde ble kun funnet hos vill ørret. Mageanalysene gjenspeiler i stor grad artssammensetning og byttedyrstørrelsen i vassdraget. Analyser av stabile isotoper plasserer storørreten på øverste trofiske nivå i næringsnett, og dette støtter opp om at både utsatt og vill ørret i hovedsak er fiskespisere. Utsatt ørret dominerer i fangstene i hele vassdraget og tilbakeberegning av lengde ved alder viste at utsatt og vill ørret hadde god og stabil vekst i undersøkelsesperioden.

## Innledning

Globalt representerer utnyttelsen av ferskvannsressurser til industri, kraftforsyning og landbruksformål som en stor trussel mot biodiversitet i akvatiske systemer (Malmqvist & Rundle 2002). I mange vassdrag har bygging av kraftverk og kraftmagasiner blant annet medført store konsekvenser for fiskebestander og deres næringsdyr (Grimås 1961, 1962, Rørslett 1988). I 1995 var to tredjedeler av Norges totale ferskvannsareal regulert til produksjon av elektrisk kraft (Hesthagen et al. 1995a). Endringer i vannstands nivå i elve- og reguleringsmagasinene har også ført til blokkering av vandringsveier, endrede næringsforhold og reduserte gyte- og oppvekstforhold for fisk (Aass et al. 1989, Aass 1990, Hesthagen et al. 1995a, 1995b, Dervo et al. 1996). I mange reguleringsmagasin har ørret (*Salmo trutta*) vært den dominerende fiskearten og kraftutbyggingen har ført til negative konsekvenser for rekrutteringen og næringstilgangen (Hesthagen et al. 1995a). Som et kompensierende tiltak på inngrepene utbygging fører med seg, har man satt ut ørret i mange av disse magasinene (Hesthagen et al. 1995a, 1995b, Niva 1999). Flere av de regulerte vassdragene har også egne bestander av storørret (Dervo et al. 1996). Storørret blir definert som en økologisk form som opptrer der forholdene favoriserer det og defineres som en *selvproduserende ørretstamme med regulære forekomst av fiskespisende individer som har et nisjeskift i livshistorien hvor overgang til fiskediett gir et markert vekstomslag* (Dervo et al. 1996). I Norge er det registrert 165 storørretstammer og tap av gyteplasser og oppvekstområder i forbindelse med kraftutbygging er en av de største truslene mot disse ørretstammene (Dervo et al. 1996). Disse stammene er sårbare for fangst og miljøforandringer, og i tillegg til forbedringer av gyte- og oppvekstforhold har utsetninger vist seg å være viktig for å opprettholde bestandene (Aass 1993, Dervo et al. 1996, Jensen et al. 2000). Stammer av storørret har stor økologisk betydning for næringskjeden i innsjøer og kan gjennom predasjon på byttefisk påvirke underliggende trofisk nivåer (Dervo et al. 1996). Samfunnsmessig har sportsfiske etter storørret vist seg å være svært attraktiv som rekreasjon, noe som gir positive ringvirkninger for fisketurisme i et lokalsamfunn (Elliott 1989, Aas & Kaltenborn 1995, Dervo et al. 1996)

Vassdragsreguleringer medfører ofte til radikale endringer for bunndyr- og fiskesamfunn i magasiner og vassdrag (Borgstrøm & Aass 2000). Ved stadige reguleringer av vannstanden i et reguleringsmagasin skjer en utvasking av næringsstoffene i strandsonen, samt at vegetasjonen forsvinner (Nøst et al. 1986). Dette får store konsekvenser for bunndyr tilknyttet



strandsonen og for fiskearter som har næringsøk i dette habitatet. Reguleringshøyden er avgjørende for hvor store negative påvirkninger utbyggingen får ettersom innsjøer med lav reguleringshøyde har høyere diversitet av bunndyr enn de med store reguleringshøyder (Nøst et al. 1986). Endringer i næringsforhold i kombinasjon med endrede rekrutteringsforhold er ofte situasjonen for mange fiskebestander etter en regulering. Ørreten gyter vanligvis i rennende vann (Klemetsen et al. 2003). Vassdragsreguleringer vil ofte redusere vandring til gyteplasser og endrede gytemuligheter samt oppvekstmuligheter for juvenil fisk ved avstenging av utløpselever, redusert vannføring i innløpselver til innsjøer, og redusert og vekslende vannføring i oppdemmede elver. Ørret kan ha en vid diett som kan inkludere alt fra kun å beite på zooplankton til bundyr og fisk (Klemetsen et al. 2003). I mange regulerte innsjøer der ørreten lever allopatrisk kan dyreplankton utgjøre en viktig del av dietten (Hegge et al. 1993), men i sympatri med røye (*Salvelinus alpinus*) vil den tape i konkurransen om planktonforekomstene (Nilsson & Pejler 1973). Siden røya er en bedre zooplanktonspiser enn ørreten settes det ut ørret i mange magasiner og vassdrag for å opprettholde bestanden. I magasiner og vassdrag med tette bestander av potensielle næringskonkurrenter eller byttfisk benyttes ofte større og eldre ørret som fort kan slå over på fiskediett og dermed høyere overlevelsesrate samt vekst (Hesthagen et al. 1995a, Jensen et al. 2004).

Dietten til fiskespisende ørret er oftest bestemt ut fra tilgjengeligheten av byttfisk (L'Abée-Lund et al. 1992). Imidlertid opptre ørreten ofte som en selektiv predator hvor artssammensetning, tetthet, størrelse, habitatbruk og oppførselen til potensielle bytter er viktige faktorer i dens diettvalg (Popova 1978, Wootton 1990, Sandlund & Næsje 1992, Dervo et al. 1996). Ontogenetiske nisjeskift fra å beite på zooplankton og invertebrater til fisk gir økt størrelse og vekst (Olson 1996b, Mittelbach & Persson 1998, Post 2003). Ørret blir vanligvis fiskespiser når den når en størrelse på 20 – 25 cm (Campbell 1979, L'Abée-Lund et al. 1992, Damsgård & Langeland 1994) og foretrekker ofte byttedyr som er ca. en tredjedel av egen kroppsstørrelse (L'Abée-Lund et al. 1992, Hyvärinen & Huusko 2006). Slike predator – byttedyrforhold mellom fiskespisende fisk og deres byttedyr kan ha en viktig rolle i reguleringen av populasjons- og samfunnsstrukturen av fiskeartene i et ferskvannsystem (Jensen et al. 2004). Ørreten er en synspredator og er dermed avhengig av lys for å jakte (Elliott 2011). Næringsøket vil derfor ofte være avgrenset til de øvre delene av pelagialen (de frie vannmassene) og littoralen (strandsonen) (Næsje et al. 1998). Flere fiskearter har vist seg å

være egnet som byttedyr for ørret, deriblant røye (Grey et al. 2002, L'Abée-Lund et al. 2002, Persson et al. 2007), trepigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*) (Sandlund et al. 1997), sik (*Coregonus lavaretus*) (Næsje et al. 1998, Kahilainen & Lehtonen 2001, 2003) og lagesild (*Coregonus albula*) (Vehanen et al. 1998, Jensen et al. 2004, 2008, Hyvärinen & Huusko 2006) er slike byttedyr. For en fisk representerer et bytte en gevinst i form av energiutbytte og et forbruk i form av energi benyttet til søk, jakt og håndtering av byttet. Optimal beiteteori tilsier at en predator bør maksimalisere energiinntaket eller minimalisere energiforbruket (Townsend & Winfield 1985). Fiskespisende ørret har høyere energiinntak og dermed bedre vekst enn ørret som kun beiter på invertebrater (Aass et al. 1989, Jonsson et al. 1999, Elliott & Hurley 2000, Klemetsen et al. 2003).

I studier av diett og næringskjeder i akvatiske økosystemer er mageprøveanalyser av fisk mye brukt (Whitledge & Rabeni 1997, Beaudoin et al. 2001, Vander Zanden & Vadeboncoeur 2002, Jardine et al. 2003). De siste par tiårene har også analyser av stabile isotoper blitt tatt hyppig i bruk i næringsøkologiske studier (Boecklen et al. 2011). Mageanalyser kan gi et bilde av hva fisken har spist i timene eller dagene før den ble fanget (dvs. en øyeblikksanalyse), mens undersøkelser av stabile isotoper gir et mer langtidsintegreert bilde av næringshabitatet, energikildegrunnlaget og trofisk posisjon (Vander Zanden & Rasmussen 1999, Buchheister & Latour 2010). Mange byttedyrarter brytes raskt ned i magen og kan dermed bli underestimert i analysene (Vander Zanden & Vadeboncoeur 2002). En kombinasjon av tradisjonelle mageanalyser og stabile isotop analyser vil derfor gi et mer helhetlig bilde av hva fisken spiser og hvilken trofisk posisjon den har (Mihuc & Toetz 1994, Whitledge & Rabeni 1997, Grey et al. 2002, Rybczynski & Walters 2008).

Alder og vekst til fisken kan gi viktig informasjon om bestandssituasjonen, inkludert bestandens tetthet i forhold til næringsgrunnlaget og kan dermed danne grunnlaget for iverksettelse av eventuelle forvaltningstiltak (Perlmutter 1954, Borgstrøm & Aass 2000). I fiskebiologiske studier er aldersavlesing på skjell eller otolitter mest vanlig (Casselman 1987). Det er et viktig element i studiet av populasjonsdynamikk (Mendoza 2006). I tempererte systemer er vanntemperatur og næringstilgang avgjørende for dannelsen av sonene på otolittene (Mendoza 2006).

Intensive utsettinger og spredning har ført til at ørreten i dag er utbredt over hele verden (Pethon 2005). I Finland settes det årlig ut mer enn en million ørret i forbindelse med vassdrag

regulert til kraftproduksjon (Kahilainen & Lehtonen 2001). I Norge har utsetting av ørret i vann og vassdrag blitt praktisert lenge (Sømme 1941). Det er mye av årsaken til at den i dag finnes utbredt både i lavereliggende vassdrag og i høyereliggende fjellvann. Suksessen ved å sette ut ørret avhenger i stor grad av inter- og intraspesifikke konkurranse om næring og habitat med stedegen ørret og andre fiskearter i vassdraget (Hesthagen et al. 1995a). Utsatt ørret har vist å være lik med tanke på habitatbruk og næringspreferanse som vill eller stedegen ørret (Langeland & L'Abée-Lund 1991, L'Abée-Lund et al. 1992). Problemer knyttet til næring og næringsopptak er derimot foreslått som en av hovedårsakene til høy dødelighet hos utsatt ørret like etter utsetting (Johnsen 1988).

Ørreten i Pasvikvassdraget har status som en storørretbestand (Dervo et al. 1996). Kraftutbyggingen i vassdraget medførte store negative konsekvenser for ørretbestanden. Ørreten mistet gyte- og oppveksthabitater som igjen har resultert i en reduksjon av den naturlige ørretpopulasjonen (Arnesen 1987). Lagesilda ble introdusert i Enaresjøen rundt 1960 (Salonen 1998) og ble for første gang registrert i øvre del av Pasvikvassdraget på begynnelsen av 1990-tallet (Amundsen et al. 1999). Lagesilda er med sine lange og tettpakkede gjellegitterstaver en svært effektiv zooplanktonpredator (Svårdson 1976, Sandlund 1987, Sandlund et al. 2013). Kombinert med tidlig kjønnsmodning og høy fekunditet har den siden invasjonen fortrent planktonsiken og dominerer nå pelagialen i vassdraget (Bøhn & Amundsen 1998, 2001, Amundsen et al. 2009). Lagesilda er kjent som en velegnet byttefisk og dominerer dietten til fiskespisende ørret i mange vassdrag og innsjøer (Kahilainen & Lehtonen 2001, Jensen et al. 2004, Hyvärinen & Huusko 2006). Dette gjelder også for ørreten i Pasvikvassdraget (Jensen et al. 2000, 2004, Amundsen et al. 2005, Skog 2011). Johannessen (2007) beskrev hvordan ørreten i Pasvikvassdraget oppholdt seg i de øverste vannlagene og for det meste i pelagialsonen hele døgnet. Som et kompenserende tiltak for kraftutbyggingen i vassdraget settes det årlig ut 5000 ørret større en 25 cm i vassdraget.

Med bakgrunn i kunnskapen vi har om fiskesamfunnet i Pasvikvassdraget har det blitt gjennomført biologiske langtidsstudier av storørreten i vassdraget. Som det eneste vassdraget i Finnmark med storørretbestand, er det viktig med målrettet forvaltning for å bevare denne bestanden. Formålet med denne oppgaven er derfor å undersøke diett og vekst hos utsatt og vill ørret i Pasvikvassdraget basert på materiale innsamlet over en 10-årsperiode fra 1998 - 2008, samt undersøke og evaluere aspekter rundt ørretutsettingsprogrammet for

opprettholdelsen av storørretbestanden. Gjennom analyser av mageinnhold og stabile isotoper undersøkes eventuelle forskjeller i dietten til utsatt og vill ørret, både i forhold til byttedyrart og størrelsen på byttedyrene. På bakgrunn av tidligere studier i vassdraget forventes dietten til både utsatt og vill ørret i hovedsak å bestå av fisk med dominans av lagesild. Dominansen av lagesild antas å være høyere i øvre del av vassdraget sammenlignet med nedre del men på grunn av endringer i tetthet og relativ forekomst av lagesild (e.g. Bøhn et al. 2008, Sandlund et al. 2013) forventes det at diettinnslaget av dette byttedyret vil variere over tid. Det forventes også at storørretens trofiske posisjon vil være på et høyt nivå i det limniske næringsnett. Veksten til både utsatt og vill ørret er studert ved aldersavlesing på otolittene og tilbakeberegning av lengde ved alder. På grunn av lik diett og samme genetisk opphav forventes utsatt ørret å ha lik vekst som vill ørret. Utsatt ørret forventes å dominere i fangstene. Ytre trekk (finneslitasje) gjør det mulig å skille mellom utsatt og vill ørret visuelt og presisjonen av klassifiseringer som er utført av fiskere forventes å være høy.

## Områdebeskrivelse

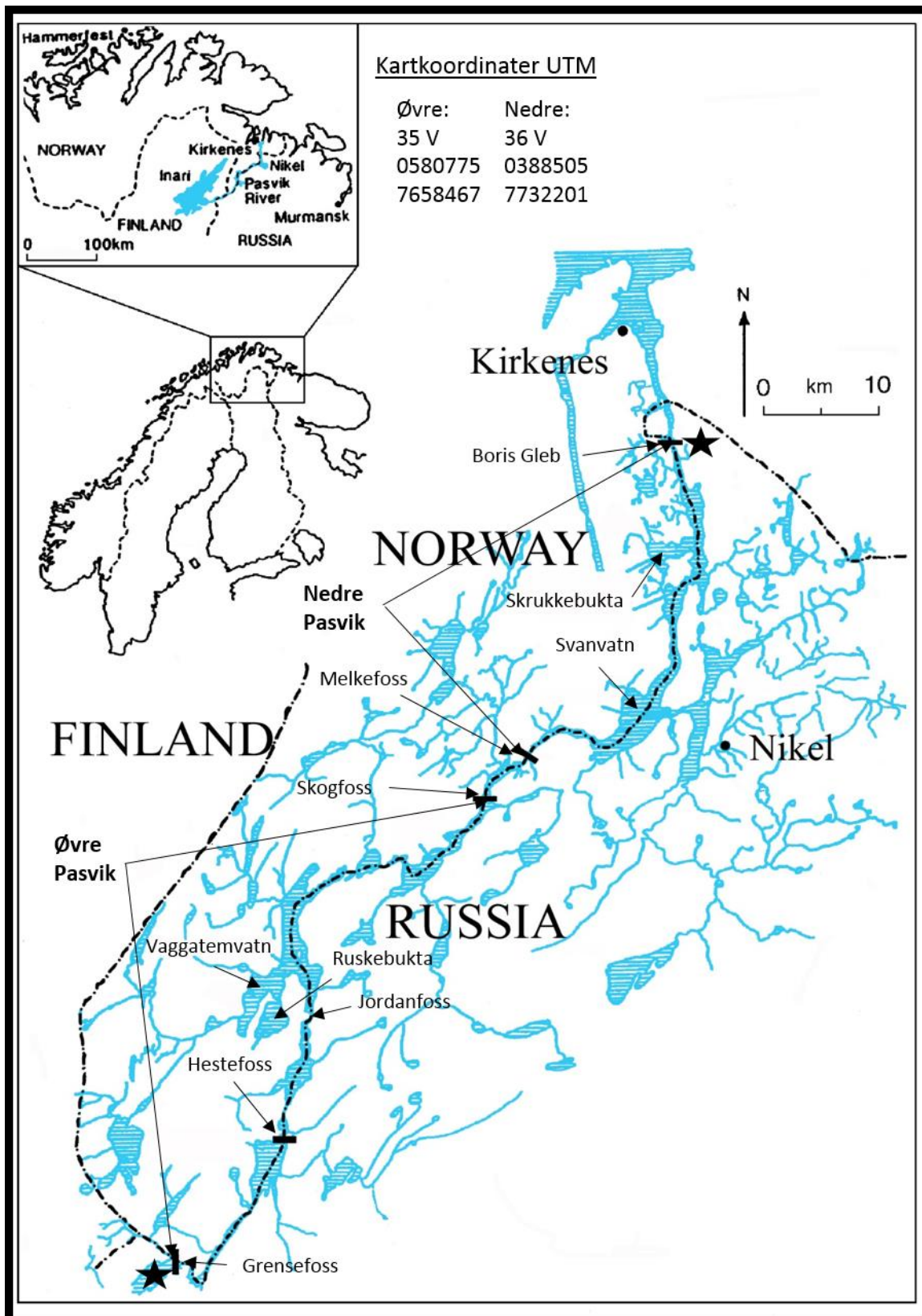
### Pasvikvassdraget og Pasvikdalen

Pasvikvassdraget har sitt utspring i Enaresjøen i Finland, og i Norge utgjør den grenseelva mellom Norge og Russland. Elva har utløp i Bøkfjorden ved Kirkenes (figur 1). Den norsk-russiske delen av vassdraget er 120 km lang og har et totalt areal på 142 km<sup>2</sup>. Fra Enaresjøen til utløpet i havet har elva et fall på 119 m. Vassdraget er isfritt i perioden fra mai/juni til oktober/november med en høyeste sommertemperatur på 17 – 18 °C. Det finnes i dag syv kraftstasjoner i vassdraget hvorav to er norske og fem russiske. Skogfoss og Melkefoss ligger midterst i den norsk-russiske delen av vassdraget og drives av Pasvik Kraft, mens Hestefoss og Boris Gleb i henholdsvis øvre og nedre del drives fra Russland. Inngrepene har medført at de naturlige fossestrykene er sterkt redusert og vassdraget domineres nå av innsjøer og reservoarer (Amundsen et al. 1999). Vassdragsendringene har dels favorisert forholdene for innsjølevende fiskearter som gjedde (*Esox lucius*), sik, lagesild, og abbor (*Perca fluviatilis*), men også ført til negative konsekvenser for elve- og strømllevende arter som harr (*Thymallus thymallus*) og ørret (Bjerknes & Rikstad 1977). Pasvik Kraft har ansvaret for utsettingsprogrammet av rundt 5000 ørreter årlig (Jensen et al. 2000). Størrelsen på ørreten som utsettes skal være minst 25 cm. Årsaken er at dette skal minske sjansen for at ørreten blir spist av gjedde og samtidig øke mulighetene for at den fort går over på fiskediett og får god vekst (Jensen et al. 2004, Skog 2011). Utsatt ørret dominerer i fangstene og utsettingene anses som viktig for opprettholdelsen av ørretbestanden i vassdraget (Jensen et al. 2000, Jensen 2002, Amundsen et al. 2005).

Pasvikdalen ligger øst i Finnmark og grenser til Finland i vest og Russland i øst. Den utgjør en del av den sibirske taigaen og har en arktisk naturtype med et variert og mangfoldig dyre- og plantelivet (Wikan et al. 1994). Langs vassdraget dominerer furuskog og myr og berggrunnen består hovedsakelig av gneis og granitt. De første bosetningene i området er funnet å være 5-6000 år gamle og det har gjennom historien vært foretatt både arkeologiske, geologiske og biologiske undersøkelser. Ornitologen Hans Tho. L. Schanning og zoologen Johan Koren gjorde flere vitenskapelige undersøkelser i Pasvik og samlet inn og leverte zoologiske preparater til museer og samlinger i hele Europa (Wikan et al. 1994). Fjærvannet er et gruntvannsområde som etter kraftutbyggingen er det eneste området i vassdraget som har beholdt sitt

opprinnelige preg. Området utgjør i dag et viktig samlingssted for en rekke vannfugler (Wikan et al. 1994).

Pasvikvassdraget har et artsrikt fiskesamfunn med 15 registrerte fiskearter og er det eneste vassdraget i Finnmark med en storørrestamme (Dervo et al. 1996). De påviste fiskeartene er laks (*Salmo salar*), ørret, røye, lagesild, sik, harr, gjedde, abbor, lake (*Lota lota*), ørekyte (*Phoxinus phoxinus*), trepigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*), ni-pigget stingsild (*Pungitius pungitius*), pukkelaks (*Oncorhynchus gorboscha*), ål (*Anguilla anguilla*) og elveniøye (*Lampetra fluviatilis*) (Reiestad & Karlsen 1991). I vassdraget er de registrert to sikformer, en planktonspisende sikform (planktonsik) som er økologisk og genetisk adskilt fra den andre hovedformen (bunnsik) (Amundsen et al. 2004, Præbel et al. 2013).



Figur 1. Kart over studieområdet Pasvikvassdraget. Øvre og nedre del av vassdraget er avmerket med piler. De ulike elvestrekninger er avmerket. Stjernene indikerer kartkoordinatpunkt UTM for øvre og nedre del av vassdraget.

## Material og metode

### Innsamling av datamateriale

Det innsamlet materialet som er brukt i dette studiet er fra fritidsfiskere i Pasvik og fra feltrunder i regi ferskvanngruppa ved Universitetet i Tromsø. Fisken er fanget med garn eller ulike sportsfiskeredskaper (sluk, wobblers og flue). Ved garnfiske er det i hovedsak brukt bunngarn med maskevidder fra 39 – 52 mm (Jensen 2002). Ørretprøver fra 1998 – 2008 (unntatt i 2002) utgjør bakgrunnsmateriale for dette studiet og stammer fra både øvre og nedre del av Pasvikvassdraget (tabell 1 og 2). Bildetaking og tilbakeberegning av vekst er utført på otolitter fra 2001 og 2007 (tabell 4). Hver innlevert prøve fra de lokale fiskere inneholdt hode og innvoller, samt et ferdiglaget skjema utfylt med opplysninger om fangsten (vedlegg 1). Skjemaet ga informasjon om fangststed og tidspunkt, fiskeredskap, fiskens lengde og vekt og om fisken var vill eller utsatt. Fiskerne vurderte subjektivt ut fra finneslitasje om ørreten var vill eller utsatt etter samme metode som benyttes for å skille mellom vill – og oppdrettslaks (Lund et al. 1989).

**Tabell 1. Oversikt over fangst av utsatt og vill ørret med garn og stang i øvre og nedre del av vassdraget samt elvestrekninger. Dette er vist som prosent med antall ørret i parentes. Antallet avviker noe fra totalantallet for utsatt og vill ørret grunnet manglende spesifisering av fangststed i de innsamlede prøvene fra fiskerne.**

	UTSATT ØRRET		VILL ØRRET	
	Garn	Stang	Garn	Stang
<b>ØVRE</b>	99 (911)	1 (7)	99 (180)	1 (2)
<b>NEDRE</b>	83 (539)	17 (113)	58 (30)	42 (22)
<b>ELVESTREKNINGER</b>	14 (9)	86 (56)	7 (3)	93 (42)

Materialet for de ulike diettanalysene er noe ulikt fra totalmaterialet. Dette skyldes i hovedsak manglende spesifisering under fiskernes feltinnsamling og at det ikke er tatt mageprøve av alle ørretene i materialet.



Tabell 2. Oversikt over antall og gjennomsnitt lengde og - vekt i totalmaterialet fra 1998 – 2008 for vill og utsatt ørret. SD står for standardavvik fra gjennomsnittsverdien, spennvidde indikerer minimum og maksimum verdier observert.

#### UTSATT ØRRET

ÅR	Antall	Gjennomsnitt lengde (cm) ± SD	Spennvidde lengde (cm)	Gjennomsnitt vekt (g) ± SD	Spennvidde vekt (g)
1998	143	38,9 ± 57	27 – 52	760 ± 396	220 – 1730
1999	297	36,8 ± 45	26 – 58	693 ± 312	260 – 2990
2000	509	37,2 ± 49	26 – 70	689 ± 300	150 – 2700
2001	196	39,1 ± 38	31 – 51	825 ± 265	390 – 1960
2003	70	42,1 ± 81	30 – 75	1108 ± 816	380 – 5324
2004	193	39,5 ± 62	28 – 64	892 ± 474	270 – 3200
2005	156	43,2 ± 62	30 – 61	1126 ± 535	335 – 3610
2006	12	43,8 ± 69	32 – 54	999 ± 421	400 – 1780
2007	74	41,0 ± 76	27 – 60	995 ± 680	275 – 3100
2008	20	44,6 ± 73	30 – 56	1263 ± 449	500 - 2275

#### VILL ØRRET

ÅR	Antall	Gjennomsnitt lengde (cm) ± SD	Spennvidde lengde (cm)	Gjennomsnitt vekt (g) ± SD	Spennvidde vekt (g)
1998	13	47,2 ± 90	36 – 68	1430 ± 788	600 – 2500
1999	61	36,2 ± 82	23 – 65	704 ± 538	90 – 2700
2000	63	39,2 ± 93	21 – 70	990 ± 906	180 – 5600
2001	33	47,7 ± 80	30 – 70	1508 ± 952	340 – 4925
2003	25	43,0 ± 124	20 – 67	1290 ± 1018	145 – 4510
2004	37	41,3 ± 68	29 – 62	1041 ± 576	250 – 3200
2005	30	44,1 ± 93	20 – 59	1167 ± 562	200 – 2220
2006	14	47,6 ± 87	36 – 69	1383 ± 881	480 – 4000
2007	17	42,6 ± 75	35 – 62	1103 ± 832	450 – 3850
2008	8	50,5 ± 79	42 – 63	1554 ± 644	890 - 2500

#### Bearbeidelse av fisk i laboratoriet

På laboratoriet ble magesekken skilt fra blindsekkene og resten av innvollene. Den ble deretter klippet opp fra overgangen til svelget og ned til pylorusregionen. I prøver hvor også gonader var med ble kjønn fastslått og modningsgrad bestemt til umoden, moden eller utgytt. En subjektiv vurdering ble gjort av fyllingsgraden i magen fra 0% (tom mage) til 100% (full mage). Innholdet i magesekken ble inndelt i ulike byttedyrkategorier og ved byttefisk i magen ble hver byttefisk artsbestemt, målt (gaffellengde i mm), veid (gram) og hodeorientering til byttefisken

ble notert. Byttefiskart ble i hovedsak bestemt ut fra hodestruktur, formen på byttet og fargen. Coregonidene (lagesild, planktonsik og bunnsik) ble skilt ved å studere antallet og lengden av gjelligitterstavene (Amundsen et al. 1999). I de mageprøvene som ble undersøkt, var det mest fisk. De fiskeartene som hovedsakelig ble registret, var lagesild og planktonsik. I tillegg var det noen mager som hadde vårfluer (Trichoptera) og steinfluer (Plecoptera) og disse ble slått sammen til en gruppe med fellesbetegnelsen invertebrater. I flere av magene som inneholdt fisk hadde fordøyelsesprosessen kommet så langt at det var vanskelig å ta lengdemål og stadfeste dem på art. Disse ble oppdelt i to grupper hvorav en av gruppe var uidentifiserte fisk (FU) mens den andre gruppen var uidentifiserte coregonider (lagesild, sik; CU). I utregningen av ørretens diettsammensetning er CU fordelt i forhold til den andelen de ulike coregonidene representerte i den identifiserbare delen av materialet. FU ble fordelt ut fra den relative andelen av alle byttefiskartene. Byttedyrene er da fordelt inn i følgende grupper: lagesild, planktonsik, bunnsik, nipigget stingsild, ørret, rogn, mus og invertebrater. Andelen av hver byttedyrgruppe er fremstilt som volumprosent ( $V_i$ ) etter Amundsen et al. (1996)

$$V_i = 100 \times \left( \frac{\sum Fg_i}{\sum Fg_t} \right)$$

hvor  $Fg_i$  er fyllingsgraden av byttedyr  $i$  og  $Fg_t$  er den totale fyllingsgraden.

Otolittene (øresteinene) fra ørrethodene ble tatt ut og fiksert på 96% etanol for videre aldersavlesning og fotografering.

### Stabile isotoper

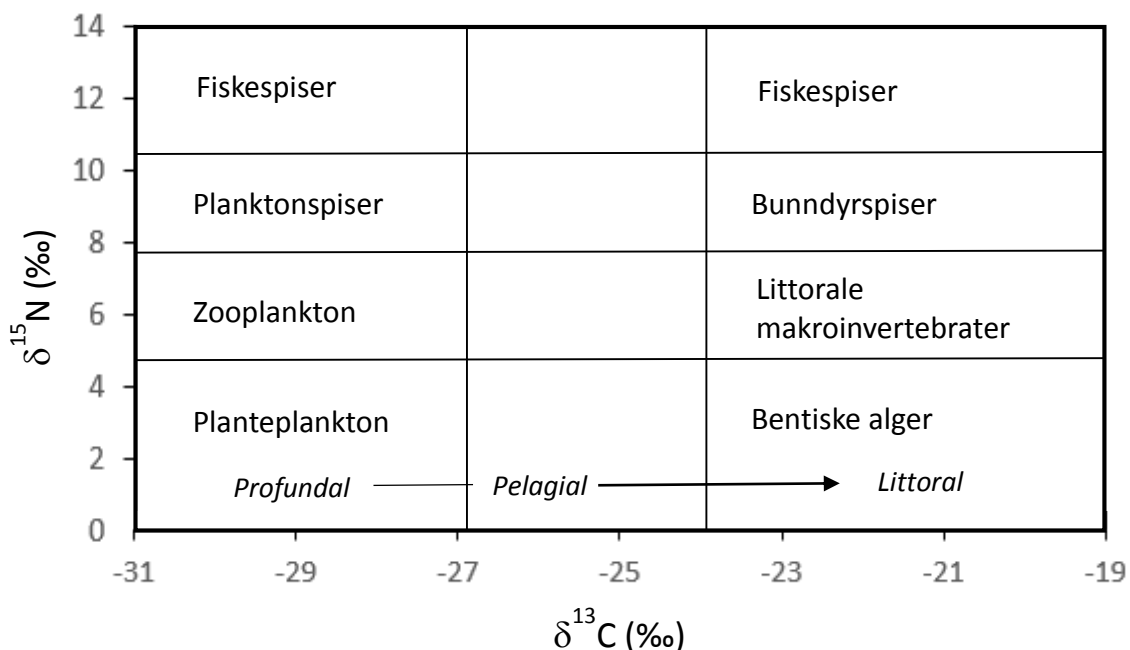
Til analyse av stabile isotoper ble det tatt en bit fra nakkemuskulaturen på det innsamlede hodet. Analyser av stabile isotoper er mye brukt i akvatiske studier for å undersøke dietten til fisk over lengre tidsperioder og for å kartlegge energistrømmen i næringsnett (Peterson & Fry 1987, Jardine et al. 2003). Karbon og nitrogen finnes naturlig i form av de stabile isotopene,  $^{12}\text{C}$  og  $^{13}\text{C}$ , og  $^{14}\text{N}$  og  $^{15}\text{N}$ .

Resultatene oppgis i delta-verdi ( $\delta$ ) i promilleavvik fra standard referanse:

$$\delta = 1000 \times \left[ \left( \frac{R_{prøve}}{R_{standard}} \right)^{-1} \right]$$

hvor R er forholdet mellom tung og lett isotop ( $^{13}\text{C}:^{12}\text{C}$  eller  $^{15}\text{N}:^{14}\text{N}$ ) i prøven og i standarden.

I akvatiske næringskjeder øker  $\delta^{15}\text{N}$  med ca. 3,65 ‰ for hvert trofisk nivå (McCutchan et al. 2003, Sweeting et al. 2007) mellom produsent og konsument og verdiene kan dermed benyttes som et mål på organismens trofiske posisjon i en innsjø.  $\delta^{13}\text{C}$  fraksjonerer lite mellom konsument og bytte (trofisk nivå), men kan gi informasjon om hvilken karbonkilde føden til en organisme stammer fra (Vander Zanden & Rasmussen 1999). Litorale og pelagiske byttedyr har forskjeller i  $\delta^{13}\text{C}$  verdier, på grunn av at bentiske alger har høyere  $\delta^{13}\text{C}$  sammenlignet med planteplankton (Jardine et al. 2003). I en næringskjede ligger primærkonsumentene over primærprodusentene, og  $\delta^{15}\text{N}$  vil da være 3,65 ‰ mer beriket enn næringskilden og sekundærkonsumenter som fisk vil da tilsvarende mer beriket enn primærkilden. Dette er kun generalisert (figur 2) og bildet vil være mer komplisert i virkelige akvatiske økosystem. Endringene i verdien til  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$  skjer ved vekst og dersom den nye maten er isotopisk forskjellig fra den opprinnelige vil «gammel signatur» fortynnes når nytt kjøttvev dannes (Fry & Arnold 1982).



**Figur 2.** Generalisert isotopplott ( $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$ ) for biota i en ferskvannsinnsjø. Figuren viser forskjellen mellom organismer som er avhengig av litorale, pelagisk og profundale (dypområder) energikilder ( $\delta^{13}\text{C}$ ) og som er på forskjellige trofiske nivåer ( $\delta^{15}\text{N}$ ). Verdiene vil variere mellom innsjøsystemer og er kun illustrerende. Figuren er hentet og modifisert fra Jardine et al. (2003).

Analysen av stabile isotoper av byttedyrene som er brukt i denne oppgaven er fra øvre del av Pasvikvassdraget, men dette anses for å være representativt for stabil isotop signaturen til byttedyrene for hele vassdraget. Ørretmaterialet er fra både øvre og nedre del av vassdraget og en oversikt over materialet fra de ulike undersøkelsesårene er vist i tabell 3. Prøvene ble fryst på 2 ml eppendorfrør og senere tørket i en ovn over to dager på 60°C. De ferdig tørkede prøvene ble sendt til SINLAB (Stable Isotopes in Nature Laboratory, Canadian Rivers Institute, Department of Biology, University of New Brunswick) for videre analyse i massespektrometer.

**Tabell 3. Oversikt over antall, gjennomsnittslengde og - vekt for stabile isotopprøver tatt i 2001, 2005, 2006, 2007, 2008, for vill og utsatt ørret. SD står for standardavvik fra gjennomsnittsverdien, spennvidde indikerer minimum og maksimum verdier observert.**

#### UTSATT ØRRET

ÅR	Antall	Gjennomsnitt lengde (cm)	Spennvidde lengde (cm) ± SD	Gjennomsnitt vekt (g) ± SD	Spennvidde vekt (g)
2001	45	36 – 51	42,4 ± 43	1053 ± 327	625 – 1960
2005	19	31 – 60	44,0 ± 82	1057 ± 475	400 – 2228
2006	11	32 – 54	44,4 ± 69	1025 ± 432	400 – 1780
2007	46	36 – 60	44,4 ± 72	1262 ± 718	430 – 3100
2008	16	30 – 56	45,4 ± 70	1304 ± 445	500 – 2275

#### VILL ØRRET

ÅR	Antall	Gjennomsnitt lengde (cm) ± SD	Spennvidde lengde (cm)	Gjennomsnitt vekt (g) ± SD	Spennvidde vekt (g)
2001	23	50,1 ± 77	40 – 70	1741 ± 1044	730 – 4925
2005	3	47,3 ± 46	42 – 50	1385 ± 380	1055 – 1800
2006	13	48,2 ± 88	36 – 69	1420 ± 905	480 – 4000
2007	15	42,7 ± 77	35 – 62	1112 ± 867	450 – 3850
2008	8	50,5 ± 79	42 – 63	1554 ± 644	890 – 2500

## Aldersanalyser og fotografering av otolitter

Ørretotolitter fra både utsatt og vill ørret fra 2001 og 2007 ble fotografert. En dråpe glycerol ble tilsatt før fotograferingen for bedre å få fram de lyse sommersonene (opake) og de mørke vintersonene (hyaline). Bildene ble tatt med et Nikon digitalt hode (DS-5M) montert på et Leica Wild MZ5 stereomikroskop ved 20x forstørrelse. NIS-Elements F 2,20 (Nikon 1996-2006) bildebehandlingsprogram ble brukt i fotograferingsprosessen. ImageJ ble brukt til målingen av vekstsonene på otolitten, der otolittmålene blir oppgitt i pixler (Abràmoff et al. 2004). Før måling av vekstsonene på otolitten ble bildet kalibrert. Dette gjorde en ved å måle langs en lineal ved 20x forstørrelse der 182 pixler tilsvarte en millimeter. Målingen av vekstsonene ble gjort med utgangspunkt i otolittens kjerne. Derfra ble måling av lengden på hver vekstsonen utført til spissen av otolitten (figur 3). Hver måling inkluderer en sommer og en vintersone, og utgjør dermed ørretens vekst ett år. Målingen ble i størst grad utført på venstre otolitt, dersom den ikke var ødelagt eller manglet. Aldersavlesing på otolittene til utsatt ørret i Pasvikvassdraget er tidligere blitt påpekt som krevende (Reiestad & Karlsen 1991). Oppdrettsørreten vokser i oppdrettskar frem til de er tre år før de på forsommeren settes ut i vassdraget (Pers. med. Tor Beddari, Pasvik Kraft). Utsatt og vill ørret skiller seg i veksten fra larvesenter og til første vekstsonen. Oppdrettsørreten har jevnt god tilgang på næring gjennom hele oppholdet i karet noe som gjenspeiles i otolitten. Den første vekstsonen sees nærmest som en stor sommersonen med ufullstendige mørke soner (figur 3). Fiskernes vurdering av om ørreten var utsatt eller vill kunne dermed også undersøkes nærmere ved å klassifisere fisken på nytt under aldersavlesingen og ved målingen av sonene på otolitten.

**Tabell 4.** Tabellen viser antallet otolitter hvor de ble utført tilbakeberegning av lengde i ørretmaterialet fra 2001 og 2007 (målt). Ødelagte otolitter, samt vanskeligheter med å se sonene på enkelte otolitter er årsaken til at antallet målt avviker noe fra totalantallet (totalt) i de aktuelle årene.

	2001		2007		
	Målt	Totalt	Målt	Totalt	
<b>UTSATT ØRRET</b>	74	81	<b>UTSATT ØRRET</b>	65	82
<b>VILL ØRRET</b>	20	23	<b>VILL ØRRET</b>	15	16

Tilbakeberegningen av veksten ble utført ved bruk av følgende modeller: Lea-Dahls (Lea 1910), Fraser-Lee (Fraser 1916, Lee 1920), Morita & Matsuishi (Morita & Matsuishi 2001) og Finstad (Finstad 2003).

Lea-Dahls baserer seg på at det er et lineært forhold mellom fiskeradius og fiskelengde.

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

hvor  $L_t$  = lengde av fisken ved alder  $t$  år,  $L_T$  er fiskelengden ved fangsttidspunktet,  $O_t$  er lengde av strukturen ved alder  $t$  og  $O_T$  er total lengde av strukturen.

Lineær regresjon ble brukt for å regne ut biologisk skjæringspunkt (biological intercept)  $c$  i Fraser-Lee formelen. For utsatt ørret var den 1,38 cm ( $p < 0,001$ ) og for vill ørret 1,05 cm ( $p < 0,001$ ), som settes inn i følgende formel:

$$L_t = c + (L_T - c) \left( \frac{O_t}{O_T} \right)$$

Morita og Matsuishi modellen tar hensyn til en alderseffekt der man forventer at otolitten vokser selv når den somatiske veksten er lav. Dette uttrykkes ved formelen:

$$O = \alpha + \beta L + \gamma t$$

der  $O$  er otolittlengden,  $L$  er fiskelengde ved fangsttidspunktet,  $t$  er fiskens alder og  $\alpha$ ,  $\beta$  og  $\gamma$  er koeffisienter som estimeres ved multiple regresjonsanalyser og deretter settes inn i følgende formel for estimering av størrelse ved ulike aldre:

$$L_t = -\frac{\alpha}{\beta} + \left( L_T + \frac{\alpha}{\beta} + \frac{\gamma}{\beta} T \right) \frac{O_t}{O_T} - \frac{\gamma}{\beta} t$$

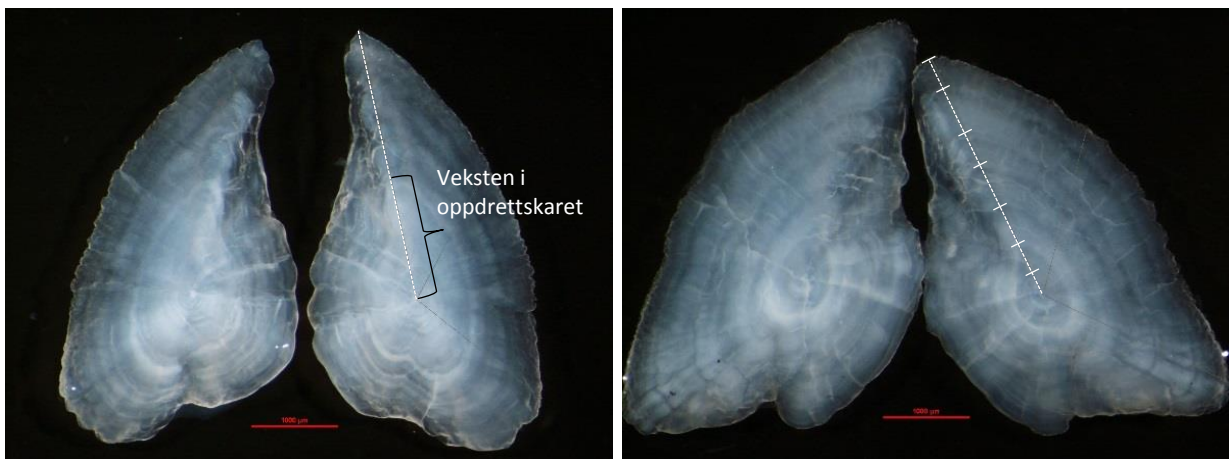
I modellen utarbeidet av Finstad (2003) er otolittstørrelsen ( $O$ ) brukt som en avhengig variabel i en least square multiple regresjon av  $L_T$  (mm), alder (år) og en alder\*lengde interaksjon:

$$O = \beta_0 + \beta_1 L + \beta_2 t + \beta_3 L t$$

hvor  $\beta_0$ ,  $\beta_1$ ,  $\beta_2$  og  $\beta_3$  er koeffisienter estimert fra multiple linear regresjonsanalyse og som deretter settes inn følgende formel for estimering av størrelse ved ulike aldre:

$$L_t = [O_t O_T^{-1} (\beta_0 + \beta_1 L_T + \beta_2 T + \beta_3 L_T T) - \beta_0 - \beta_2 t] (\beta_1 + \beta_3 t)^{-1}$$

hvor  $L_t$  er lengde av fisken ved alder  $t$  år,  $L_T$  er fiskelengden ved fangsttidspunktet,  $O_t$  er lengde av strukturen ved alder  $t$  og  $O_T$  er total lengde av strukturen.



**Figur 3.** Bilder av otolitter av utsatt (venstre) og vill (høyre) ørret. Den første vekstsonen til den utsatte ørreten er større enn hos den ville ørreten grunnet oppholdet i oppdrettskaret. Måling av hver vekstsonen ble utført fra kjernen og ut til spissen av otolitten.

Av totalmaterialet på 163 otolitter fra utsatt ørret fanget i 2001 og 2007 var det tre som ble korrigert til vill ørret, mens av totalt 39 otolitter fra vill ørret var det to som ble korrigert til utsatt ørret.

## Statistisk behandling av data

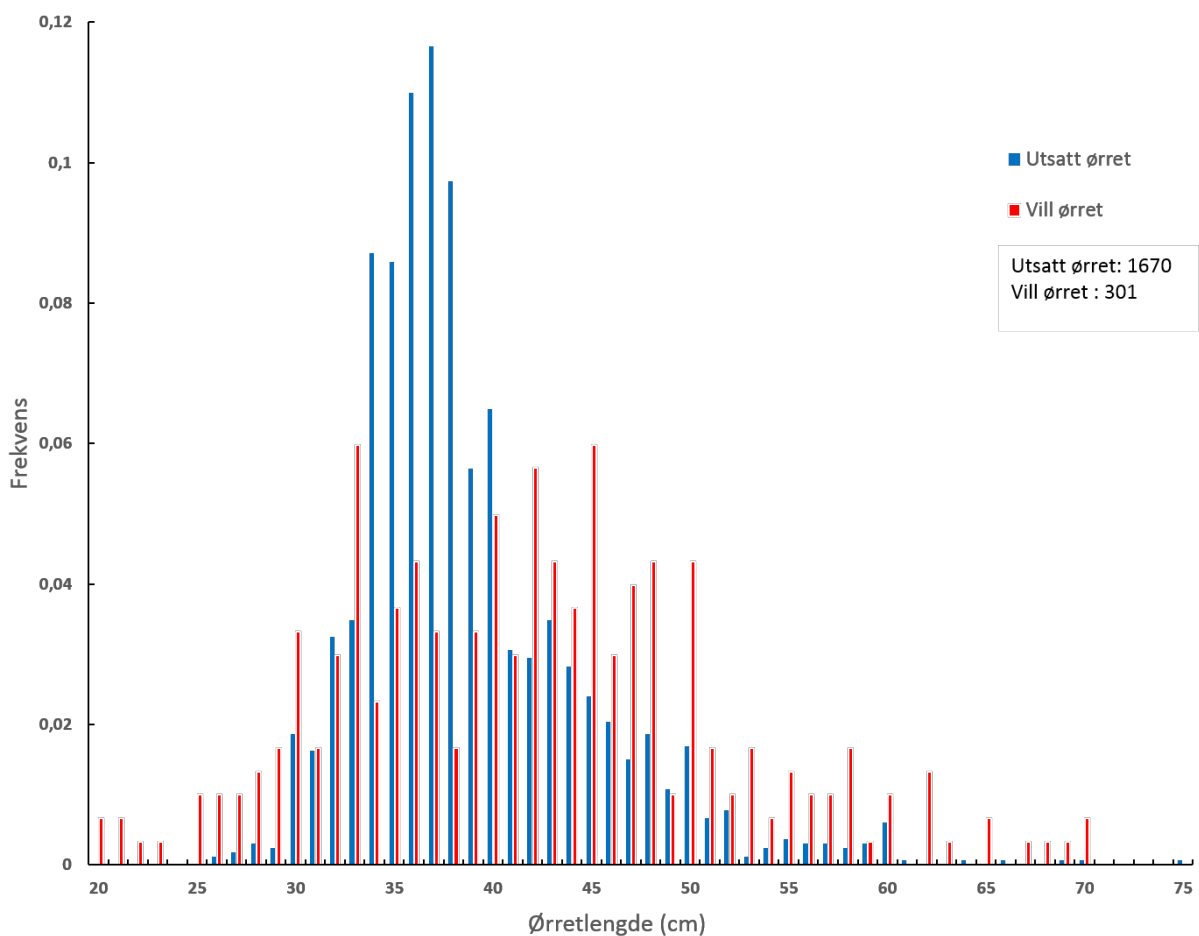
Den statistiske behandlingen av dataen ble utført i Microsoft Excel 2010 og Cran R-project versjon 3.0.2, 2013.



## Resultater

### Lengdefordeling og mengdeforhold mellom utsatt og vill ørret

For utsatt ørret var lengdefordelingen av totalmaterialet mellom 20 – 75 cm og for vill ørret mellom 26 – 75 cm (figur 4). Gjennomsnittslengden var 38 cm og 41 cm for henholdsvis utsatt og vill ørret. I fangsten dominerer utsatt ørret i lengdeintervallet 33 – 40 cm mens vill ørret hadde en mer jevn fordeling mellom 30 – 50 cm. Utsatt ørret utgjorde totalt en mye større del av totalmaterialet enn vill ørret (henholdsvis 1665 og 301). Kun få individer av utsatt ørret var større enn 60 cm, mens en noe større andel av vill ørret var opp mot 70 cm. Den største ørreten i materialet var derimot en utsatt ørret på 75 cm (figur 4). Forholdet mellom utsatt ørret i øvre (81 %) og nedre del (84 %) av vassdraget er tilnærmet likt. Og det var små endringer i forholdet mellom utsatt og vill ørret både i øvre og nedre del i perioden fra 1998 – 2008 (Tabell 5).



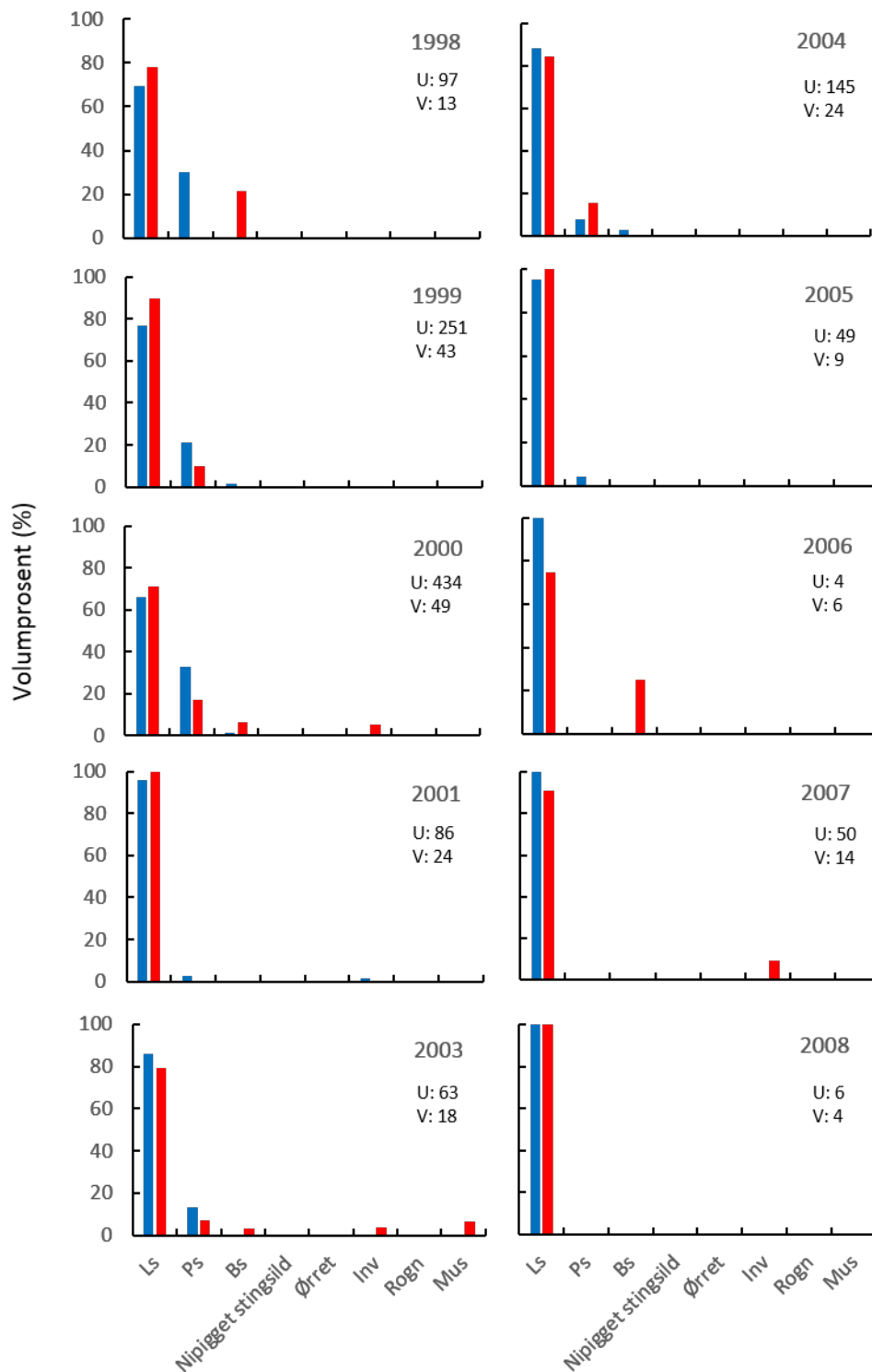
**Figur 4.** Lengdefordeling (cm) av utsatt (blå søyler) og vill (røde søyler) ørret vist som frekvensen av totalmaterialet av henholdsvis utsatt og vill ørret.

Tabell 5. Mengdeforhold i fangstene av utsatt og vill ørret i øvre og nedre del av Pasvikvassdraget i perioden fra 1998 – 2008. Materialene fra henholdsvis 2001 og 2003, 2005 og 2006, og 2007 og 2008 er slått sammen grunnet få fisk innsamlet i hvert av disse årene. Verdiene er vist som prosent med antall i parentes.

	ØVRE DEL		NEDRE DEL	
	Utsatt ørret	Vill ørret	Utsatt ørret	Vill ørret
1998	91 (105)	9 (10)	97 (29)	3 (1)
1999	75 (112)	25 (38)	90 (162)	10 (18)
2000	85 (259)	15 (46)	97 (245)	3 (8)
2001+2003	85 (252)	15 (46)	54 (14)	46 (12)
2004	73 (65)	27 (24)	91 (127)	9 (13)
2005+2006	74 (101)	30 (35)	87 (53)	13 (8)
2007+2008	81 (48)	19 (11)	76 (45)	24 (14)
<b>GJ. SNITT (TOTALT)</b>	<b>81 (942)</b>	<b>20 (210)</b>	<b>84 (675)</b>	<b>16 (74)</b>

### Diett hos utsatt og vill ørret

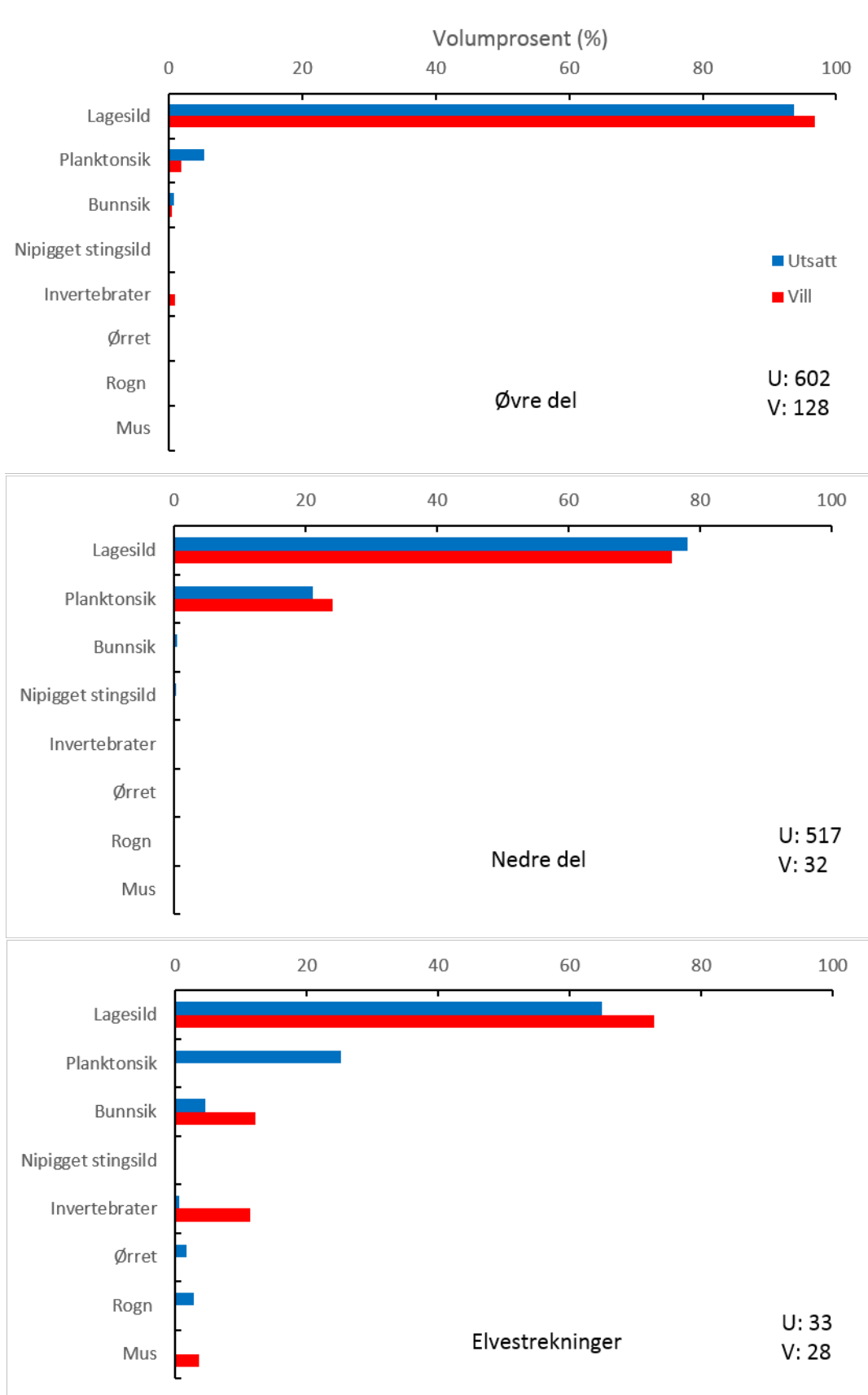
I perioden fra 1998 - 2008 bestod dietten til både utsatt og vill ørret hovedsakelig av fisk og lagesild dominerte dietten i alle årene (figur 5). Planktonsik og bunnsik ble i mindre grad spist, men utgjorde i enkelte år en betydelig del av dietten. I en utsatt ørret ble det funnet en ørret (1999, <0,4 %). Utsatt og vill ørret hadde påfallende lik diett og variasjonen mellom årene var liten i hele studieperioden. I tillegg til fiskediett hadde vill ørret innslag av invertebrater i de fleste år men med relativt lave verdier. Av andre byttedyr ble det i 2004 registrert rogn (0,7 %) i en utsatt ørret, mens hos vill ørret ble det i 2003 funnet mus (7 %).



Figur 5: Diett til utsatt ørret (blå søyler) og vill ørret (røde søyler) i forhold til byttedyrart og volumprosent for hele vassdraget (øvre, nedre og elvestrekninger) fra 1998 – 2008 (unntatt 2002). Antall observasjoner for hvert år er vist som utsatt (U) og vill (V).

## Diett hos utsatt og vill ørret fordelt på øvre og nedre del av vassdraget samt elvestrekninger

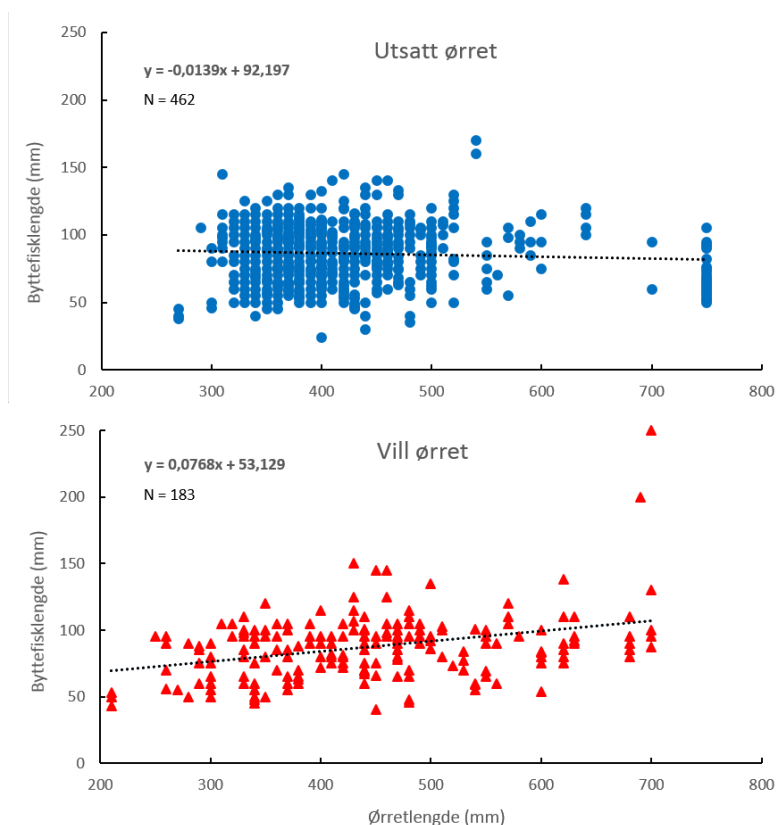
Lagesild dominerte i dietten til både utsatt og vill ørret i både øvre og nedre del samt på elvestrekningene. I øvre del utgjorde lagesilda 94% av dietten til utsatt og 97 % til vill ørret. I nedre del var innslaget av lagesild noe mindre med henholdsvis 78% og 76 % hos utsatt og vill fisk (figur 6). På elvestrekningene ble den minste diettrandelen av lagesild observert både for utsatt (65 %) og vill ørret (73 %). I øvre del utgjorde planktonsik en veldig liten del av dietten til både vill og utsatt ørret (henholdsvis 5 og 2 %), mens andelen var betydelig høyere i nedre del (21 % og 24 %). Kun et diettinnslag av bunnsik ble registrert både i øvre og nedre del av vassdraget (0 - 0,8%). I elvestrekningene utgjorde bunnsiken derimot hele 6 % av dietten for utsatt ørret og 12 % for vill ørret. På elvestrekningene hadde både utsatt og vill ørret også en mer variert diett enn i innsjømagasinene, der invertebrater utgjorde 12 % hos vill ørret og i tillegg ble det registrert ørret (2 %) og rogn (3 %) i dietten til utsatt ørret. Det ble også funnet en mus i magen til en vill ørret (4 %) fanget på elv.



Figur 6: Diettsammensetning for utsatt (blå søyler) og vill (røde søyler) ørret i forhold til byttedyrart og volumprosent i øvre og nedre del av vassdraget samt i elvestrekningene. Materialet fra 1998 – 2008 er slått sammen og antall observasjoner av utsatt og vill ørret er vist som U (utsatt) og V (vill).

## Byttefisk mot predatorlengde

I undersøkelsen av byttefisklengde mot predatorlengde ble det ikke skilt mellom lagesild, planktonsik og bunnsik, eller mellom øvre og nedre del av vassdraget. Både utsatt og vill ørret inkluderte et stort spekter av byttefiskstørrelser i sin diett. Utsatt ørret hadde spist byttefisk mellom 24 – 170 mm med et gjennomsnitt på  $84 \pm 20$  mm (figur 7). Størrelsesspekter til byttefisken hos vill ørret var derimot mellom 40 – 250 mm med et gjennomsnitt på  $86 \pm 24$ . For utsatt ørret var det ingen signifikant korrelasjon mellom predator og byttefisklengde (Lineær regresjon;  $P = 0,18$ ,  $r^2 = 0,004$ ). Fjernes man byttefiskene til den største utsatte ørreten (750 mm), får man en signifikant korrelasjon (Lineær regresjon;  $p < 0,01$ ,  $r^2 = 0,06$ ). For vill ørret ble det funnet en korrelasjon mellom størrelsen på ørreten og størrelsen på byttefisken den hadde spist, men forklaringsgraden var lav (Lineær regresjon;  $P < 0,001$ ,  $r^2 = 0,12$ ). Korrelasjonen var signifikant både med og uten de to største byttefiskene på 200 mm og 250 mm. Den største byttefisken til utsatt ørret var 31 % av predatorens lengde, mens den for vill ørret var 36 % av predatorlengden.



**Figur 7:** Grafene visene lengdefordelingen av byttefisk mot lengden på utsatt ørret (blå sirkler) og vill (røde trekanter) ørret. Regresjonslinjene er vist som y i grafene. Regresjon utsatt ørret,  $p = 0,18$ ,  $r^2 = 0,004$ , og vill ørret,  $p < 0,001$ ,  $r^2 = 0,12$ . Antallet lengdemålet byttefisk spist av utsatt og vill ørret er vis som N.

## Byttefiskorientering

I undersøkelsen av byttefiskorientering er kun coregonideartene som er bestemt til de spesifikke artene under analysen av mageinnhold tatt med (lagesild, planktonsik og bunnsik) men det er ikke skilt mellom de ulike artene i selve analysen. Både utsatt og vill ørret spiste byttefiskene i all hovedsak med halen først (totalt henholdsvis 75 og 65 %), både for byttefisk større og mindre enn 100 mm (Tabell 6).

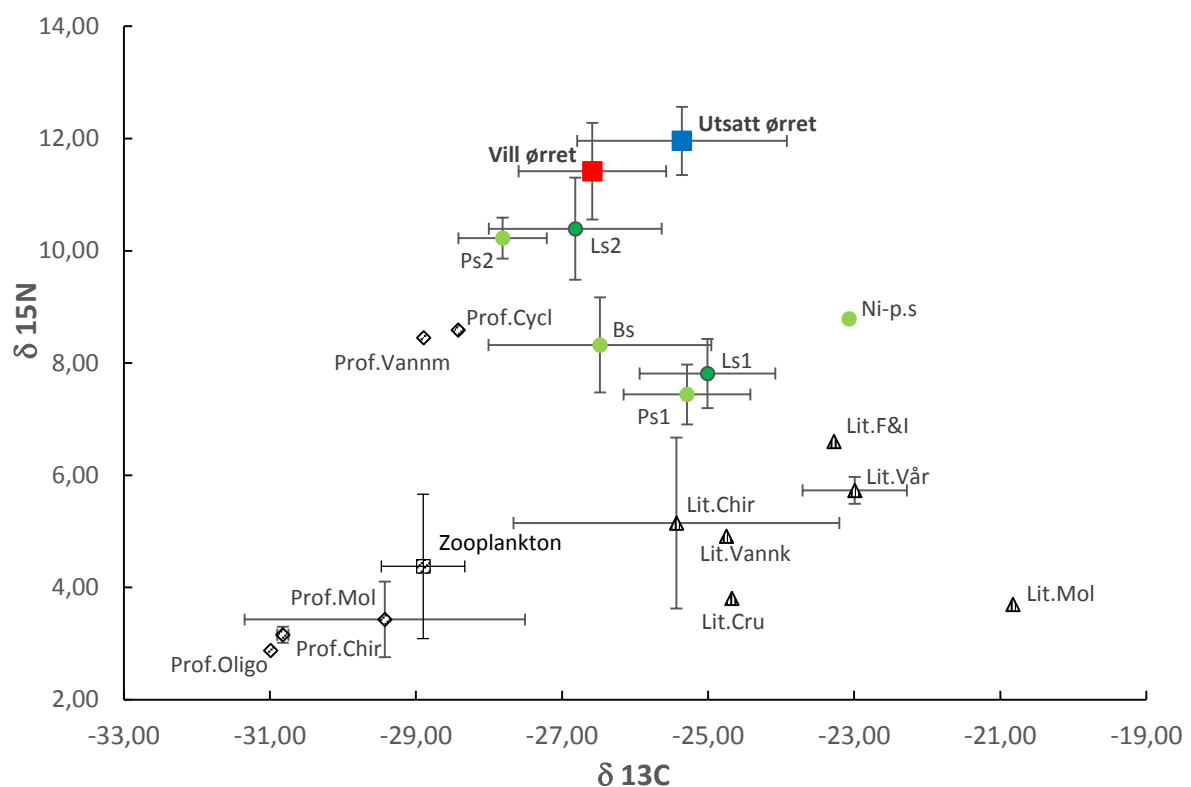
**Tabell 6: Byttefiskorientering av coregonider (lagesild, planktonsik og bunnsik) <100 mm og ≥100 mm i mageanalysene til utsatt og vill ørret i prosent (uthevet) med antall i parentes.**

Utsatt ørret				Vill ørret			
< 100 mm		≥ 100 mm		< 100 mm		≥ 100 mm	
Hale først	Hode først	Hale først	Hode først	Hale først	Hode først	Hale først	Hode først
<b>80</b> (211)	<b>20</b> (53)	<b>65</b> (82)	<b>35</b> (44)	<b>60</b> (30)	<b>40</b> (20)	<b>77</b> (17)	<b>23</b> (5)
Totalt				Totalt			
Hale først		Hode først		Hale først		Hode først	
<b>75</b> (293)		<b>25</b> (97)		<b>65</b> (47)		<b>35</b> (25)	

## Stabile isotoper

Den stabile isotop signaturen til utsatt og vill ørret samt potensielle byttedyr og -fisk fra Pasvikvassdraget er fremstilt i figur 8. Gjennomsnittlig  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$  for utsatt (-25,35 og 11,95) og vill ørret (-26,58 og 11,41) var signifikant forskjellig (t-test:  $p < 0,001$ ). For  $\delta^{15}\text{N}$  endringer over tid for utsatt og vill ørret ble det kun funnet signifikant forskjell i 2006 og i 2007 (t-test:  $< 0,001$ ), mens det ble funnet signifikant forskjell for  $\delta^{13}\text{C}$  i alle årene unntatt 2005 og 2008 (t-test:  $< 0,001$ ) (Vedlegg 3). Det ble funnet signifikant forskjell i  $\delta^{15}\text{N}$ -verdi mellom årene for utsatt ørret, men ingen signifikant forskjell mellom årene hos vill ørret for  $\delta^{15}\text{N}$  (ANOVA,  $F=30,31$   $p < 0,001$  for utsatt ørret og  $F=0,311$   $p >> 0,05$  for vill ørret). Lineær regresjon viste at  $\delta^{15}\text{N}$  økte signifikant med en verdi av 0,11 per år. Det var ingen forskjell i  $\delta^{13}\text{C}$  mellom år verken for vill- (ANOVA,  $F=1,103$   $p > 0,05$ ) eller utsatt ørret (ANOVA,  $F= 0,026$   $p > 0,05$ ). Profundale

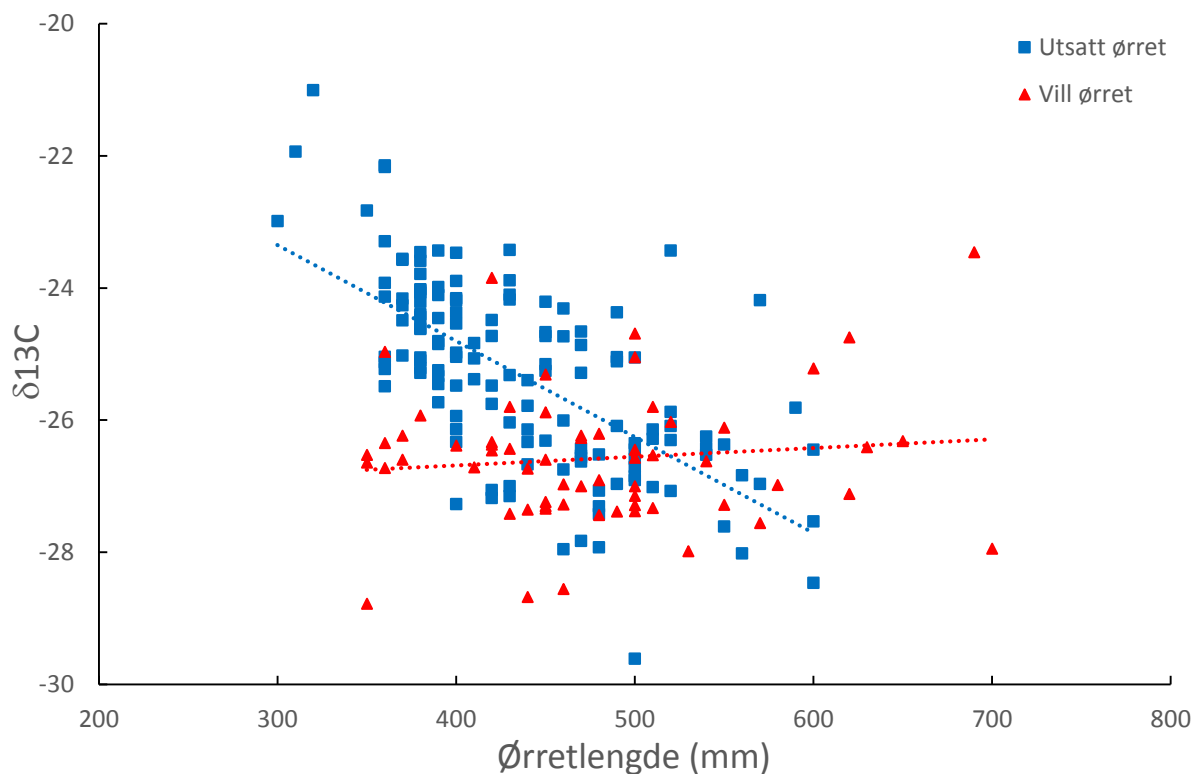
byttedyr har  $\delta^{13}\text{C}$  verdier fra -30,8 til -28,42, og litorale byttedyr verdier fra -25,43 til -20,83. Pelagiske byttedyr (lagesild, planktonsik og bunnsik) hadde gjennomsnittlige  $\delta^{13}\text{C}$  verdier fra -27,8 til -25,01, mens litoral byttedyr som nippigget stingsild hadde henholdsvis  $\delta^{13}\text{C}$  -23,07. Både utsatt og vill ørret plasserer seg i det øverste trofiske nivået (figur 8). I det trofiske nivået under ( $\delta^{15}\text{N}$  7 til 10) finnes potensielle byttedyr som lagesild, mindre planktonsik, bunnsik og nippigget stingsild, i tillegg til profundale krepsdyrplankton. På det laveste trofiske nivået med  $\delta^{15}\text{N}$ -verdier fra 3-7 finnes bunndyrene og zooplankton.



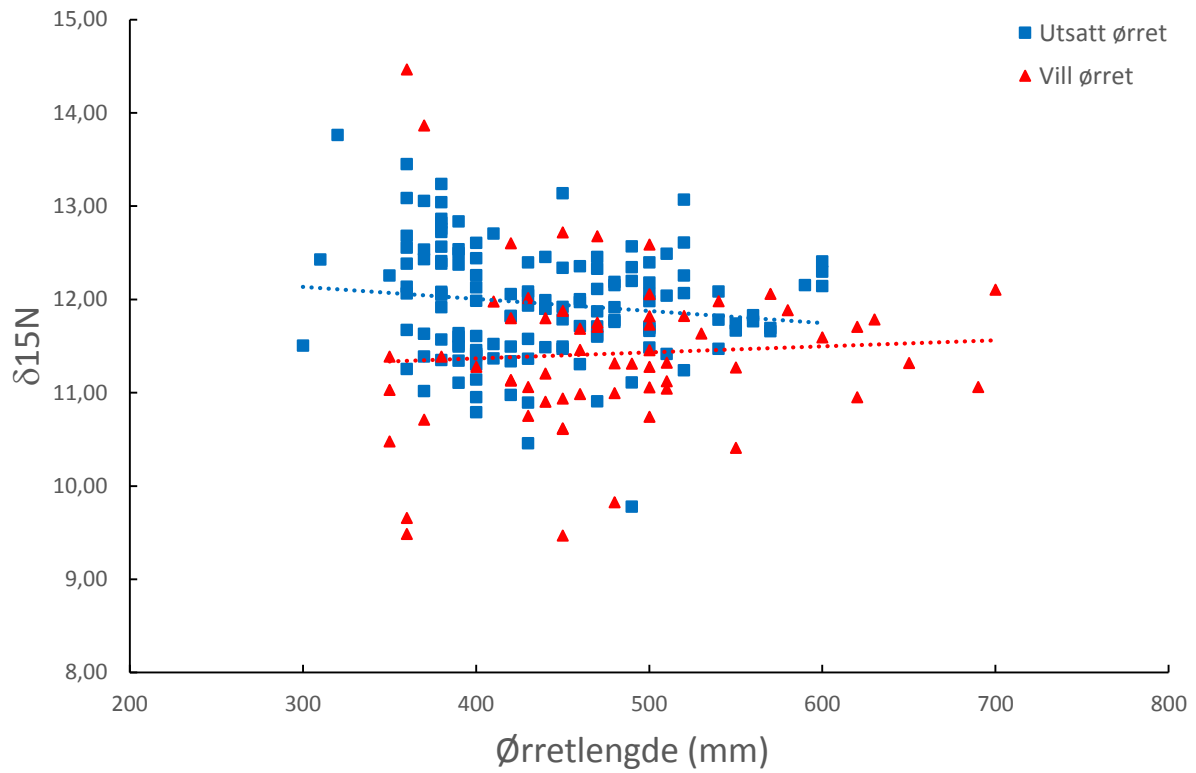
**Figur 8: Stabile isotop plot med gjennomsnittsverdier av  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$  signatur ( $\pm$  SD) for utsatt og vill ørret samt profundale næringssemner (Prof), pelagiske (Zooplankton), littorale næringssemner (Lit) og potensielle byttedyrarter og lengdegrupper. Oligo = Oligochaeta, Chir = Chironomider, Mol = Molluska, Vannm = Vannmidd, Cycl = Cyclopoida, Vannk = Vannkalv, Cru = Crustacea (linsekreps og isopoda), Vår = Vårfluer, F&I = Flatorm og Iglar, Ni-p.s = Nippigget stingsild, Bs = Bunnsik, Ps1 = Planktonsik 78 – 89 mm, Ps2 = Planktonsik 109 – 125 mm, Ls1 = Lagesild 69 – 79 mm, Ls2 = Lagesild 105 – 114 mm. Se vedlegg 2 for oversikten over stabile isotop materialet.**



Sammenhengen mellom de individuelle  $\delta^{13}\text{C}$  – og  $\delta^{15}\text{N}$ -verdiene og lengden på ørreten ble undersøkt med lineær regresjon både for utsatt og vill fisk. For utsatt ørret ble det funnet en signifikant sammenheng mellom predatorlengden og  $\delta^{13}\text{C}$  (blå linje,  $p < 0,001$ ,  $r^2 = 0,43$ ) (figur 9). For vill ørret ble det ikke funnet noen signifikant sammenheng mellom predatorlengden og  $\delta^{13}\text{C}$  (rød linje,  $p = 0,41$ ,  $r^2 = 0,01$ ). Hverken for utsatt ( $p = 0,11$ ,  $r^2 = 0,02$ ) eller vill ( $p = 0,636$ ,  $r^2 = 0,004$ ) ørret ble det funnet noen signifikant sammenheng mellom lengden på predatoren og  $\delta^{15}\text{N}$  ratio (figur 10).



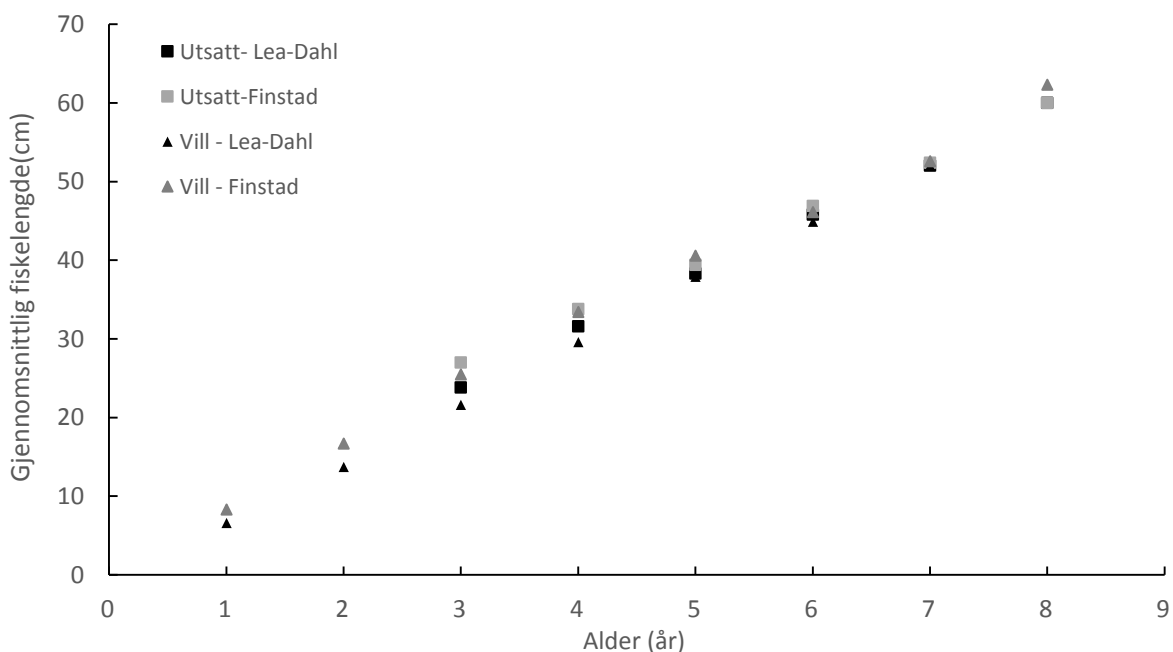
**Figur 9:** Isotopsignatur av lengde mot  $\delta^{13}\text{C}$  for utsatt (blå) og vill (rød) ørret. Linjene representerer regresjonslinjene, utsatt ørret: blå linje,  $p < 0,001$ ,  $r^2 = 0,43$  og vill ørret: rød linje,  $p = 0,41$ ,  $r^2 = 0,01$ . Vedlegg 4 viser de matematiske funksjonene til regresjonslinjene.



**Figur 10:** Isotopsignatur av lengde mot  $\delta^{15}\text{N}$  for utsatt (blå) og vill ørret (rød). Linjene representerer regresjonslinjene, utsatt ørret: blå linje,  $p = 0,11$ ,  $r^2 = 0,02$  og vill ørret: rød linje,  $p = 0,636$ ,  $r^2 = 0,004$ . Vedlegg 4 viser de matematiske funksjonene til regresjonslinjene.

## Vekst hos utsatt og vill ørret

Med Fraser-Lee modellen ble verdiene tilnærmet lik verdiene som med Lea-Dahls og i modellen til Morita og Matsuishi fikk flere ett- og toåringer for vill ørret negative verdier. I resultatene er det derfor kun tatt med beregninger fra modellene til Lea-Dahls og Finstad. Fra estimatene med Lea-Dahls modellen var den utsatte ørreten i gjennomsnitt 23,7 cm ved utsettingstidspunktet, mens med Finstad's modell var den 27,0 cm (figur 11, vedlegg 5). Når vill ørret var 3 år gammel var den i gjennomsnitt 21,6 cm med Lea-Dahls og 25,5 cm med Finstads modell. Det var liten forskjell i veksten mellom utsatt og vill ørret i 2001 og 2007 (Tabell 7, vedlegg 6). Forskjellen fra de to modellene er størst for ung fisk mens estimatene er nesten identiske for eldre fisk (Tabell 7)



**Figur 11: Tilbakeberegnet lengde ved alder for utsatt og vill ørret ved bruk av Lea-Dahls metode og Finstad modellen basert på gjennomsnittslengder for hver aldersgruppe. I denne grafen er beregninger fra materialet i 2001 og 2007 er slått sammen.**

**Tabell 7: Tilbakeberegnet lengde ved alder for utsatt og vill ørret i 2001 og 2007 med Lea-Dahls metode og Finstadmodellen basert på gjennomsnittsverdier (cm).**

	UTSATT ØRRET		UTSATT ØRRET		VILL ØRRET		VILL ØRRET	
	Lea-Dahl		Finstad		Lea-Dahl		Finstad	
	2001	2007	2001	2007	2001	2007	2001	2007
<b>1</b>					6,7	6,6	8,1	8,5
<b>2</b>					14,0	13,2	16,8	16,5
<b>3</b>	23,5	24,0	26,6	27,4	22,2	20,9	25,9	25,0
<b>4</b>	31,4	31,7	33,4	34,2	30,3	28,6	34,2	32,3
<b>5</b>	38,6	38,0	39,4	39,5	38,6	36,8	41,6	39,0
<b>6</b>	45,5	46,2	46,0	47,7	45,4	44,0	46,9	44,5
<b>7</b>	50,0	53,0	49,6	53,6	52,0	52,2	52,5	53,0
<b>8</b>		60,0		60,0	62,3	62,0	62,3	62,0

## Diskusjon

Undersøkelsen av dietten til utsatt og vill ørret i Pasvikvassdraget viser at lagesild er den dominerende byttefisker i både øvre og nedre del av vassdraget. Før invasjonen av lagesild i vassdraget ble det påvist sik i ørretmagene og konkludert med at god vekst hos ørreten kunne settes i sammenheng med predasjon på sik (Bjerknes & Rikstad 1977). Den gode veksten til ørreten i dette studiet kan sees i sammenheng med dietten på lagesild. Analysene av stabile isotop plasserer pasvikørreten i det øverste trofiske nivået i næringsnettet i vassdraget. Den gode tilgangen på byttefisk medfører altså trolig liten intraspesifikk konkurranse mellom utsatt og vill ørret noe som resulterer i god og stabil vekst. Det høye innslag av utsatt ørret registrert i fangstene indikerer høy overlevelse hos den utsatte fisken. Pelagisk beiteadferd hos ørreten reduserer predasjonsrisikoen fra gjedde og lake i systemet, og dominans av utsatt ørret i fangstene tilsier at utsettingene bidrar til opprettholdelsen av storørretbestanden i vassdraget.

I det totale fangstmaterialet i denne undersøkelsen inngår det kun ørret større enn 20 og 25 cm for henholdsvis vill og utsatt ørret. Ørreten går ofte over til å bli fiskespiser når den når en størrelse på 20-25 cm (L'Abée-Lund et al. 1992, Kahilainen & Lehtonen 2003). Dette medfører at både utsatt og vill ørret inkludert i dette studiet er fiskespisere. I innsjøsystemer med høy tetthet av coregonidearter reflekteres dette ofte i dietten hos ørret (Sandlund & Næsje 1992, Næsje et al. 1998, Vehanen et al. 1998, Kahilainen & Lehtonen 2001, Jensen et al. 2004). Garnfangst er ofte svært selektiv der størrelsen på maskevidden bestemmer størrelsen på fisken (Borgstrøm 1995). Lengdefordeling i fangstene kan tyde på et noe selektivt uttak av utsatt ørret i størrelsesgruppen 30 – 40 cm, og dette kan ha sammenheng med at det innsamla materialet i stor grad kommer fra fangstene til fritidsfiskere som bruker store maskevidder på garna. I tillegg til at den utsatte ørreten skal være over 25 cm kombinert med at fiskespising henger sammen med størrelse, domineres ørretbestanden i Pasvikvassdraget av fisk over 20 cm.

Langtidsstudiene av dietten til både utsatt og vill ørret i Pasvikvassdraget viser at lagesild er den dominerende byttefisker, mens planktonsik utgjør den sekundært viktigste næringsressursen. Lagesilda er også den dominerende arten i pelagialen i vassdraget (Bøhn et al. 2004) og resultatene fra denne studien forsterker tidligere undersøkelser som har vist at ørreten i Pasvikvassdraget er en pelagisk predator (Jensen 2002, Jensen et al. 2004,

Johannessen 2007, Skog 2011). Stor ørret utnytter i større grad pelagialen enn mindre ørret (Taugbøl et al. 1989, Hegge et al. 1993, Hesthagen et al. 1995b) og i systemer med bestander av pelgaiske arter som sik, lagesild og krøkle (*Osmerus eperlanus*) er fiskepisende ørret vanlig (Sandlund & Næsje 1984, Skurdal et al. 1992, Vehanen 1995, Kahilainen & Lehtonen 2001, 2002, Jensen 2002). Bestanden av planktonsik er blitt kraftig redusert etter lagesildas invasjon (Amundsen et al. 1999, Bøhn & Amundsen 2001, Bøhn et al. 2008, Sandlund et al. 2013). Dette kan være med på å forklare årsaken til det gradvis avtagende innslaget av planktonsik i dietten over undersøkelsesperioden. Høy fordøyelsesgrad av byttefisk i magene vanskeliggjorde tidvis artsbestemmelse og innslaget av sik kan derfor være noe underestimert i det registrerte materialet.

Predasjon er ofte rettet mot svake individer i byttepopulasjonen, og høyt predasjonspress på byttedyrene kan regulere tettheten i populasjonen (Begon et al. 2006). Jensen (2002) estimerte at pasvikørreten kan beite rundt 5-600 lagesild/ha årlig og i enkelte områder med høy tetthet av ørret kan derfor predasjon på lagesild ha lokale effekter på lagesildbestanden. Lagesilda har en spesialisert næringsøkologi og stor konkuranseevne med sterke årsklasse- og tetthetsvingninger (Hamrin & Persson 1986, Sandlund et al. 1991). Høy intraspesifikk konkurranse som følge av nedbeiting av zooplanktonbestanden har betydning for tettheten i lagesildbestanden (Bøhn et al. 2008). Lagesilda vokser raskere og har tidligere kjønnsmodning (<15 cm) enn planktonsik, men planktonsik oppnår etter hvert å bli større med bedre muligheter for predatorunnvikelse (Amundsen et al. 1999, 2012). Overgangen til fiskediett er ofte en flaskehals for fisk og tilgangen på små byttefisk, eksempelvis stingsild, kan være viktig for i det hele tatt å gå over på fiskediett (Sandlund et al. 1997). Ørret gjennomgår ofte ontogentiske nisjeskifte fra å beite på invertebrater til den blir stor nok til å bli fiskepisere (Klemetsen et al. 2003). I Pasvikvassdraget er nipigget stingsild en viktig byttefisk for små abbor, gjedde og lake i overgangen fra bentiske byttedyr til fiskediett (Amundsen et al. 2003) men inngår i liten grad i dietten til både utsatt og vill ørret i dette studiet. Noe som samsvarer godt med resultatene funnet i andre undersøkelser (Jensen 2002, Jensen et al. 2004, Johannessen 2007, Skog 2011). Dermed er tilgjengeligheten av småvokst lagesild viktig for storørretbestanden i overgangen til fiskediett. I Pasvikvassdraget er åpenbart ikke tilgangen på næring en begrensende ressurs for den utsatte ørreten, og næringskonkurranse med vill ørret kan derfor antas å være lav.

Både utsatt og vill ørret fremstår som pelagiske jegere i innsjømagasinene (både i øvre og nedre del), mens i elvestrekningene inkluderte de noen flere typer byttedyr i dietten. Dette studiet viser at diettsammensetningen mellom utsatt og vill ørret varierer lite, og at lagesild som forventet dominerer i både øvre og nedre del av vassdraget. Dette betyr at utsatt ørret kan tilpasse seg nye omgivelser og raskt komme i gang med å utnytte fisk i sitt næringsopptak. Dette stemmer godt overens med resultater fra andre studier (O'Grady 1983, Jonsson 1989, Jensen et al. 2000, Kahilainen & Lehtonen 2001), selv om overgangen til å bli fiskespiser i noen tilfeller kan kreve noe lengre tilvenningstid (Johnsen 1988). Størrelsen på den utsatte ørreten (< 25 cm) tilsier at de er i stand til å spise små lagesild og planktonsik kort tid etter utsetting. Lagesilda ble for første gang registrert i øvre del av vassdraget i 1989, og fem år senere hadde den etablert seg i hele vassdraget (Amundsen et al. 1999). Den høye tettheten av lagesild i øvre del indikerer konkurransemessig eksklusjon av planktonsiken i pelagialen og planktonsik utgjør dermed en liten andelen av dietten (Bøhn et al. 2008, Sandlund et al. 2013). I nedre del av vassdraget utgjør planktonsiken fortsatt en noe større andel (ca. 20%) av dietten til både utsatt og vill ørret, men er lavere enn det relative innslaget av planktonsik i pelagiale garnfangster (ca. 40% i gjennomsnitt; P.-A. Amundsen, upubliserte data). Vertikal døgnmigrasjon er påvist hos lagesild og planktonsik i Skrukkebukta (nedre del), der planktonsik står dypere ned i vannsøyla på dagen enn på natten (Solberg 2007). Den utnytter nedre deler av pelagialen og på denne måten sameksisterer med lagesilda (Gjelland et al. 2007). Dette kan medvirke til at innslaget av planktonsik i ørretdietten er relativt lavt.

Selv om fisk dominerer dietten også på elvestrekningene utgjør invertebrater en relativt større andel hos vill ørret enn for utsatt ørret i dette studiet. Dette kan henge sammen med at vill ørret, i motsetning til utsatt ørret, gjennomgår et ontogentisk nisjeskift fra å beite på små byttedyr til å bli fiskespiser. Invertebrater vil dermed være en mer naturlig del av dietten til vill ørret enn for utsatt ørret som har blitt foret med pellets i oppdrettskarene. Ørreten predasjon på lagesild som er lett tilgjengelig og et dertil egnet bytte samsvarer for øvrig godt med optimal beiteteori, hvor energigevinsten ved å beite små byttefisk er høyere, enn ved inkludere større byttefisk i dietten som vil være mer krevende både å lokalisere og håndtere (Schoener 1970, Pyke et al. 1977). Den lave andelen med littorale byttedyr viser at både utsatt og vill ørret i liten grad utnytter littoralsonen. Til tross for at risikoen for å bli spist av gjedde reduseres med økende korpsstørrelse (Werner & Gilliam 1984, Hyvärinen & Vehanen 2004),

kan dette sammen med næringskonkurranse med sik og abbor være en mulig årsak til at ørreten i liten grad tar i bruk littoralen som næringshabitat.

De stabile isotop verdiene for ørret reflekterte i stor grad det øyeblikksbildet av dietten som mageanalysene viste. Utsatt og vill ørret hadde relativt likt  $\delta^{15}\text{N}$  og  $\delta^{13}\text{C}$  – nivå gjennom hele innsamlingsperioden, men verdier som i det trofiske nettverket plasserer dem begge i kategorien pelagiske fiskepisere. Dette samsvarer godt med resultatene fra tidligere studie i vassdraget (Skog 2011). Liten forskjell i isotopverdier mellom utsatt og vill ørret gir også en god indikasjon på at den utsatte ørreten har tilpasset seg et pelagisk levesett som fiskepisere. Utsatt ørret hadde likevel noe høyere  $\delta^{13}\text{C}$  signatur enn vill ørret. Diettanalysene viser at både utsatt og vill ørret er fiskepisere med en lik artssammensetning av byttfisk. Den noe lavere  $\delta^{13}\text{C}$  verdien hos utsatt ørret svarer derfor trolig til isotopsignaturen fra oppdrettsforet som disse fiskene har vært matet med (Skog 2011). De gjennomsnittlige  $\delta^{15}\text{N}$ -verdiene plasserer både utsatt og vill ørret på øverste trofiske nivå blant de undersøkte taxa. Noen få individer skilte seg likevel ut med noe lavere  $\delta^{15}\text{N}$ -verdier ( $< 10$ ). Noe som indikerer at de er omnivore (Jardine et al. 2003) og dermed ikke kan klassifiseres som rene fiskepisere. Fangststed for disse fiskene viste seg å være Jordanfoss, og selv om mageanalysene avslørte at de hadde spist fisk, så har de mulig beitet på invertebrater tidligere i sesongen. Tiden det tar før en ny diett kan detekteres i det stabile isotop signalet fra en predator er vist å variere med vekst og utskifting av vev (Jardine et al. 2003). For flere arter ferskvannsfisk kan dette ta ca. 3 måneder (Persson & Hansson 1999). Denne studien har vist at ved implementering av stabile isotop analyser i tillegg til mageanalyser får man et mer integrert bilde av både diett og habitatbruk. Men konklusjonen er fortsatt den samme: Storørreten i Pasvikvassdraget er i hovedsak en pelagisk fiskepisere. Dette til tross for enkelte individuelle variasjoner, særlig gjelder dette mellom utsatt og vill ørret og mellom innsjø- og elvelokaliteter. Noe som tyder på at andre byttedyr enn fisk kan inngå i dietten.

I dette studiet ble det funnet lave korrelasjoner mellom byttedyrstørrelse og predatorstørrelse både hos vill og utsatt ørret i Pasvikvassdraget, selv om gode korrelasjoner er vist i andre studier (Mittelbach & Persson 1998, Keeley & Grant 2001, Sandlund et al. 2012). Ved økende størrelse på fisken øker energibehovet og innslag av større byttfisk gir da økt energigevinst (Elliott & Hurley 2000). Både utsatt og vill ørret prefererte tilnærmet samme størrelsesgruppe av byttfisk. Tidligere studier har kun funnet en svak størrelseskorrelasjon



mellom predator og bytte i nedre del av vassdraget (Jensen 2002, Jensen et al. 2004). Den høye tilgjengeligheten av små byttfisk resulterer åpenbart i at ørreten inkluderer få større byttfisk. Den største utsatte ørreten inkluderte byttfisk fra 50 – 105 mm, noe som viser at stor ørret beiter på flere mindre byttfisk. Gjennomsnittsstørrelsen på lagesild i Pasvikvassdraget er på 100 – 120 mm, og fisken blir sjelden større en 150 mm (Amundsen et al. 1999, Amundsen & Bøhn 2003). Ørreten i Mjøsa beiter hovedsakelig på krøkle som i likhet med lagesilda stagnerer i vekst rundt 120 mm (Sandlund & Næsje 1984). Mjøsrreten viste heller ingen tendens til å inkludere større byttfisk og kompenseres heller med å spise flere krøkle enn å gå over på stor sik eller lagesild (Taugbøl et al. 1989).

Eksperiment har vist at ørreten i all hovedsak angriper og svelger byttet sitt med halen først (Damsgård 1993). Byttfiskeorientering i denne undersøkelsen viste at utsatt og vill ørret oftest spiste de minste byttfiskene med halen først, mens større byttfisk i større grad ble spist med hodet først. Vehanen et al. (1998) fant at ørreten i størst grad spiste byttfisk med hodet først og påviste ingen forskjeller i byttfiskorienteringen i forhold til byttfiskstørrelsen. Ørret kan også i liten grad snu byttfisk i munnen (L'Abée-Lund et al. 1996). I Tunhovdfjorden spiste ørreten små røye og ørekyte med halen først, mens de største røyene ble spist med hodet først (L'Abée-Lund et al. 1995). Orienteringen på byttfisk avhenger derfor i stor grad av størrelsen på byttfisk, men byttfisk som har forsvar i form av pigger blir ofte spist med hode først (Reimchen 1991). Byttedyrets mulighet for å slippe unna (escape rate) anses også for å være høyere når predatoren angriper halen kontra hode først (Reimchen 1991). Mindre fluktmuligheter og lavere håndteringstid av mindre byttfisk kan være årsaken til at pasvikørreten oftest tar byttfisk med halen først, noe som også kan synes å være den mest fordelaktige strategien når byttfiskbestanden er småvokst.

Både utsatt og vill ørret i Pasvikvassdraget har meget god og tilnærmet lik vekst. Tilbakeberegningene av vekst basert på fisk fanget i 2001 og 2007 viser også at veksten var tilnærmet lik mellom de undersøkte tidsperiodene for både utsatt og vill ørret. Dette tyder på at pasvikørreten har god og stabil vekst, trolig fordi lagesild var den dominerende byttfisk i mageanalysene og denne utgjør en rik og stabil næringsressurs. Overgangen til fiskediett gir økt vektomslog for ørreten (Garman & Nielsen 1982, Sandlund et al. 2012). Tidspunkt for overgangen fra å beite på invertebrater til å bli fiskespiser er også avhengig av den individuelle vekstraten (Jonsson et al. 1999). Studier av Olson (1996a) viste at veksten det

første leveåret var avgjørende for når de ble fiskespiser. Den tilbakeberegnete lengde hos vill ørret viser stor individuell variasjon og dermed ulik vekstrate. Tidspunktet for overgang til å bli fiskespiser kan dermed variere for de ulike individene hos vill ørret. Høy intraspesifikk konkurranse om næringsressursene fører ofte til dårlig individuell vekst (Amundsen et al. 2007). Den høye tettheten av byttfisk og de gode vekstresultatene fra tilbakeberegningen tilsier at både utsatt og vill ørret har lav intraspesifikk næringskonkurranse. Den gjennomsnittlige årsveksten etter utsettingstidspunktet er noe lavere med Finstadmodellen enn med Lea-Dahl's, mens for vill ørret er veksten tilnærmet lik. Tidligere studier har vist at ørreten i Pasvik har god vekst med en årlig gjennomsnittlig lengdeøkning på 7-8 cm (Jensen 2002, Jensen et al. 2004, Amundsen et al. 2005, Johannessen 2007) noe som er i tråd med resultatene fra denne undersøkelsen. Studiet av Jensen et al. (2006) konkluderte med at ørreten i Pasvik spiste ca. 1,9 byttfisk daglig, noe som er nært opptil maksimalt næringsinntak for predatorfisk under tilsvarende forhold og resulterer i en årlig tilvekst på 7-10 cm. Den utsatte ørreten ser ut til å tilpasse seg livet i Pasviksystemet raskt etter utsetting, noe andre studier av utsatt ørret også har vist (Johnsen & Ugedal 1989, Kahilainen & Lehtonen 2001). I tillegg til at de er velegnet til aldersstudier, viste otolittanalysene også at den subjektive vurderingen utført av fiskerne om ørreten var vill eller utsatt stemte godt og observasjonene gjort av fiskerne var i stor grad riktige. Fremtidige analyser om uttak og beskatning kan i høy grad basere seg på fiskernes vurdering av om ørreten er utsatt eller vill.

For tilbakeberegning av vekst finnes det flere metoder (Morita & Matsuishi 2001) men flere av metodene er også blitt kritisert (Francis 1990). Modellene brukt i dette studiet gav til dels ulike resultater. Lea-Dahls modell tar utgangspunkt i at det er et lineært forhold mellom fiskelengden og otolittlengden, mens Fraser-Lee metoden tar mer høyde for forskjeller mellom de ulike lengdegruppene (Campana & Jones 1992). Gjennomsnittverdiene som fremkommer er likevel tilnærmet like ved bruk av Fraser-Lee og Lea-Dahls metode (Campana & Jones 1992). Morita & Matsuishi modellen er i utgangspunktet ment for å tilbakeberegne veksten for saktevoksende fisk, der otolittene er større enn hos jevnaldrende hurtigvoksende fisk (Morita & Matsuishi 2001). Resultatene basert på modellen til Morita & Matsuishi ga negative verdier for den tilbakeberegnete lengden for vill ørret yngre enn to år. Modellen viste seg derfor ikke egnet for å tilbakeberegne vekst hos hurtigvoksende ørret. Finstads modell tar høyde for en alderseffekt hvor otolittene kan vokse uavhengig av den somatiske

veksten. Modellen ble funnet velegnet for tilbakeberegning av vekst i en røyebestand (Finstad 2003). I en hurtigvoksende ørretbestand, som i Pasvikvassdraget, kan lengdeveksten på individnivå potensielt overestimeres og gi en generelt bedre vekst enn det som er reelt for de ulike aldersgruppene. Påfallende likhet i resultatene med Fraser-Lee og Lea-Dahls tilsier at Fraser-Lee kan brukes på lik linje som Lea-Dahls til tilbakeberegning av lengde ved alder i en bestand av hurtigvoksende fiskespisende ørret. Lea-Dahls modell er tidligere anvendt for tilbakeberegning av lengde i andre fiskespisende ørretbestander (L'Abée-Lund et al. 2002, Sandlund et al. 2012). Resultatene med Lea-Dahls indikerer at gjennomsnittsverdien for den utsatte ørreten er nær opptil målet på 25 cm ved utsettingstidspunktet, mens med Finstadmodellen er den noe over det anbefalte minstemålet. På enkelte av otolittene var det vanskelig å se overgangen mellom sonene. Dette kan ha resultert i unøyaktige målinger og dermed uriktige beregninger på enkelte av de tilbakeberegnete lengdene. Likevel viser denne studien at både Lea-Dahls metoden og Finstadmodellen er velegnet for tilbakeberegning av lengde i en storørretbestand, selv om Finstadmodellen kan overestimere veksten hos enkelt individer sammenlignet med Lea-Dahls metode.

Utsetting av ørret ser ut til å være et viktig tiltak for å opprettholde storørretbestanden i Pasvik, som i mange andre reguleringsmagasin og vassdrag (Campbell 1979, Aass et al. 1989, Kahilainen & Lehtonen 2001, Hyvärinen & Vehanen 2004). Ved tilstedeværelse av velegnet byttefisk vil sjansen øke for at den utsatte ørreten blir fiskespiser og dermed får raskt vekst (L'Abée-Lund et al. 1992, Mittelbach & Persson 1998). Før invasjonen av lagesild til Pasvikvassdraget hadde ørreten en årlig gjennomsnittlig tilvekst på 7,5 cm, hvor dietten i all hovedsak bestod av sik, da trolig planktonsik (Arnesen 1987). Den høye vekstraten til Pasvikørreten i dette studiet kan forklares i forhold til den høye tettheten av velegnet byttefisk (lagesild) og må anses som en av suksessfaktorene for overlevelsen og den høye tettheten av utsatt ørreten. Nærvær av predatorørret påvirker også byttefiskens habitatvalg og utsetting av for høyt antall fiskespisende ørreter kan også resultere i næringsmangel og dårlig vekst hos den utsatte ørreten (Sandlund et al. 1997). I innsjøer med røye og fiskespisende ørret unngår de minste røyene predasjon fra ørreten ved å ta i bruk profundalen som næringshabitat (L'Abée-Lund & Langeland 1993). Dette medfører at de minste røyene er mindre tilgjengelig for fiskespisende ørret, og utsettinger i innsjøer med slik habitatsegregering hos byttefisk er da ikke alltid ensbetydende med høy overlevelse og god vekst hos den utsatte ørreten.

Utsatt ørret kan også være dårligere tilpasset miljøforholdene på levestedet sammenlignet med stedegen ørret (L'Abée-Lund et al. 1995) og næringskonkurranse mellom byttefisk, stedegen ørret og den utsatte ørreten kan føre til dårligere vekst og overlevelse hos utsatt ørret (Hesthagen et al. 1995a). I Pasvikvassdraget fanges stamfisk til oppdrettsanlegget ved Melkefoss og fisken er således av lokal tilhørighet. Tunhovdsørreten har vist god tilpasningsevne til nytt miljø og overgang til fiskediett, og brukes som settefisk i mange vann og vassdrag (Aass 1992). Ørretens unike tilpasningsevne til nye miljø har sitt grunnlag i genotypenes evne til umiddelbar respons og i høy grad bestemt av artens store fenotypiske plastisitet (Elliott 1994).

I denne undersøkelsen dominerer utsatt ørret i fangstene og det lave innslaget av vill ørret tyder på at utsettingen er viktig for opprettholdelsen av storørretbestanden i Pasvikvassdraget. Fangstdataene indikerer i tillegg at beskatningspresset på utsatt ørret er relativt høyt. Men andelen av utsatt fisk i fangstene er påpekt som et dårlig mål for suksessen av et utsettingsprogram (Vøllestad & Hesthagen 2001), så det er behov for mer omfattende undersøkelser av betydningen av ørretutsettingene, blant annet i forhold til mulige genetiske endringer i populasjonen. Bruk av stedegen stamme er viktig for ivaretagelsen av den genetiske og fenotypiske tilpasningen den lokale stammen har til miljøforholdene i vassdraget, og vil trolig også øke sjansen for overlevelse for den utsatte ørreten. Utsettinger av fisk gjøres i større grad en habitatforbedringer, som på sikt kan øke produktiviteten til den naturlige bestanden (Fleming & Petersson 2001). Utsetting kan ikke kompensere for redusert produksjon når gyte- og oppvekstområder er ødelagt, noe som ofte er tilfelle for ørretbestander i regulerte elver (Aass 1992, Vøllestad & Hesthagen 2001). Det er foreslått at storørretbestander bør forvaltes på samme måte som laks, der prinsippet med gytebestandsmål bør implementeres i forvaltningen (Kraabøl et al. 2013a). For å sikre rekruttering til storørretbestanden i Pasvikvassdraget er tilrettelegging og vern av viktig gyte- og oppvekstområder i hovedelva og i sideelver et viktig tiltak. Dette vil gi en mer varig løsning og dermed forbedre og øke den naturlige produksjonen av ørret i vassdraget. Skal man styrke gytebestanden må noe av ørreten også settes ut i nærheten av gode gyteområder (Aass 1995). Viktige gyteelver i Pasvikvassdraget er Ellenelva, Spurbekken, Skjellbekken og Sametielva, i tillegg til Jordanfoss som er den best egnede gyte- og oppvekstlokaliteten i hovedvassdraget (Amundsen et al. 2005). I forbindelse med bilvegen i Pasvikdalen er flere sidebekker blitt lagt

i kulverter og noen av disse har dessverre fungert som vandringerhinder for ørreten. For flere av disse foreligger det nå plan om utbedring (Haugland 2013). For å få en bedre oversikt over uttaket av ørret i vassdraget bør det også innføres fangstrapporing. Dette kan bidra til å bedre oversikten over uttaket og mengden utsatt og vill ørret i fangstene.

Fang og slipp er mye brukt i forvaltningen av laks (Whoriskey et al. 2000, Bartholomew & Bohnsack 2005), men benyttes og som et viktig forvaltningstiltak for bevaringen av ørretstammer (Kraabøl et al. 2013b). I forvaltningen av fiskespisende ørret (*Ferox trout*) i Scotland er fang-og-slipp ansett som et viktig tiltak for bevaringen av disse sårbare og hardt pressede bestandene (Greer et al. 2002). Oppfordring til stangfiskere om fang-og-slipp kan også være et aktuelt tiltak i Pasvikvassdraget for å øke antallet større og eldre ørreter i bestanden, og da spesielt sette tilbake vill ørret generelt og på elvestrekningene spesielt. Basert på kunnskapen fra denne studien bør utsettinger gjøres i tilknytning til pelagiske områder med god tilgang på byttefisk, noe som resulterer i god vekst og høyere overlevelse samt minske predasjonfare fra gjedde i littoralsonen. Videre bør det også vurderes utsettinger i nærheten av egnede gyteplasser i vassdraget. Dette må vurderes opp mot potensiell predasjon fra gjedde ved hver enkelt lokalitet. Den utsatte ørreten bør også sultes en tid før utsetting, slik at den begynner å spise så snart som mulig etter utsetting. Ørret over 25 cm bør sultes i 72 timer før transport (Piper et al. 1986), men også fire uker er praktisert (Svenning et al. 2013). Arnesen (1987) konkluderte med at ørretfiske i elva hadde så høy rekreasjonsverdi at utsettingene burde fortsette grunnet stor interesse etter fiske etter storørret.

## Konklusjon

Storørretbestanden i Pasvikvassdraget består av både vill og utsatt ørret. Alle de undersøkte ørretene i dette studiet var større enn 20 cm og var i hovedsak fiskepredatorer. Lagesild dominerte i dietten til både utsatt og vill ørret, og planktonisk var den sekundært viktigste næringsressursen. Analyser av stabile isotoper støtter opp om mageanalysene, men viser at noen ørreter også inkluderer bunndyr i sin diett. Det var små forskjeller i byttedyrpreferanse mellom årene for både utsatt og vill ørret. Ørretene i øvre del av vassdraget hadde spist noe høyere andel lagesild enn tilsvarende i nedre del hvor innslaget av planktonisk var større. På elvestrekningene var dietten noe mer variert med større innslag av invertebrater. Både utsatt og vill ørret foretrakk småvokst lagesild, og det ble kun funnet vage korrelasjon mellom ørretlengden og byttefisklengden. Den største byttefisken for utsatt og vill ørret var henholdsvis 31 og 36 prosent av lengden på predatoren, og byttefiskene ble hovedsak spist med halen først. Signifikant forskjell mellom predatorlengden og  $\delta^{13}\text{C}$  ble funnet for utsatt ørret trolig på grunn av signatur fra oppdrettsforet.  $\delta^{15}\text{N}$ -verdiene plasserer storørreten øverst trofisk i næringsnettets i vassdraget. Det høye konsumet av fisk i dietten til storørreten i Pasvikvassdraget resulterer i god vekst. Tilbakeberegning av lengde med Lea-Dahls metode og Finstadmodellen viste at både utsatt og vill ørret hadde tilnærmet like god vekst. Det var også stabilt god vekst over tid med liten forskjell mellom de undersøkte årene 2001 og 2007. I tillegg til å vurdere andre tiltak for å styrke den naturlige rekrutteringen til bestanden, tyder dominansen av utsatt ørret i fangstene på at utsettingene er viktig for opprettholdelsen av en storørretbestand i Pasvikvassdraget.

## Referanseliste

- Aas, Ø. & Kaltenborn, B.P. 1995. Motiver for å fiske. *In* Ferskvannsfisk; Økologi, kultivering og utnytting. Sluttrapport fra forskningsprosjektet "Fiskeforsterkningstiltak i norske vassdrag." Edited by R. Borgstrøm, B. Jonsson, & J.H. L'Abée-Lund. Norges Forskningsråd, Oslo. pp. 217–223.
- Aass, P. 1990. Management of Arctic charr (*Salvelinus alpinus* L.) and Brown trout (*Salmo trutta* L.) fisheries in lake Tunhovdfjord, a Norwegian hydroelectric reservoir. *Manag. Freshw. Fish*: 382–389.
- Aass, P. 1992. Utsetting av storørret: Erfaringer og resultater fra Norge. *In* Nordisk seminar om forvaltning av storørret. Edited by T. Taugbøl, J. Skurdal & P. Nyberg. DN Rapport nr. 4. pp. 106–119.
- Aass, P. 1993. Stocking strategy for the rehabilitation of a regulated brown trout (*Salmo trutta* L.) river. *Regul. Rivers Res. Manag.* 8: 135–144.
- Aass, P. 1995. Ørret som settefisk. *In* Ferskvannsfisk; Økologi, kultivering og utnytting. Sluttrapport fra forskningsprosjektet "Fiskeforsterkningstiltak i norske vassdrag." Edited by R. Borgstrøm, B. Jonsson & J.H. L'Abée-Lund. Norges Forskningsråd. pp. 138–145.
- Aass, P., Nielsen, P.S. & Brabrand, Å. 1989. Effects of river regulation on the structure of a fast-growing brown trout (*Salmo trutta* L.) population. *Regul. Rivers Res. Manag.* 3: 255–266.
- Abràmoff, M., Magalhaes, P. & Ram, S. 2004. Image processing with ImageJ. *Biophotonics Int.* 11: 36–43.
- Amundsen, P.-A., & Bøhn, T. 2003. Fiske i Pasvikvassdraget og effektene av lagesildas invasjon. Norges Fiskerihøgskole, Universitetet i Tromsø. Populærvitenskapelig rapport: 30.
- Amundsen, P.-A., Bøhn, T. & Popova, O.A. 2003. Ontogenetic niche shifts and resource partitioning in a subarctic piscivore fish guild. *Hydrobiologia* 497: 109–119.
- Amundsen, P.-A., Bøhn, T. & Vaga, G.H. 2004. Gill raker morphology and feeding ecology of two sympatric morphs of European whitefish (*Coregonus lavaretus*). *Ann. Zool. Fennici* 41: 291–300.
- Amundsen, P.-A., Gabler, H.-M. & Staldvik, F.J. 1996. A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data—modification of the Costello (1990) method. *J. Fish Biol.* 48: 607–614.
- Amundsen, P.-A., Gjelland, K.Ø., Knudsen, R., Dalsbø, L., Lien, C. & Evjen, J. 2012. Lagesilda i Pasvikvassdraget - Langtidseffekter av en biologisk invasjon. Institutt for arktisk og marin biologi, Universitetet i Tromsø. Populærvitenskapelig rapport: 24

- Amundsen, P.-A., Kashulin, N.A., Gjelland, K.Ø., Sandimirov, S.S., Jensen, H., Shirokov, V.A., Kudrevtcheva, L.P., Bøhn, T. & Aspholm, P.E. 2005. Ørreten i Pasvikvassdraget: Populasjonstatus samt muligheter og begrensinger for rekruttering, produksjon og forvaltning. Norges fiskerihøgskole, Universitetet i Tromsø & Institute of North Industrial Ecology Problems, Kola Science Centre. Rapport: 39.
- Amundsen, P.-A., Knudsen, R. & Klemetsen, A. 2007. Intraspecific competition and density dependence of food consumption and growth in Arctic charr. *J. Anim. Ecol.* 76: 149–58.
- Amundsen, P.-A., Siwertsson, A., Primicerio, R. & Bøhn, T. 2009. Long-term responses of zooplankton to invasion by a planktivorous fish in a subarctic watercourse. *Freshw. Biol.* 54: 24–34.
- Amundsen, P.-A., Staldvik, F.J., Reshetnikov, Y.S., Kashulin, N., Lukin, A., Bøhn, T., Sandlund, O.T. & Popova, O.A. 1999. Invasion of vendace *Coregonus albula* in a subarctic watercourse. *Biol. Conserv.* 88: 405–413.
- Arnesen, A.M. 1987. Utsetting av ørret i Pasvikelva 1979 - 1986. Fylkesmannen i Finnmark, Miljøvernavdelingen. Rapport nr. 26: 22.
- Bartholomew, A. & Bohnsack, J.A. 2005. A Review of Catch-and-Release Angling Mortality with Implications for No-take Reserves. *Rev. Fish Biol. Fish.* 15: 129–154.
- Beaudoin, C.P., Prepas, E.E., Tonn, W.M., Wassenaar, L.I. & Kotak, B.G. 2001. A stable carbon and nitrogen isotope study of lake food webs in Canada's Boreal Plain. *Freshw. Biol.* 46: 465–477.
- Begon, M., Townsend, C.R. & Harper, J.L. 2006. The nature of predation. *In Ecology: From Individuals to Ecosystems*, Fourth edi. Edited by M. Begon, C.R. Townsend & J. Harper. pp. 267–296.
- Bjerknes, V. & Rikstad, A. 1977. Fiskeribiologiske forhold i den norske delen av Pasvikvassdraget. Fiskerikonsulentene i Finnmark. Rapport nr. 7: 31.
- Boecklen, W.J., Yarnes, C.T., Cook, B.A. & James, A.C. 2011. On the Use of Stable Isotopes in Trophic Ecology. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 42: 411–440.
- Borgstrøm, R. 1995. Dynamiske endringer i ørretbestander. *In Ferskvannsfisk; Økologi, kultivering og utnytting. Sluttrapport fra forskningsprosjektet "Fiskeforsterkningstiltak i norske vassdrag."* Edited by R. Borgstrøm, B. Jonsson & J.H. L'Abée-Lund. Norges Forskningsråd. pp. 57–66.
- Borgstrøm, R. & Aass, P. 2000. Miljøendringer. Vassdragsreguleringer. *In Fisk i ferskvann. Et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning*, 2. utgave. Edited by R. Borgstrøm & L.P. Hansen. Landbruksforlaget, Oslo. pp. 216–229.



- Buchheister, A. & Latour, R.J. 2010. Turnover and fractionation of carbon and nitrogen stable isotopes in tissues of a migratory coastal predator, summer flounder (*Paralichthys dentatus*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 67: 445–461.
- Bøhn, T. & Amundsen, P.-A. 1998. Effects of invading vendace (*Coregonus albula* L.) on species composition and body size in two zooplankton communities of the Pasvik River System, northern Norway. *J. Plankton Res.* 20: 243–256.
- Bøhn, T. & Amundsen, P.-A. 2001. The competitive edge of an invading specialist. *Ecol. Soc. Am.* 82: 2150–2163.
- Bøhn, T., Amundsen, P.-A. & Sparrow, A. 2008. Competitive exclusion after invasion? *Biol. Invasions* 10: 359–368.
- Bøhn, T., Sandlund, O.T., Amundsen, P.-A. & Primicerio, R. 2004. Rapidly changing life history during invasion. *Oikos* 106: 138–150.
- Campana, S.E. & Jones, C.M. 1992. Analysis of otolith microstructure data. *In* Otolith microstructure examination and analysis. *Edited by* D.K. Stevenson & S.E. Campana. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences. pp. 73–100.
- Campbell, R.N. 1979. Ferox trout, *Salmo trutta* L., and charr, *Salvelinus alpinus* (L.), in Scottish lochs. *J. Fish Biol.* 14: 1–29.
- Casselman, J.M. 1987. Determination of age and growth. *In* The Biology of fish growth. *Edited by* A.H. Weatherley & H.S. Gill. Academic Press, New York. pp. 209–242.
- Damsgård, B. 1993. Biomanipulation with piscivorous fish. An experimental study of prey selection, food consumption and growth of piscivorous brown trout, *Salmo trutta* L., and arctic charr, *Salvelinus alpinus* (L.). Norwegian College of Fishery Science, University of Tromsø. Dr. scient. thesis: 118.
- Damsgård, B. & Langeland, A. 1994. Effects of stocking of piscivorous brown trout, *Salmo trutta* L., on stunted Arctic charr, *Salvelinus alpinus* (L.). *Ecol. Freshw. Fish* 3: 59–66.
- Dervo, B., Taugbøl, T. & Skurdal, J. 1996. Storørret i Norge - Status, trusler og erfaringer med dagens forvaltning. ØF-Rapport nr. 10: 78.
- Elliott, J.M. 1989. Wild brown trout *Salmo trutta*: an important national and international resource. *Freshw. Biol.* 21: 1–5.
- Elliott, J.M. 1994. *Quantitative Ecology and the Brown Trout*. Oxford University Press, Oxford.
- Elliott, J.M. & Hurley, M.A. 2000. Optimum energy intake and gross efficiency of energy conversion for brown trout, *Salmo trutta*, feeding on invertebrates or fish. *Freshw. Biol.* 44: 605–615.

- Finstad, A.G. 2003. Growth backcalculations based on otoliths incorporating an age effect: adding an interaction term. *J. Fish Biol.* 62: 1222–1225.
- Fleming, I.A. & Petersson, E. 2001. The ability of released, hatchery salmonids to breed and contribute to the natural productivity of wild populations. *Nord. J. Freshw. Res.* 75: 71–98.
- Francis, R.I.C.C. 1990. Back-calculation of fish length: a critical review. *J. Fish Biol.* 36: 883–902.
- Fraser, C.M. 1916. Growth of the spring salmon. *Trans. Pacific Fish. Soc.* 1915: 29–39.
- Fry, B. & Arnold, C. 1982. Rapid  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  turnover during growth of brown shrimp (*Penaeus aztecus*). *Oecologia* 54: 200–204.
- Garman, G.C. & Nielsen, L.A. 1982. Piscivory by stocked brown trout (*Salmo trutta*) and its impact on the nongame fish communities of Bottom Creek, Virginia. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39: 862–869.
- Gjelland, K.Ø., Bøhn, T. & Amundsen, P.-A. 2007. Is coexistence mediated by microhabitat segregation? An in-depth exploration of a fish invasion. *J. Fish Biol.* 71: 196–209.
- Greer, R.B., Thorne, A. & MacDonald, A. 2002. Ferox trout : A Predator worthy of Pursuit and Protection. Proc. 2002 ISACF Meeting.
- Grey, J., Thackeray, S.J., Jones, R.I. & Shine, A. 2002. Ferox Trout (*Salmo trutta*) as “Russian dolls”: complementary gut content and stable isotope analyses of the Loch Ness foodweb. *Freshw. Biol.* 47: 1235–1243.
- Grimås, U. 1961. The bottom fauna of natural and impounded lakes in northern Sweden (Ankarvattnet and Blåsjön). *Inst. Freshw. Res. Drottningholm* 42: 183–237.
- Grimås, U. 1962. The effect of increased water level fluctuation upon the bottom fauna in Lake Blåsjön, northern Sweden. *Inst. Freshw. Res. Drottningholm* 44: 14–41.
- Hamrin, S.F., & Persson, L. 1986. Asymmetrical competition between age classes as a factor causing population oscillations in an obligate planktivorous fish species. *Oikos*. 47: 223–232.
- Haugland, Ø. 2013. Fiskevandringshinder i Pasvik. Statens vegvesen. Rapport: 33.
- Hegge, O., Hesthagen, T. & Skurdal, J. 1993. Vertical distribution and substrate preference of brown trout in a littoral zone. *Environ. Biol. fishes* 36: 17–24.
- Hesthagen, T., Hegge, O., Eriksen, H., Saksgård, R. & Fløystad, L. 1995a. Bestandsforholdene hos stedegen og utsatt aure i Vinstervatna-magasinet. NINA Oppdragsmelding 377: 22.

- Hesthagen, T., Hegge, O., Skurdal, J. & Dervo, B. 1995b. Differences in habitat utilization among native, native stocked, and non-native stocked brown trout (*Salmo trutta*) in a hydroelectric reservoir. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 2159–2167.
- Hyvärinen, P. & Huusko, A. 2006. Diet of brown trout in relation to variation in abundance and size of pelagic fish prey. *J. Fish Biol.* 68: 87–98.
- Hyvärinen, P. & Vehanen, T. 2004. Effect of brown trout body size on post-stocking survival and pike predation. *Ecol. Freshw. Fish* 13: 77–84.
- Jardine, T.D., McGeachy, S.A., Paton, C.M., Savoie, M. & Cunjak, R.A. 2003. Stable isotopes in aquatic systems: sample preparation, analysis, and interpretation. *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. No. 2656*: 39.
- Jensen, H. 2002. Diett og kvantitativt næringsinntak i en fiskespisende bestanden av ørret (*Salmo trutta* L.) i Pasvikvassdraget. Institutt for Marin- og Ferskvannsbiologi, Universitetet i Tromsø. *Cand.scient*: 55.
- Jensen, H., Amundsen, P.-A., Bøhn, T. & Aspholm, P.E. 2000. Storørreten i Pasvik - utsettinger viktige for bestanden? Norges fiskerihøgskole, Universitetet i Tromsø. Rapport: 16.
- Jensen, H., Amundsen, P.-A., Elliott, J.M., Bøhn, T. & Aspholm, P.E. 2006. Prey consumption rates and growth of piscivorous brown trout in a subarctic watercourse. *J. Fish Biol.* 68: 838–848.
- Jensen, H., Bøhn, T., Amundsen, P.-A. & Aspholm, P.E. 2004. Feeding ecology of piscivorous brown trout (*Salmo trutta* L.) in a subarctic watercourse. *Ann. Zool. Fennici* 41: 319–328.
- Jensen, H., Kahilainen, K.K., Amundsen, P.-A., Gjelland, K.Ø., Tuomaala, A., Malinen, T. & Bøhn, T. 2008. Predation by brown trout (*Salmo trutta*) along a diversifying prey community gradient. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65: 1831–1841.
- Johannessen, K.S. 2007. Vertikalt habitatbruk, næringsvalg og vekst hos en innsjølevende bestand av ørret (*Salmo trutta* L.) i Pasvikvassdraget. Institutt for akvatisk biologi, Norges fiskerihøgskole, Universitetet i Tromsø. *Mastergradsoppgave*: 43.
- Johnsen, B.O. 1988. Studier av settefisk med hovedvekt på undersøkelser av næringsvalg kort tid etter utsetting. *NINA Rapport nr. 13*: 28.
- Johnsen, B.O. & Ugedal, O. 1989. Feeding by hatchery-reared brown trout, *Salmo trutta* L. released in lakes. *Aquac. Res.* 20: 97–104.
- Jonsson, B. 1989. Life history and habitat use of Norwegian brown trout (*Salmo trutta*). *Freshw. Biol.* 21: 71–86.
- Jonsson, N., Næsje, T., Jonsson, B., Saksgård, R. & Sandlund, O.T. 1999. The influence of piscivory on life history traits of brown trout. *J. Fish Biol.* 55: 1129–1141.

- Kahilainen, K. & Lehtonen, H. 2001. Resource use of native and stocked brown trout *Salmo trutta* L., in a subarctic lake. *Fish. Manag. Ecol.* 8: 83–94.
- Kahilainen, K. & Lehtonen, H. 2002. Brown trout (*Salmo trutta* L.) and Arctic charr (*Salvelinus alpinus* (L.)) as predators on three sympatric whitefish (*Coregonus lavaretus* (L.)) forms in the subarctic Lake Muddusjärvi. *Ecol. Freshw. Fish* 11: 158–167.
- Kahilainen, K. & Lehtonen, H. 2003. Piscivory and prey selection of four predator species in a whitefish dominated subarctic lake. *J. Fish Biol.* 63: 659–672.
- Keeley, E.R. & Grant, J.W.A. 2001. Prey size of salmonid fishes in streams, lakes, and oceans. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 1122–1132.
- Klemetsen, A., Amundsen, P.-A., Dempson, J.B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'Connell, M.F. & Mortensen, E. 2003. Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecol. Freshw. Fish* 12: 1–59.
- Kraabøl, M., Johnsen, S.I., Forseth, T., Museth, J. & Skurdal, J. 2013a. Hva om Hunderørreten var laks? *In Vann. Edited by J.M. Raaheim.* Norsk vannforening, Oslo. pp. 340–356.
- Kraabøl, M., Johnsen, S.I., Museth, J., Skurdal, J. & Dervo, B. 2013b. Telemetristudie av ørret i Hemsil - Kartlegging av leveområder, effekter av fang-og-slipp fiske og kraftverkstekniske inngrep i vassdraget. NINA Rapport 906: 39.
- L'Abée-Lund, J.H., Aass, P. & Sægvog, H. 1996. Prey orientation in piscivorous brown trout. *J. Fish Biol.* 48: 871–877.
- L'Abée-Lund, J.H., Aass, P. & Sægvog, H. 2002. Long-term variation in piscivory in a brown trout population: effect of changes in available prey organisms. *Ecol. Freshw. Fish* 11: 260–269.
- L'Abée-Lund, J.H. & Langeland, A. 1993. Spatial segregation by age and size in Arctic charr: a trade-off between feeding possibility and risk of predation. *J. Anim. Ecol.* 62: 160–168.
- L'Abée-Lund, J.H., Langeland, A. & Sægvog, H. 1992. Piscivory by brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.) in Norwegian lakes. *J. Fish Biol.* 41: 91–101.
- L'Abée-Lund, J.H., Sægvog, H. & Langeland, A. 1995. Overlevelse og habitatbruk hos utsatte ørretstammer. *In Ferskvannsfisk; Økologi, kultivering og utnytting. Sluttrapport fra forskningsprosjektet "Fiskeforsterkningstiltak i norske vassdrag."* Edited by R. Borgstrøm, B. Jonsson & J.H. L'Abée-Lund. Norges Forskningsråd, Oslo. pp. 147–152.
- Langeland, A. & L'Abée-Lund, J.H. 1991. Resource partitioning and niche shift in Arctic charr *Salvelinus alpinus* and brown trout *Salmo trutta*. *J. Anim. Ecol.* 60: 895–912.
- Lea, E. 1910. On the methods used in herring investigations. *Publs. circonst. Cons. perm. int. Explor. Mer.* 53: 7–33.

- Lee, R.M. 1920. A review of the methods of age and growth determinations in fishes by means of scales. Fish. Investig. Ser. II, Mar. Fish. Gt. Britain Minist. Agric. Fish. Food 4: 32.
- Lund, R.A., Hansen, L.P. & Järvi, T. 1989. Identifisering av oppdrettslaks og villaks med ytre morfologi, finnestørrelse og skjellkarakter. NINA. Forskningsrapport nr. 1: 54.
- Malmqvist, B. & Rundle, S. 2002. Threats to the running water ecosystems of the world. Environ. Conserv. 29: 134–153.
- McCutchan, J.H., Lewis, W.M., Kendall, C. & McGrath, C.C. 2003. Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen, and sulfur. Oikos. 102: 378–390.
- Mendoza, R.P.R. 2006. Otoliths and their applications in fishery science. Ribarstvo. 64: 89–102.
- Mihuc, T. & Toetz, D. 1994. Determination of diets of alpine aquatic insects using stable isotopes and gut analysis. Am. Midl. Nat. 131: 146–155.
- Mittelbach, G.G. & Persson, L. 1998. The ontogeny of piscivory and its ecological consequences. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55: 1454–1465.
- Morita, K. & Matsuishi, T. 2001. A new model of growth back-calculation incorporating age effect based on otoliths. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 58: 1805–1811.
- Nikon. 1991-2006. NIS-elements F 2.20. Nikon.
- Nilsson, N. & Pejler, B. 1973. On the relation between fish fauna and zooplankton composition in north Swedish lakes. Institute of Freshwater Research, Drottningholm.
- Niva, T. 1999. Relations between diet, growth, visceral lipid content and yield of the stocked brown trout in three small lakes in northern Finland. Ann. Zool. Fennici 36: 103–120.
- Næsje, T.F., Sandlund, O.T. & Saksgård, R. 1998. Selective predation of piscivorous brown trout (*Salmo trutta* L.) on polymorphic whitefish (*Coregonus lavaretus* L.). Adv. Limnol. 50: 283–294.
- Nøst, T., Aagaard, K., Arnekleiv, J.V., Jensen, J.W., Koksvik, J.I. & Solem, J.O. 1986. Vassdragsreguleringer og ferskvannsinvertebrater. En oversikt over kunnskapsnivået. Økoforsk. Utredning 1: 80.
- O’Grady, M.F. 1983. Observations on the dietary habits of wild and stocked brown trout, *Salmo trutta* L., in Irish lakes. J. Fish Biol. 22: 593–601.
- Olson, M.H. 1996a. Ontogenetic niche shifts in largemouth bass: variability and consequences for first-year growth. Ecology 77: 179–190.
- Olson, M.H. 1996b. Predator-prey interactions in size-structured fish communities: implications of prey growth. Oecologia 108: 757–763.

- Perlmutter, A. 1954. Age determination of fish. *Trans. N. Y. Acad. Sci.* 16: 305–311.
- Persson, A. & Hansson, L.A. 1999. Diet shift in fish following competitive release. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56: 70–78.
- Persson, L., Amundsen, P.-A., De Roos, A.M., Klemetsen, A., Knudsen, R. & Primicerio, R. 2007. Culling prey promotes predator recovery--alternative states in a whole-lake experiment. *Science* 316: 1743–1746.
- Peterson, B.J. & Fry, B. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 18: 293–320.
- Pethon, P. 2005. Ørret (aure). *In* Aschehougs store fiskebok. H. Aschehoug & Co, Oslo. pp. 75–78.
- Piper, R.G., McElwain, I.B., Orme, L.E., McCraren, J.P., Fowler, L.G. & Leonard, J.R. 1986. Fish hatchery management. Washingt. D.C., U.S. Dept. Inter. Fish Wildl. Serv.
- Popova, O. 1978. The role of predaceous fish in ecosystems. *In* *Ecology of Freshwater Fish. Edited by S.D. Gerking.* Blackwell, Oxford. pp. 215–249.
- Post, D.M. 2003. Individual variation in the timing of ontogenetic niche shifts in largemouth bass. *Ecology* 84: 1298–1310.
- Præbel, K., Knudsen, R., Siwertsson, A., Karhunen, M., Kahilainen, K.K., Ovaskainen, O., Ostbye, K., Peruzzi, S., Fevolden, S.-E. & Amundsen, P.-A. 2013. Ecological speciation in postglacial European whitefish: rapid adaptive radiations into the littoral, pelagic, and profundal lake habitats. *Ecol. Evol.* 3: 4970–4986.
- Pyke, G.H., Pulliam, H.R. & Charnov, E. 1977. Optimal foraging: A selective review of theory and tests. *Q. Rev. Biol.* 52: 137–154.
- Reiestad, H. & Karlsen, L.R. 1991. Prøvefiske i Pasvikelva, Sør-Varanger kommune sommeren 1990. Fylkesmannen i Finnmark, Miljøvernvedelingen. Rapport nr. 3: 50.
- Reimchen, T.E. 1991. Evolutionary attributes of headfirst prey manipulation and swallowing in piscivores. *Can. J. Zool.* 69: 2912–2916.
- Rybczynski, S.M. & Walters, D.M. 2008. Comparing trophic position of stream fishes using stable isotope and gut contents analyses. *Ecol. Freshw. Fish* 17: 199–206.
- Rørslett, B. 1988. An integrated approach to hydropower impact assessment. I. Environmental features of some Norwegian hydro-electric lakes. *Hydrobiologia* 164: 39–66.
- Salonen, E. 1998. The vendace stock and fisheries in Lake Inari. *Boreal Environ. Res.* 3: 307–319.

- Sandlund, O.T. 1987. Lagesild. *In* Fisk i ferskvann. Økologi og ressursforvaltning. Edited by R. Borgstrøm & L.P. Hansen. Landbruksforlaget, Oslo. pp. 96–102.
- Sandlund, O.T., Hesthagen, T. & Brabrand, Å. 2013. Coregonid introductions in Norway: well-intended and successful, but destructive. *Adv. Limnol.* 64: 345–362.
- Sandlund, O.T., Jonsson, B., Næsje, T.F. & Aass, P. 1991. Year-class fluctuations in vendace, *Coregonus albula* (Linnaeus): Who's got the upper hand in intraspecific competition? *J. Fish Biol.* 38: 873–885.
- Sandlund, O.T., Museth, J., Næsje, T.F., Qvenild, T., Saksgård, R. & Ugedal, O. 2012. Storauren i Femund og Isteren. Utvikling i bestanden over de siste 30 år. NINA Rapport nr. 853: 56.
- Sandlund, O.T. & Næsje, T.F. 1984. Mjøsauren: Alder, vekst og ernæring hos fisk fanget med garn i Mjøsa. Det Kgl. Selsk. Norges Vel. Stensil: pp. 7.
- Sandlund, O.T. & Næsje, T.F. 1992. Storørretens betydning i økosystemet. *In* Nordisk seminar om forvaltning av storørret. Edited by T. Taugbøl, J. Skurdal & P. Nyberg. DN Rapport nr. 4. pp. 6–17.
- Sandlund, O.T., Næsje, T.F., Forseth, T., Breistein, J. & Saksgård, R. 1997. Aure som fiskepredator. *In* Innsjøers produktivitet. Sluttrapport. Edited by A. Langeland. NINA Temahefte nr. 6. pp. 14–20.
- Schoener, T.W. 1970. Nonsynchronous spatial overlap of lizards in patchy habitats. *Ecology* 51: 408–418.
- Skog, M. 2011. Næringsøkologi til fiskepisende ørret og gjedde i Pasvikvassdraget (Vaggatem). Institutt for arktisk og marin biologi, Universitetet i Tromsø. Mastergradsoppgave: 42.
- Skurdal, J., Hegge, O. & Taugbøl, T. 1992. Ernæring hos storørret i Mjøsa, Randsfjorden og Tyrifjorden. *In* Nordisk seminar om forvaltning av storørret. Edited by J. Skurdal, T. Taugbøl, & P. Nyberg. DN. Rapport nr. 4. pp. 88–96.
- Solberg, K.G. 2007. Habitatsegregering og vertikalmigrasjon i pelagialsonen hos sik og lagesild i Skrukkebukta, Pasvikvassdraget. Institutt for Akvatisk Biologi, Norges fiskerihøgskole, Universitetet i Tromsø. Mastergradsoppgave: 41.
- Svenning, M.-A., Kanstad-Hanssen, Ø. & Godiksen, J.A. 2013. Røsvatn; 1997-2012. Hva skjedde etter utsettingen av 12000 store ørret i perioden 2006 til 2009. NINA Rapport 987: 43.
- Svärdson, G. 1976. Interspecific population dominance of fish communities in Scandinavian lakes. *Rep. form Instiute Freshw. Res. Drottningholm* 55: 144–171.
- Sweeting, C.J., Barry, J. & Barnes, C. 2007. Effects of body size and environment on diet-tissue  $\delta^{15}\text{N}$  fractionation in fishes. *J. Exp.* 340: 1–10.

- Sømme, I.D. 1941. Ørretboka. Ørretfiske, ferskvannsfiske og fiskekultur. Dybvads Forlag, Oslo.
- Taugbøl, T., Hegge, O., Qvenild, T. & Skurdal, J. 1989. Mjøsrøretens ernæring. Fylkesmannen i Oppland. Rapport nr. 15: 17.
- Townsend, C.R. & Winfield, I.J. 1985. The application of optimal foraging theory to feeding behaviour in fish. *In* Fish Energetics. New perspectives. Edited by P. Tytler & P. Calow. Croom Helm, London. pp. 67–98.
- Vehanen, T. 1995. Factors influencing the yield of brown trout, *Salmo trutta m. lacustris* L., in northern Finnish lakes. *Fish. Manag. Ecol.* 2: 121–134.
- Vehanen, T., Hyvärinen, P. & Huusko, A. 1998. Food consumption and prey orientation of piscivorous brown trout (*Salmo trutta*) and pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) in a large regulated lake. *J. Appl. Ichthyol.* 14: 15–22.
- Vøllestad, L.A. & Hesthagen, T. 2001. Stocking of freshwater fish in Norway: Management goals and effects. *Nord. J. Freshw. Res.* 75: 143–152.
- Werner, E.E. & Gilliam, J.F. 1984. The ontogenetic niche and species interactions in size-structured populations. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 15: 393–425.
- Whitledge, G.W. & Rabeni, C.F. 1997. Energy sources and ecological role of crayfishes in an Ozark stream: insights from stable isotopes and gut analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 2555–2563.
- Whoriskey, F.G., Prusov, S. & Crabbe, S. 2000. Evaluation of the effects of catch-and-release angling on the Atlantic salmon (*Salmo salar*) of the Ponoï River, Kola Peninsula, Russian Federation. *Ecol. Freshw. Fish* 9: 118–125.
- Wikan, S., Makarova, O. & Aarseth, T. 1994. Pasvik. Norsk-russisk naturreservat. Grøndahl og Dreyers Forlag, Oslo.
- Wootton, R.J. 1990. Ecology of Teleost Fishes. Chapman & Hall, London.
- Vander Zanden, M.J. & Rasmussen, J.B. 1999. Primary consumer  $\delta^{13}\text{C}$  &  $\delta^{15}\text{N}$  and the trophic position of aquatic consumers. *Ecology* 80: 1395–1404.
- Vander Zanden, M.J. & Vadeboncoeur, Y. 2002. Fishes as integrators of benthic and pelagic food webs in lakes. *Ecology* 83: 2152–2161.



## Vedlegg

Vedlegg 1: Fangstskjema benyttet av fiskerne i forbindelse med innlevering av prøver

<b>Ørretprøver – hode og innvoller</b>			
Materiale til undersøkelse ved Norges fiskerihøgskole, Universitetet i Tromsø.			
Kontaktperson: Per-Arne Amundsen / Karl Øystein Gjelland			
Adresse: Norges fiskerihøgskole, Universitetet i Tromsø, 9037 Tromsø			
Tlf: 77 64 45 39. Fax: 77 64 60 20. epost: pera@nfh.uit.no			
Sted for fangst:		Dato:	
Fiskeredskap:		Villfisk eller utsatt:	
Fiskens lengde:		Er fisken merket?	
Fiskens vekt:		Nr. på merket*?	
Kommentarer:			
Fiskerens navn:			
Adresse:		Tlf:	

\* NB! Merket legges ved i posen

Vedlegg 2: Oversikt over stabile isotop materiale med ørret (lengdeintervall og antall), byttfisk (art, lengde og antall) og invertebrater (littoral, pelagial, profundal).

		LENGDE		ANTALL	
UTSATT ØRRET		21 – 68 cm		137	
VILL ØRRET		29 – 70 cm		62	
FISK		Invertebrater			
ART	Lengde	Antall	Littoral	Pelagial	Profundal
LAGESILD	69 – 79 mm	10	Vårflue	Zooplankton	Chironomide
	105 – 114 mm	11	Chironomide		Vannmidd
	140 – 197 mm	11	Vannkalv		Cycl
PLANKTONSIK	79 – 89 mm	12	Linsekreps		Erte/kulemusling u,skall
	109 – 243 mm	19	Isopoda		Oligocheta
BUNNSIK	65 – 465 mm	31	Skivesengl		
ABBOR	162 – 309 mm	27	Gjellesnegl		
NIPIGGET			Ertemusling		
STINGSILD			Erte/kulemusling u. skall		
			Damsnegl		
			Flatormer		
			Igle		

Vedlegg 3: Gjennomsnittlig stabil isotopsignatur for utsatt og vill ørret i 2001, 2005, 2006, 2007 og 2008 med ±SD og p-verdier. P-verdien viser om det er signifikant forskjell i isotopsignaturene  $\delta^{15}\text{N}$  og  $\delta^{13}\text{C}$ -verdier for utsatt og vill ørret i de ulike årene (t-test). Signifikante verdier er uthevet.

	UTSATT ØRRET		VILL ØRRET		p-verdi	UTSATT ØRRET		VILL ØRRET		p-verdi
	$\delta^{15}\text{N}$	SD ±	$\delta^{15}\text{N}$	SD ±		$\delta^{13}\text{C}$	SD ±	$\delta^{13}\text{C}$	SD ±	
<b>2001</b>	11,6	0,4	11,6	1,2	0,84	-25,6	1,2	-26,9	1,0	<b>0,01</b>
<b>2005</b>	12,2	0,6	11,8	1,4	0,52	-24,4	1,4	-25,4	0,9	0,21
<b>2006</b>	11,7	1,0	10,5	1,7	<b>0,01</b>	-24,4	1,7	-26,1	1,0	<b>0,01</b>
<b>2007</b>	12,1	0,6	11,5	1,5	<b>0,05</b>	-25,7	1,5	-26,9	0,7	<b>0,01</b>
<b>2008</b>	12,4	0,4	12,0	1,3	0,10	-25,6	1,3	-26,4	1,1	0,13

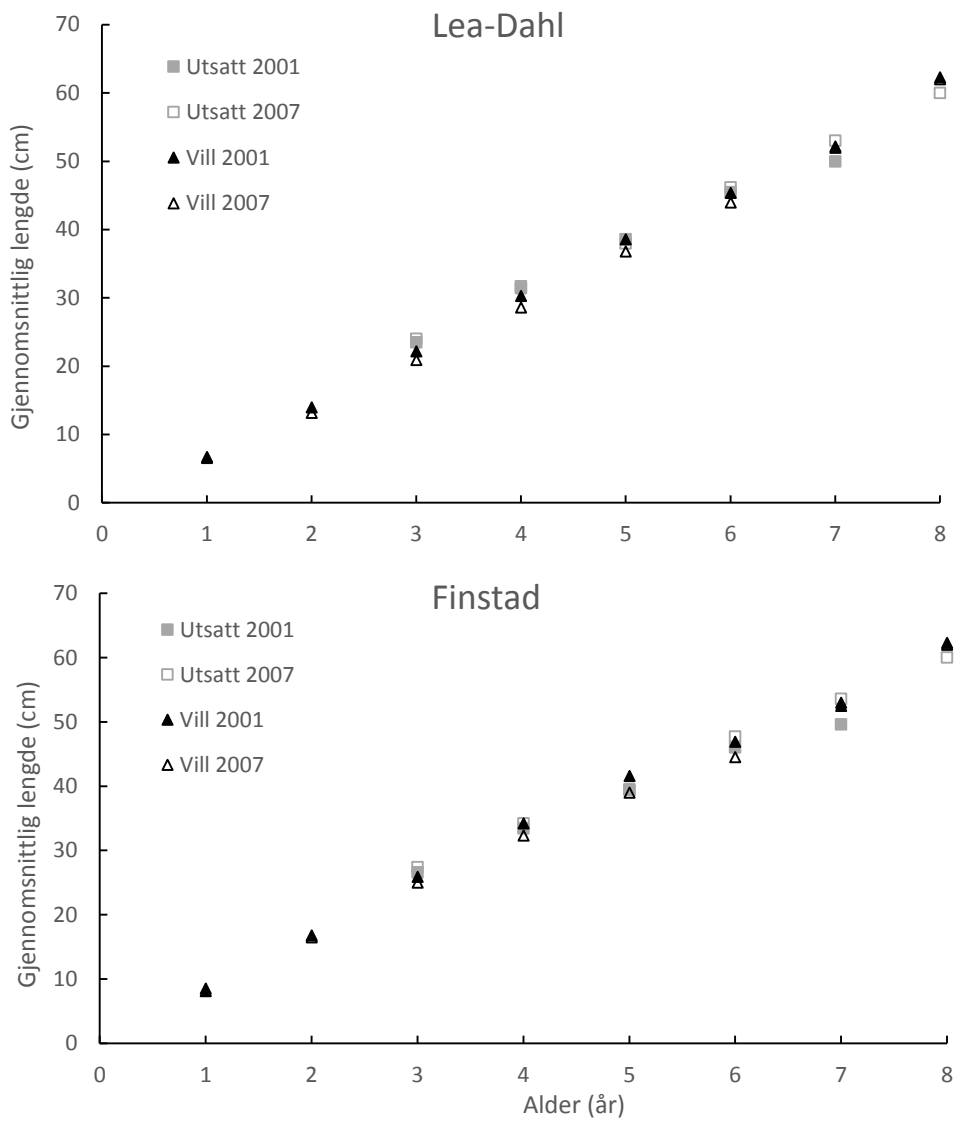
**Vedlegg 4: Regresjonslinjene til figur 9 og 10.**

Isotop		
$\delta^{13}\text{C}$	Utsatt ørret	$Y = -0,0145x - 18,992$
	Vill ørret	$Y = 0,0013x - 27,218$
$\delta^{15}\text{N}$	Utsatt ørret	$Y = -0,0013x + 12,524$
	Vill ørret	$Y = 0,0006x + 11,111$

**Vedlegg 5: Tilbakeberegnet vekst (cm) av materiale fra 2001 og 2007 (slått sammen) med antall, gjennomsnitt, spennvidde (cm) og tilvekst per år for utsatt og vill ørret med Lea-Dahls metoden og Finstadmodellen.**

UTSATT ØRRET	LEA – DAHL				FINSTAD			
	ÅR	Antall	Gj. snitt tilbakeberegnet lengde (cm)	Spennvidde (cm)	Vekst	Antall	Gj. snitt tilbakeberegnet lengde (cm)	Spennvidde (cm)
<b>3</b>	139	23,7	20,6 – 27,8		139	27	19,5 – 41,2	
<b>4</b>	139	31,5	27 – 35,9	7,8	139	33,8	27 – 48,4	6,8
<b>5</b>	131	38,3	32 – 43	6,8	131	39,4	32 – 48,8	5,6
<b>6</b>	45	45,8	41 – 50,7	4,5	45	46,9	41 – 53,7	7,5
<b>7</b>	16	52	47 – 57	6,2	16	52,4	47 – 58,6	5,5
<b>8</b>	2	60	60 – 60	8	2	60	60 – 60	7,6
<b>GJ. SNITT</b>				7,3				6,6

VILL ØRRET	LEA – DAHL				FINSTAD			
	ÅR	Antall	Gj. Snitt tilbakeberegnet lengde (cm)	Spennvidde (cm)	Vekst	Antall	Gj. Snitt tilbakeberegnet lengde (cm)	Spennvidde (cm)
<b>1</b>	35	6,6	4,1 – 10,2	6,6	35	8,3	5 – 12,4	8,3
<b>2</b>	35	13,7	6,1 – 20	7,1	35	16,7	7,5 – 23,9	8,4
<b>3</b>	35	21,6	15,7 – 29	7,9	35	25,5	18,6 – 32,3	8,8
<b>4</b>	35	29,6	22,4 – 35,2	8	35	33,4	25,8 – 38,3	7,9
<b>5</b>	34	37,9	31 – 45,8	8,3	34	40,6	33,5 – 48,1	7,2
<b>6</b>	26	44,9	36 – 53	7	26	46,1	36 – 53	5,5
<b>7</b>	11	52	48 – 57,3	7,1	11	52,6	48 – 58,2	6,5
<b>8</b>	4	62,3	60 – 65	10,3	4	62,2	60 – 65	9,6
<b>GJ. SNITT</b>				7,8				7,8



**Vedlegg 6: Tilbakeberegnet vekst for utsatt og vill ørret (cm) med Lea-Dahls metoden og Finstadmodellen i 2001 og 2007.**