

## Næringsøkologi og ontogenetisk nisjeskift hos ørret og røye



**Are Andreassen Moe**

BIO-3950 Mastergradsoppgave i biologi

August 2011



## Innhold

Sammendrag .....	i
1. Innledning.....	1
2. Områdebeskrivelse.....	7
3. Materiale og metode.....	9
3.1 Innsamling av materiale .....	9
3.2 Prøver av ørret- og røyemateriale.....	9
3.3 Analyse av ørret- og røyemager .....	10
3.5 Bearbeiding av stabile isotopprøver.....	11
3.6 Dataanalyser .....	14
4. Resultat.....	15
4.1 Fangst per enhet innsats, lengde- og aldersfordeling .....	15
4.2 Mageinnhold hos røye og ørret.....	17
4.3 Fiskespisende røye og ørret .....	20
4.4 Stabile isotoper.....	21
5. Diskusjon .....	26
6. Referanser .....	33
7. Vedlegg .....	40
8. Takk til .....	55



## Sammendrag

Ressursdeling og ontogenetisk nisjeskift ble undersøkt hos sympatrisk ørret og røye i Sagelvatn og Takvatn i Nord-Norge. Ressursdeling mellom ørret og røye har blitt undersøkt i lignende studier før, men disse undersøkelsene har vært begrenset til garnfangst og tradisjonelle mageanalyser for å beskrive habitat- og diettbruk. Ved å inkludere stabile karbon- og nitrogenisotoper vil man få et mer langtidsintegrert bilde av fiskens næringshabitat og diettbruk.

I begge innsjøene benyttet ørreten seg primært av littoralsonen, mens røya tok i bruk alle tilgjengelige habitater. Den intraspesifikke habitatsegregeringen hos røye var sterkere i Takvatn sammenlignet med i Sagelvatn. Den sterke habitatsegregeringen i Takvatn knyttes til en høyere predasjonsrisiko. Høy zooplanktontetthet kan ha ført til en lavere habitatsegregering i Sagelvatn.

Det ble funnet en tydelig ressursdeling i diett mellom ørret og røye i begge innsjøene. Både diettanalysene og  $\delta^{13}C$  viste at ørreten primært benyttet seg av littorale næringsemner i begge innsjøene. Ved økende lengde hos ørret, økte både andelen stingsild i dietten og ørretens trofiske posisjon beregnet ut i fra  $\delta^{15}N$ . Det var primært de minste lengdegruppene av røye som benyttet seg av profundale næringsemner, som støttes av både diettanalyser og stabile isotoper i begge vann. Både  $\delta^{13}C$  og  $\delta^{15}N$  verdier viser at røya i Sagelvatn beitet på profundale næringsemner, men med økende lengde gikk de over til pelagiske næringsemner. Det samme mønsteret ble funnet i Takvatnet, men  $\delta^{13}C$  verdier gir indikasjoner på at profundale næringsemner utgjorde en mindre andel av dietten hos de minste lengdegruppene. Samtidig var overgangen fra pelagiske næringsemner til littorale næringsemner ved økende lengde langt mer vanlig hos røye i Takvatn. Andelen fiskespisende røye var lavere sammenlignet med fiskespisende ørret og ørreten tok større byttfisk sammenlignet med røye. Det konkluderes med at forskjellene i ressursdeling i habitat og diett både innen røye og ørret populasjoner og mellom ørret og røye populasjoner i stor grad kan forklares ut i fra interaktiv segregering mellom artene og ørretens konkurransefortrinn i som bunndyrspiser i littoralsonen.



## 1. Innledning

Økologisk like arter som må dele på ressursene vil gjerne benytte seg av disse annerledes sammenlignet med om de hadde hatt ressursene alene (Nilsson 1963; Langeland m.fl. 1991; L'Abée-Lund m.fl. 1992). Redusert konkurranse mellom sameksisterende arter som har forskjellige nisjer kalles ressursdeling (Schoener 1974). En slik ressursdeling kan foregå innad i en art og mellom økologisk like arter ved en segregering i ulike habitat og næringsvalg (Schoener 1974). Endringer i habitat og diett gjennom ulike stadier av livet, kalles ontogenetiske nisjeskift. Hva slags habitat og næringsressurs fisken til enhver tid utnytter reguleres i stor grad av predasjonsrisikoen i ulike habitat, tettheten av næringskonkurrenter, og type og tetthet av ulike byttedyr (Mittelbach 1981; Werner & Hall 1988; Klemetsen m.fl. 1989). Ressursdeling hos sympatrisk (dvs. samlevende) ørret (*Salmo trutta*) og røye (*Salvelinus alpinus*) har blitt undersøkt i lignende studier før (Nilsson 1963; Langeland m.fl. 1991; L'Abée-Lund m.fl. 1992). Disse undersøkelsene har primært vært basert på garnfangst og tradisjonelle mageprøveanalyser, men i de siste 10 til 15 årene har analyser av stabile isotoper i økende grad blitt trukket inn i slike studier. Årsaken til dette er at stabile karbon- og nitrogenisotoper gir et langtidsintegret bilde av fiskens næringshabitat og diettbruk (Buchheister & Latour 2010), sammenlignet med tradisjonelle metoder som garnfangst og mageprøveanalyser som kun gir et øyeblikksbilde i timer og dager. I denne studien er tradisjonelle metoder og stabile isotoper sammenlignet for å se på ressursdeling mellom ørret og røye.

Innsjøer har ofte blitt brukt som modellsystemer i økologiske studier (Wetzel 2001). Årsaken til dette er at de i motsetning til de fleste terrestre økosystem har klare avgrensninger til tilstøttende økosystemer (Wetzel 2001). Innsjøers habitat er ofte delt inn i pelagialen (de åpne vannmassene i innsjøen), profundalen (de dype områdene i innsjøen hvor lyset ikke når ned) og littoralen (områder i innsjøen hvor lyset når ned). Habitatsegregering mellom sympatrisk ørret og røye har vært undersøkt tidligere (Hegge m.fl. 1989; Langeland m.fl. 1991). Tendensen er at den mer aggressive ørreten vil okkupere littoralsonen (Hegge m.fl. 1989; Forseth m.fl. 2003), mens røya primært er begrenset til profundalen og pelagialen (Jansen m.fl. 2002; Forseth m.fl. 2003). Når en potensiell predator er til stede vil byttefisker måtte gjøre en avveining mellom næringsøk og risikoen for å bli predatert (Werner & Hall

1976; Fraser & Cerri 1982; Werner m.fl. 1983). Små røye i tidligere studier blitt vist å oppholde seg i profundalen til den når en størrelse som betraktelig minsker dens sannsynligheten for å bli predatert (Langeland m.fl. 1991).

Konkurransen er en mekanisme som kan påvirke både næringsøkologi og habitatskifte til et individ. I en undersøkelse av 1502 innsjøer i Norge ble det vist at sympatriske ørret- og røye populasjoner var mindre tilstede i små innsjøer sammenlignet med store innsjøer, noe som kan indikere at konkurranseeksklusjon er en mekanisme som påvirker deres fordeling i ulike innsjøer (Finstad m.fl. 2011). Sameksistens ved ressursdeling eller konkurranseeksklusjon er alternativene når to arter med lignende økologi blir brakt sammen gjennom introduksjon eller innvandring (Bøhn m.fl. 2008; Jonsson m.fl. 2008). Interspesifikk konkurranse er dokumentert i studier av nærstående fiskearter i sympatri, og den typiske effekten av interspesifikk konkurranse er at artene segregerer i ulike habitat (Smith & Skulason 1996; Sandlund m.fl. 2010). Segregering i ulike habitat er den viktigste måten konkurrerende arter deler ressurser på (Schoener 1974). I et evolusjonært perspektiv er det to mulige forklaringer på en observert segregering mellom samlevende arter: interaktiv og selektiv segregering. Interaktiv segregering er segregering mellom arter i sympatri gjennom utnyttelses- eller interferenskonkurranse som medfører avvikende ressurs- og habitatbruk i forhold til det som observeres i allopatri (dvs. at kun en fiskeart er tilstede i innsjøen) (Nilsson 1967). Selektiv segregering foreligger når samlevende arter har samme ressurs- og habitatbruk som når artene lever i allopatri.

Diettsegregering mellom de nært beslektede fiskeartene ørret og røye som lever i sympatri er godt dokumentert (Nilsson 1963; Langeland m.fl. 1991). Begge arter har tilpasninger slik at de kan spise de samme byttedyrene som zooplankton, bentiske makroinvertebrater og fisk (Jonsson 1989; Klemetsen m.fl. 2003). Tidligere studier av allopatriske populasjoner av ørret og røye har vist at begge artene har en tilnærmet lik diett, primært bestående av bentiske makroinvertebrater (Nilsson 1963). Werner (1977) konstaterte at når interspesifikk konkurranse er sterk kan en arts totale nisje bli smalere. Tendensen hos sympatrisk røye og ørret er at den mer aggressive ørreten baserer sin diett på bentiske makroinvertebrater i littoralen (Forseth m.fl. 2003). Dette vil begrense røya sin næringsnisje til å inneholde zooplankton og mindre bentiske makroinvertebrater i henholdsvis pelagialen og profundalen (Jansen m.fl. 2002; Forseth m.fl. 2003). I perioder når det er sterk intraspesifikk konkurranse



vil arten ha en nisje bredere en den optimale og vil på grunn av dette måtte innta mindre gunstige næringssemner (Werner 1977). I allopatriske røyepopulasjoner er ofte den observerte brede næringsnisjen antatt å komme av den sterke intraspesifikke konkurransen på grunn av begrensende næringsressurser (Amundsen 1995). Dette kan derfor tvinge individer til å spesialisere seg på ulike byttedyr (Amundsen 1995). For å overkomme begrensningen av næringsressurser og minimere den intraspesifikke konkurransen er det naturlig at fisk gjennomgår ulike nisjeskift i løpet av livsløpet.

De fleste fiskearter, inkludert røye og ørret, kan gjennomgå ontogenetiske nisjeskift, noe som henger sammen med at ressursnisjen og predasjonsrisikoen generelt er relatert til fiskens størrelse (Werner & Hall 1988). I de fleste allopatriske røyepopulasjoner spiser juvenile individer primært zooplankton, men etter hvert som de vokser skifter de over til større bentiske makroinvertebrater, da dette kan bidra til bedre energiutbytte per tidsenhet (Forseth m.fl. 1994; Klemetsen m.fl. 2003). I innsjøer hvor zooplankton gir best energiutbytte per tidsenhet, vil juvenile røyer i stedet skifte dietten fra små bentiske makroinvertebrater til pelagisk zooplankton ved en størrelse som minsker individets sannsynlighet for å bli predatert i pelagialen (Jonsson & Jonsson 2001; Byström m.fl. 2004). De individer som har vokst seg store nok endrer gjerne sin diett til fiskepising (Amundsen 1994). Kannibalisme er ganske vanlig innenfor allopatriske røyepopulasjoner hvor ingen andre byttefiskarter er tilgjengelig (L'Abée-Lund m.fl. 1992; Amundsen 1994). Ved å få raskvoksende kannibaler i en innsjø vil disse påvirke habitatbruk, vekst og tettheten av mindre røye ved predasjon og derfor hindre populasjonen i å bli overbefolket (Svenning & Borgstrøm 1995). Ørreten har gjerne gyte- og oppvekstområde i bekker og elver (Garnås m.fl. 1997). Der oppholder den seg ofte til veksten stagnerer, noe som fører til at den må bytte habitat og da vandrer den gjerne ut i innsjøen (Garnås m.fl. 1997). Stor ørret kan også gå over på en fiskediett, og vil dermed kunne ha en direkte effekt på byttefiskenes bestandstetthet og struktur, samt ha en indirekte effekt ved at byttefiskens adferd i predatorens nærvær (Persson m.fl. 2007).

Ved predasjon kan fisk påvirke organismer på lavere trofisk nivå, gjennom en såkalt toppned regulering (Schindler & Scheuerell 2002; McCann m.fl. 2005). Dessuten setter produksjonen ved et lavere trofisk nivå en grense for produksjonen ved høyere trofisk nivå, ettersom normalt bare 5 til 15% av energien produsert i et trofisk nivå vil kunne forflytte seg til neste (Wetzel 2001). Som en konsekvens vil hovednæringsgrunnlaget til en toppredator i

et innsjøsystem typisk reflektere den dominante primærproduksjonens næringsvei (Schindler & Scheuerell 2002; McCann m.fl. 2005). Karlsson & Byström (2005) mente at littoralen var det mest energigunstige næringshabitat og at bentiske alger spiller en viktig rolle i å opprettholde høyere trofisk nivå hos røye i boreale innsjøer. I diettforsøk med stor laksefisk har det vist seg at fisk kan være det mest optimale næringsemne. Dette skyldes høyt energiinnhold og relativt lite ufordøyelige næringsstoffer, men også fordi sammensetningen av proteiner, lipider, mineraler og vitaminer er nært det predatoren selv er sammensatt av (Forseth & Jonsson 1994). Fiskespisere har derfor ofte raskere vekst i forhold til de som spiser invertebrater (Garman & Nielson 1982; Jonsson m.fl. 1999). Derimot vil predatoren bruke mer energi på å fange og spise en byttefisk sammenlignet med invertebrater på grunn av at søket etter byttefisk og jakten på og håndteringen av et større bytte ofte er mer krevende (Crawley & Krebs 1992). En rekke studier har støttet opp om hypotesen om en positiv sammenheng mellom lengden av predator og dens byttedyr (Sandlund & Næsje 1992; Lima 1998; Kahilainen & Lehtonen 2001). Munnstørrelsen hos fisk begrenser fysisk hvor stort bytte den klarer å innta, likevel foretrekker den vanligvis mindre bytte (Olson 1996). Dette ser også ut til å stemme for røye og ørret, hvor den maksimale byttefiskstørrelse ser ut til å være ca. 40 % av egen lengde (L'Abée-Lund m.fl. 1992; Sandlund & Næsje 1992; Amundsen 1994; Hyvärinen & Huusko 2006). En årsak til at fiskespisere gjerne tar mindre byttefiskstørrelser kan være for å maksimere energinntaket per tidsenhet (Turesson m.fl. 2002), samt å velge byttefisk med høyest tetthet (Hyvärinen & Huusko 2006). I forhold til predatorlengde ser ørreten ut til å preferere større byttefisk enn røye, samt å ha en høyere andel fiskespisere sammenlignet med røye (L'Abée-Lund m.fl. 1992).

Stingsild (*Gasterosteus aculeatus*) forekommer ofte i samme vann som røye og ørret, men interaksjoner mellom de tre artene er lite undersøkt. L'Abée-Lund et al. (1992) fant ut at når stingsild var tilstede i innsjøen var den det foretrukne byttet for alle lengdegrupper av fiskespisende ørret og røye. Innslaget av stingsild i ørret- og røyedietten har vist seg å øke med økende lengde (Malmquist m.fl. 1992; Amundsen 1994; Faafeng m.fl. 1995). Stingsild kan dermed være en viktig mellomstasjon for å oppnå stor størrelse og dermed også mulighet til å gå over på annen fiskeføde som små ørret og røye.

Analysering av mageinnhold er den tradisjonelle metoden som blir brukt i studier av diett hos fisk, for å undersøke innsjøers næringsnett (Vander Zanden & Vadeboncoeur 2002;

Jardine m.fl. 2003). Slike analyser kan gi verdifull informasjon av hva fisken har spist de siste dagene med høy taksonomisk presisjon (Jardine m.fl. 2003). På grunn av forskjeller i fordøyelsesrater av de ulike byttedyrene, vil eks. snegler og skjell kunne bli overestimert (Vander Zanden & Vadeboncoeur 2002). Mengden av arter som raskere blir nedbrutt i magen vil tilsvarende kunne bli underestimert i andelen av fiskens diett (Vander Zanden & Vadeboncoeur 2002). Enkelte fisk kan også ha tomme mager som gir problemer ved bruk av tradisjonelle diettanalyser. Et annet problem er at analysering av mageinnhold med nylig inntatt byttedyr sannsynligvis beskriver kun en liten del av fiskens totale diett og dens trofiske posisjon (dvs. nivået/posisjonen til en art i næringskjeden) (Vander Zanden & Rasmussen 1999). Ved bruk av stabile isotoper kan man få beskrevet næringshabitat, energikildegrunnlaget og trofiskposisjon til individuelle fisk de siste månedene (Vander Zanden & Rasmussen 1999; Buchheister & Latour 2010). For å danne et mer komplett bilde av fiskens diett bør det bli tatt mageprøver gjennom hele fiskens vekstsesong og fra alle habitater, noe som vil medføre store økonomiske- og tidsmessige kostnader.

Få undersøkelser er gjort ved å kombinere analysering av habitatvalg, diett og stabile isotopsignaturer for å undersøke ressursdeling og ontogenetiske nisjeskift hos ørret og røye. Denne undersøkelsen tar utgangspunkt i de to nærliggende og morforlogisk like innsjøene Sagelvatn og Takvatn i Nord-Norge. I Takvatnet har Universitetet i Tromsø hatt en omfattende forskningsaktivitet siden 1980-tallet og man har relativt god kunnskap om innsjøen. Sagelvatn har det samme fiskesamfunnet som Takvatn, men har ikke vært studert tidligere. Hovedhensikten med denne masteroppgaven er å studere ressursdeling hos sympatrisk ørret og røye i Takvatn og Sagelvatn, med spesiell vekt på ontogenetiske nisjeskift. Analysering av habitatvalg, diett og stabile isotoper har blitt brukt sammen for å avsløre energikildegrunnlaget og trofisk posisjon av individuelle fisk innenfor ulike størrelsesgrupper.

Følgende hypoteser har blitt undersøkt og det er forventet at:

- Ørret og røye viser en klar ressursdeling i habitat og diett.
- Ørreten er hovedsaklig littoralt. Ontogenetisk habitatskift finnes hovedsaklig hos røye. De minste røyene er i profundalen for å minske predasjonsrisikoen, men ved økende lengde vil røye gå over til pelagialen og deretter littoralen.
- Ontogenetisk diettskift hos ørret og røye. Ørreten vil primært spise littorale næringsemner, men med økende lengde vil den gå over på fiskediett. De minste røyene vil spise profundale næringsemner, for siden ved økende lengde å gå over på pelagiske næringsemner og deretter littorale næringsemner og fisk.
- Andelen fiskespisere antas å være høyere for ørreten sammenlignet med røye.
- Ørreten prefererer større byttefiskstørrelser enn røye.

## 2. Områdebeskrivelse

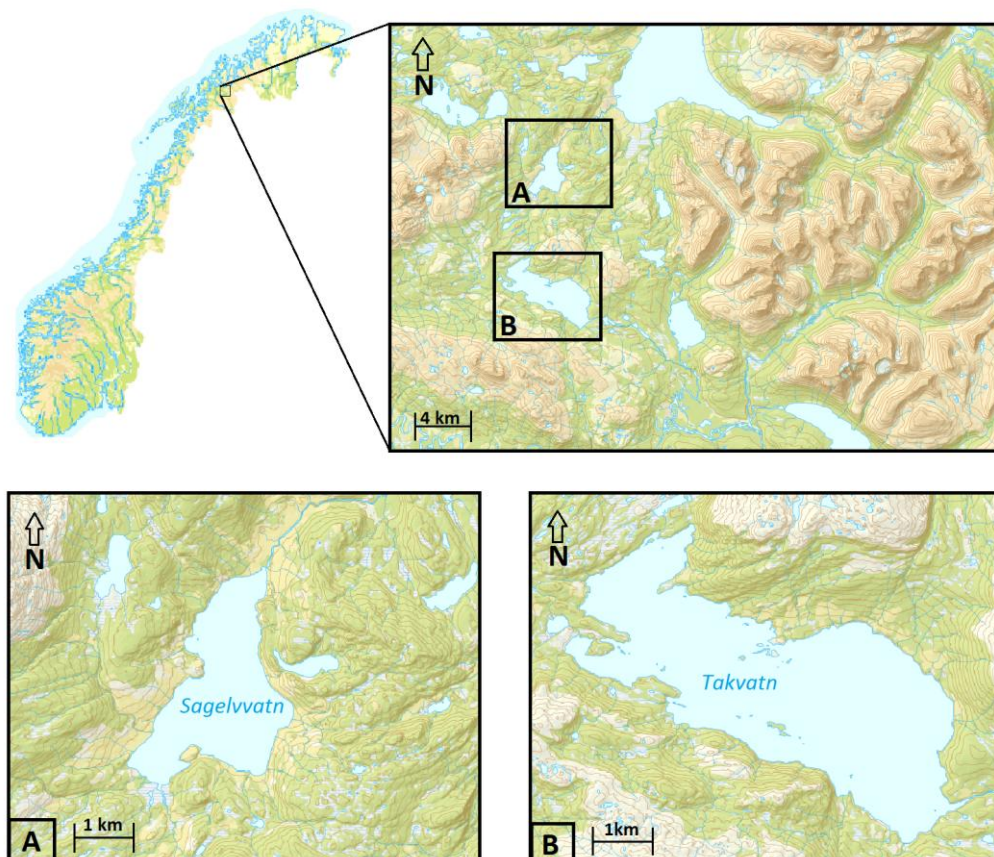
Dette prosjektet ble gjennomført i de to ulike innsjøene Takvatn og Sagelvvatn. Se tabell 1 for en enkel oversikt over posisjon, areal, høyde over havet, maksimal dybde og innsjøtype, siktedyp i de to innsjøene.

Tabell 1: Oversikt over de undersøkte innsjøene. Secchi dypet ble kun målt i august 2010.

Innsjø	Koordinater	Areal	moh.	Max. dybde	Innsjøtype	Siktedyp
Takvatn	69°06' N 19°05' Ø	15.2 km <sup>2</sup>	214 m	80 m	Oligotrof	10.5 m
Sagelvvatn	69°11' N 19°05' Ø	5.1 km <sup>2</sup>	91 m	>70m	Oligotrof	9 m

**Takvatnet** (69°06' N 19°05' Ø) er en 15.2 km<sup>2</sup> stor, oligotrof, 80 meter dyp innsjø beliggende 214 moh (Figur 1). Innsjøen tilhører Måselvassdraget og ligger i Balsfjord og Måselv kommune. Området rundt innsjøen er dominert av bjørkeskog (*Betula pubescens*) med innslag av gran (*Picea abies*) og furu (*Pinus silvestris*). Berggrunnen i nedslagsfeltet består hovedsakelig av kalkglimmerskifer, glimmerskifer og metasandstein, med enkelte forekomster av kalkspatmarmor og amfibolitt i vest (Norges Geologiske undersøkelser, 2011). Det finnes en rekke små bekker rundt innsjøen som antas å være viktige gyteplasser for ørret, men den viktigste ser ut til å være Sæterelva som har innløp sørøst i innsjøen. Det ligger gårdsbruk spredt langs nordenden av vannet, mens det i øst og vest er det en del hyttebebyggelse. Littoralsonen består for det meste av stein og mudder. Siktedypet ble målt i august 2010 til å være 10.5 meter. Det ble ikke gjort målinger av totalt fosfor og nitrogen i de ulike tidsperiodene i dennes undersøkelsen. Primicerio & Klemetsen (1999) målte totalt fosfor i 1994 og fant ut at verdien aldri oversteg  $5\mu\text{gL}^{-1}$ . Takvatnet er en dimitisk innsjø og er normalt islagt fra november til begynnelsen av juni (Primicerio & Klemetsen 1999). I august 2010 ble overflatetemperaturen i innsjøen målt til 11.5 °C, og det ble ikke registrert noe tydelig sprangsjikt på grunn av sterk vind og lav lufttemperatur over flere dager. Fiskeartene i Takvatnet er i dag stasjonær ørret, røye og trepigget stingsild. Både røye og trepigget stingsild er utsatt i innsjøen. Røye fra Fjellfrøsvatn ble utsatt i innsjøen i 1930-årene og trepigget stingsild fra Sagelvvatn ble utsatt på 1950-tallet.

**Sagelvatn** (69°11' N 19°05' Ø) er en 5.1 km<sup>2</sup> stor, oligotrof, 70 meter dyp innsjø beliggende 91 moh (Figur 1). Innsjøen ligger i Balsfjord kommune og drenerer ut i Balsfjorden. Området rundt innsjøen er dominert av bjørkeskog med innslag av gran og furu. Det ligger en rekke gårdsbruk rundt innsjøen som enkelte steder strekker seg helt ned til vannkanten. Littoralsonen består for det meste av stein og mudder, men i enkelte områder er det høy tetthet av makrovegetasjon (sumpplanter). Berggrunnen i nedslagsfeltet nord i innsjøen består hovedsaklig av kalkspatmarmor, kalkglimmerskifer og kalksilikat (Norges Geologiske undersøkelser, 2011). I sør finner man en høyere andel av konglomerat, glimmergneis, glimmerskifer, metasandstein og amfibolitt (Norges Geologiske undersøkelser, 2011). I august 2010 ble siktedypet målt til 9 meter. Total fosfor hadde et gjennomsnitt på  $5\mu\text{gL}^{-1}$  og totalt nitrogen hadde ett gjennomsnitt på  $140.5\mu\text{gL}^{-1}$  gjennom sesongen (Dahl-Hansen m.fl. 2010). Overflatetemperaturen i august 2010 ble målt til 15.4 °C og sprangsjiktet ble registrert på 5 meters dyp. Fiskesamfunnet består av stasjonær ørret, røye og trepigget stingsild. Sagelva antas å være den viktigste gytebekken for ørret, men det finnes også andre små bekker hvor det er muligheter for å gyte.



Figur 1: Kart over Sagelvatn (A) og Takvatn (B).

### 3. Materiale og metode

Feltarbeidet ble utført i tre perioder i 2010, 16. til 17. juni, 9. til 19. august og 11. til 15. oktober.

#### 3.1 Innsamling av materiale

Innsamlingen av materialet ble gjort ved garnfiske. Det ble fisket i littoralen, profundalen og pelagialen. Det ble brukt oversiktsgarn med en serie på 8 maskevidder fra 10 til 45mm som var 40m lange. Rekkefølgen på seriene var tilfeldig sammensatt på garna. Garna som var satt i pelagialen var 6m dype, mens garna som ble satt i littoralen og profundalen var 1.5m dype. Da vi ikke alltid fikk tilstrekkelig med materiale, ble standardgarn satt for å supplere. Standardgarna var 30m lange og 1.5m dype og med fast maskevidde. Garna ble satt på kveldstid og ble stående over natten, for så å bli tømt på morgenen.

#### 3.2 Prøver av ørret- og røyematerialet

Fisken ble prøvetatt umiddelbart etter innsamling. Gaffellengden ble målt til nærmeste mm, og vekt til nærmeste gram. Kjønn ble fastslått, og modningsgrad ble kvalitativt bestemt til umoden/moden/utgytt. Kjøttfargen ble bestemt til hvit, lys rød eller rød. Otolittene ble lagret i 96 % etanol og senere benyttet til aldersbestemmelse. Det totale antall fisk i denne studien var 492 røyer og 427 ørret ( se tabell 2 og vedlegg 1). Hovedinnsamlingen av materialet ble samlet inn i august og er beskrevet i tabell 2.

**Tabell 2: Antallet røyer og ørret fra Sagelvatn og Takvatn i august med gjennomsnitts lengde og vekt. Antallet er fisk tatt i både oversiktsgarn og standardgarn, parenteser indikerer henholdsvis antall mageprøver og stabile isotopprøver. SD står for standardavvik fra gjennomsnittsverdien, spennvidde indikerer minimum og maksimum verdier observert.**

Innsjø	Art	Antall (n)	Gjennomsnitt lengde (mm) ± SD	Spennvidde lengde (mm)	Gjennomsnitt vekt (g) ± SD	Spennvidde vekt (g)
Sagelvatn	Røye	131 (108;103)	187 ± 75	83-340	124 ± 130	5-425
	Ørret	115 (102;97)	213 ± 81	85-545	160 ± 225	6-1448
Takvatn	Røye	146 (141;140)	221 ± 81	82-467	180 ± 252	5-1412
	Ørret	104 (103;96)	212 ± 80	83-634	156 ± 304	6-2841

### 3.3 Analyse av ørret- og røyemager

Magesekkene ble skilt fra resten av innvollene for så å bli åpnet. Total fyllingsgrad ble bestemt til nærmeste 10%, der 0% er tom mage og 100% er full mage. Mageinnholdet ble så lagt på 96 % etanol for videre analyse på laboratoriet. Der ble fyllingsgraden til hver enkelt byttedyrgruppe anslått til nærmeste 5% for mager med fyllingsgrad over 10%, og nærmeste 1% for mager under 10% fylling. I de tilfeller der enkelte byttedyr var i så liten mengde at de utgjorde vesentlig mindre enn 0.1% fylling, ble disse registrert med verdien 0.1%. Summen av de enkelte grupperes fyllingsgrad utgjorde den totale fyllingsgraden i magen. Andelen av hver byttedyrgruppe er fremstilt som total volumprosent ( $V_i$ ) etter Amundsen m.fl. (1996):

$$V_i = 100 \times \left( \sum Fg_i \div \sum Fg_t \right)$$

der  $Fg_i$  er fyllingsgraden av byttedyr  $i$  og  $Fg_t$  er den totale fyllingsgraden. Byttefisk som ble funnet i magene ble artsidentifisert og målt til nærmeste mm (gaffellengde). Fiskerester som ikke kunne artsidentifiseres ble registrert som uidentifiserbar fisk. I beregninger av gjennomsnittlig fyllingsgrad er tomme mager inkludert.

Diettlighet eller overlapp mellom forskjellige størrelsesgrupper mellom røye og ørret ble estimert ved bruk av Schoeners indeks (1970):

$$\alpha = 1 - 0.5 \times \left( \sum_{i=1}^n |p_{xi} - p_{yi}| \right)$$

hvor  $p_{xi}$  = andelen av byttedyr  $i$  bruk av en størrelsesgruppe eller art  $x$ ,  $p_{yi}$  = andelen av byttedyr  $i$  bruk av en størrelsesgruppe eller art  $y$ , og  $n$  = antallet av de ulike byttedyr kategoriene. En verdi på null indikerer at det ikke er noe overlapp, hvorpå verdi 1 antyder et fullstendig overlapp. Et diettoverlapp med en verdi på 0.6 eller høyere blir sett på som et signifikant overlapp (Wallace 1981).

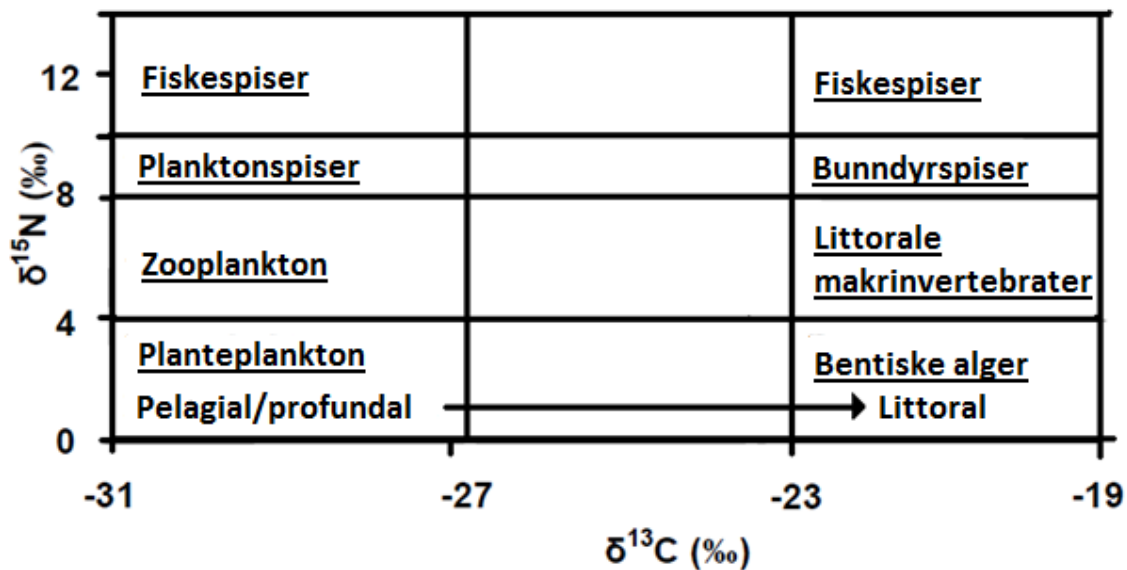
Fra august ble det totalt analysert 108 røyemager og 102 ørretmager fra Sagelvatn og, 141 røyemager og 103 ørretmager fra Takvatn. Andelen tomme mager var 9% for røye og 17% for ørret i Sagelvatn, og 19% for røye og 6% for ørret i Takvatn. I resultatdelen under tittelen 4.3 fiskespisende røye og ørret, ble det benyttet data fra alle de tre periodene. Årsaken til dette var at det ble fanget få fiskespisere i august. Det ble totalt analysert 454



røyemager og 406 ørretmager fra de tre periodene (tabell 2 og vedlegg 1). I Takvatn hadde 217 av 246 røyemager (88%) og 140 av 165 ørretmager (85%) rester av byttedyr i magen. I Sagelvvatn hadde 188 av 208 røyemager (90%) og 190 av 241 ørretmager (79%) rester av byttedyr i magen. Totalt 32 ulike byttedyr ble identifisert for siden å bli plassert i de 8 ulike byttedyrgruppene: fisk, overflateinsekter, fjæremyggpupper, fjæremygglarver, andre littorale bunndyr, snegler og muslinger, og zooplankton (Se vedlegg 2 for inndelingen av de ulike byttedyrene). Verdier for de 32 ulike byttedyrene i røye- og ørretdiett for ulike habitat i Sagelvvatn og Takvatn er vist i henholdsvis vedlegg 3 og 4. Verdier for de 32 ulike byttedyrene i røye- og ørretdietten for ulike lengdegrupper i Sagelvvatn og Takvatn er vist i henholdsvis vedlegg 5 og 6.

### **3.5 Bearbeiding av stabile isotopprøver**

Moderne stabile isotopanalyser kan være en effektiv metode for å studere energistrømmen i akvatiske næringsnett og diett hos fisk over en lengre tidsskala (Peterson & Fry 1987). I økologiske studier er de to naturlige isotopene av karbon ( $^{13}\text{C}$  og  $^{12}\text{C}$ ) og nitrogen ( $^{15}\text{N}$  og  $^{14}\text{N}$ ) de mest brukte grunnstoffene i stabile isotopanalyser. Innenfor innsjøens næringsnett har hver enkelt organisme sin unike sammensetning av lette ( $^{12}\text{C}$  og  $^{14}\text{N}$ ) og tyngre ( $^{13}\text{C}$  og  $^{15}\text{N}$ ) stabile isotoper av karbon og nitrogen primært avhengig av den isotopiske sammensetningen av deres byttedyr. Det isotopiske forholdet av en prøve tatt fra en organisme er gitt deltaverdiene  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$  etter den internasjonale standarden (se Jardine m.fl. 2003 for flere detaljer om likningen brukt i defineringen av delta verdier). Karbonisotopforholdet endrer (dvs. fraksjonerer) seg veldig lite mellom en konsument og dens bytte (ca. 0.5‰), mens  $\delta^{15}\text{N}$  verdien øker med ca. 3.64 ‰ per trofisk nivå (McCutchan m.fl. 2003; Sweeting m.fl. 2007). Bentiske alger og planteplankton har forskjeller i  $\delta^{13}\text{C}$ , hvorpå bentiske alger har en høyere  $\delta^{13}\text{C}$  sammenlignet med planteplankton (Jardine m.fl. 2003). Denne forskjellen i  $\delta^{13}\text{C}$  verdier vil fortsette videre til konsumentene, noe som gjør det mulig å skille konsumenter etter om de hovedsakelig utnytter littorale eller pelagiske energiressurser. Basert på forskjeller i  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$  verdier hos littorale og pelagiske byttedyr er det mulig å konstruere en skjematisk næringsnettmodell for et innsjøsystem (figur2).



Figur 2: Generalisert isotopplott ( $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$ ) for biota i en innsjø sitt økosystem som viser forskjellen mellom organismer som er avhengig av littorale og pelagisk/profundale energi kilder ( $\delta^{13}\text{C}$ ) og som er på forskjellige trofiske posisjoner ( $\delta^{15}\text{N}$ ). Verdiene her er bare illustrerende og varierer mellom innsjøene. Figuren er hentet og modifisert fra Jardine m.fl. (2003).

Prøver for analyser av stabile isotoper ble tatt i felt i augustperioden. Det ble tatt prøver fra muskel (rett under/bak ryggfinnen) fra fisken, før de siden ble fryst omgående på 2 ml eppendorfrør. Miljøprøver som zooplankton ble innsamlet ved bruk av zooplanktonhov, og bentiske makroinvertebrater ble innsamlet ved bruk av Ekman-grabb og sparkeprøver, for så å bli fryst omgående. Alle stabile isotopanalyser av karbon og nitrogen ble gjort høsten 2010 ved Institute for Environmental Research, University of Jyväskylä. Prøvene ble tørket i en ovn over to dager på 60°C og siden malt til et fint pulver ved bruk av en morter. Pulveret ble så analysert ved bruk av en FlashEA 1112 element-analysator koblet til et Thermo Finnigan DELTA<sub>plus</sub> Advantage mass spectrometer ([www.thermofisher.com](http://www.thermofisher.com)). Muskelvev til gjedde (*Esox lucius*) ble brukt som indre standard for animalsk vev. To replikater av hver prøve ble kjørt og for hver femte prøve ble den indre standarden kjørt. For at prøven skulle være gyldig måtte standardderivasjonen av både  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$  verdiene for gjeddemuskelvev være mindre enn 0,2‰. Resultatene oppgis i delta-verdier ( $\delta$ ) i promilleavvik fra standard referansen (‰):

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

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 standarden.

Fisk og invertebrater kan ha varierende lipidinnhold (fettstoffer) og kan ved enkelte tilfeller forstyrre analysene av  $\delta^{13}\text{C}$ . Dette er fordi lipider relativt sett har et lavt innhold av den tyngre isotopen  $^{13}\text{C}$  (Focken & Becker 1998; Thompson m.fl. 2000). Forskjellen i lipidinnhold kan derfor gi utslag i variasjonen av  $\delta^{13}\text{C}$  verdiene mellom individer som er høyere enn det som er vanlig å anta. Det er vanlig å ha en differanse på 0-1‰ mellom de trofiske nivåene. Kiljunen m.fl. (2006) beskriver en metode for å fjerne denne misvisningen i karbonisotopverdiene. Lipidnormaliseringsmetoden er basert på to likninger:

$$L = \frac{93}{1 + [(0,246 \times (C:N) - 0,775)]^{-1}}$$

$$\delta^{13}\text{C}' = \delta^{13}\text{C} + D \times \left( I + \frac{3,9}{1 + 287/L} \right)$$

Hvor  $L$ = forholdet i lipidinnhold av prøven og  $\delta^{13}\text{C}'$  = den lipidnormaliserte verdien av prøven.  $C:N$ = forholdet mellom karbon og nitrogen i prøven og  $\delta^{13}\text{C}$ = den målte verdien av prøven. For fisk ble det gitt følgende verdier:  $D$ = den isotopiske forskjellen mellom protein og lipid (forskjellen ble gitt verdien 7.018) og  $I$  = en konstant (forskjellen ble gitt verdien 0.048)(se Kiljunen m.fl. 2006 for detaljer angående de gitte konstantene i likningen). For invertebrater ble det gitt følgende verdier etter Logan m.fl. (2008):  $D = 3.713$  og  $I = -0.051$ .

Trofisk posisjon ( $TP$ ) ble estimert for individuelle ørret og røye i Takvatn og Sagelvatn etter Post (2002):

$$TP = \lambda + (\delta^{15}N_{fisk} - [\delta^{15}N_{Littoralt} \times \alpha + \delta^{15}N_{Pelagialt} \times (1 - \alpha)]) / \Delta_N$$

hvor  $\lambda$  er den trofiske posisjonen til organismen som ble brukt for å estimere  $\delta^{15}N_{Littoralt}$  og  $\delta^{15}N_{Pelagialt}$  (i denne studien ble  $\lambda=2$  for herbivorekonsumenter brukt).  $\delta^{15}N_{\text{Ørret}}$  er den stabile isotopverdien til individuelle ørret og røye.  $\Delta_N$  er økningen av  $\delta^{15}N$  for et trofisknivå, her ble den gitt verdien 3.64 etter Sweeting m.fl.(2007).  $\delta^{15}N_{Littoralt}$  ble gitt gjennomsnittsverdien av vårfluer (orden *Trichoptera*) og døgnfluer (orden *Ephemeroptera*) fra littoralen.  $\delta^{15}N_{Pelagialt}$  ble gitt gjennomsnittsverdien av vannlopper (orden *Cladocera*) fra pelagialen.  $\alpha$  er andelen av nitrogen i individuelle ørret og røye utledet fra herbivorekonsumentene i det littorale næringsnettets beregnet fra karbonisotopverdier:

$$\alpha = (\delta^{13}\text{C}_{\text{Ørret}} - \delta^{13}\text{C}_{\text{Pelagialt}}) / (\delta^{13}\text{C}_{\text{Littoralt}} - \delta^{13}\text{C}_{\text{Pelagialt}})$$

Denne likningen tillater å skille mellom to kilder, for eksempel det littorale og pelagiske næringsnettet funnet i en innsjø (Post 2002).  $\delta^{13}C_{Littoralt}$  og  $\delta^{13}C_{Pelagialt}$  verdier ble korrigert for isotopiske endringer med en faktor på 0.5‰ (McCutchan m.fl. 2003).

Stabilisotopblandingsmodellen (SIAR) ble gjennomført ved bruk av et tilleggsprogram SIAR 4.1.1 (Parnell & Jackson 2011) i det statistiske programmet R. Dette ble brukt for å bestemme diettforholdet av forskjellige byttedyr i dietten til ørret. Isotopiske endringer mellom byttedyr og konsumenters  $\delta^{13}C$  og  $\delta^{15}N$  verdier som ble brukt var henholdsvis ( $\pm$ SD)  $0.5 \pm 0.13\text{‰}$  og  $3.64 \pm 0.9\text{‰}$  (McCutchan m.fl. 2003; Sweeting m.fl. 2007). Gjennomsnitt og standardavvik av  $\delta^{13}C$  og  $\delta^{15}N$  verdier fra prøver av de tre mest foretrukne byttedyrgruppene hos ørret (stingsild, littorale bunndyr og zooplankton) ble satt inn i modellen. For å kunne anslå ontogenetisk nisjeskift hos ørret ble de inndelt i forskjellige lengdegrupper. Resultatet er angitt som gjennomsnitt av alle mulige løsninger innenfor 5-95 prosentiler av distribusjonsområdet.

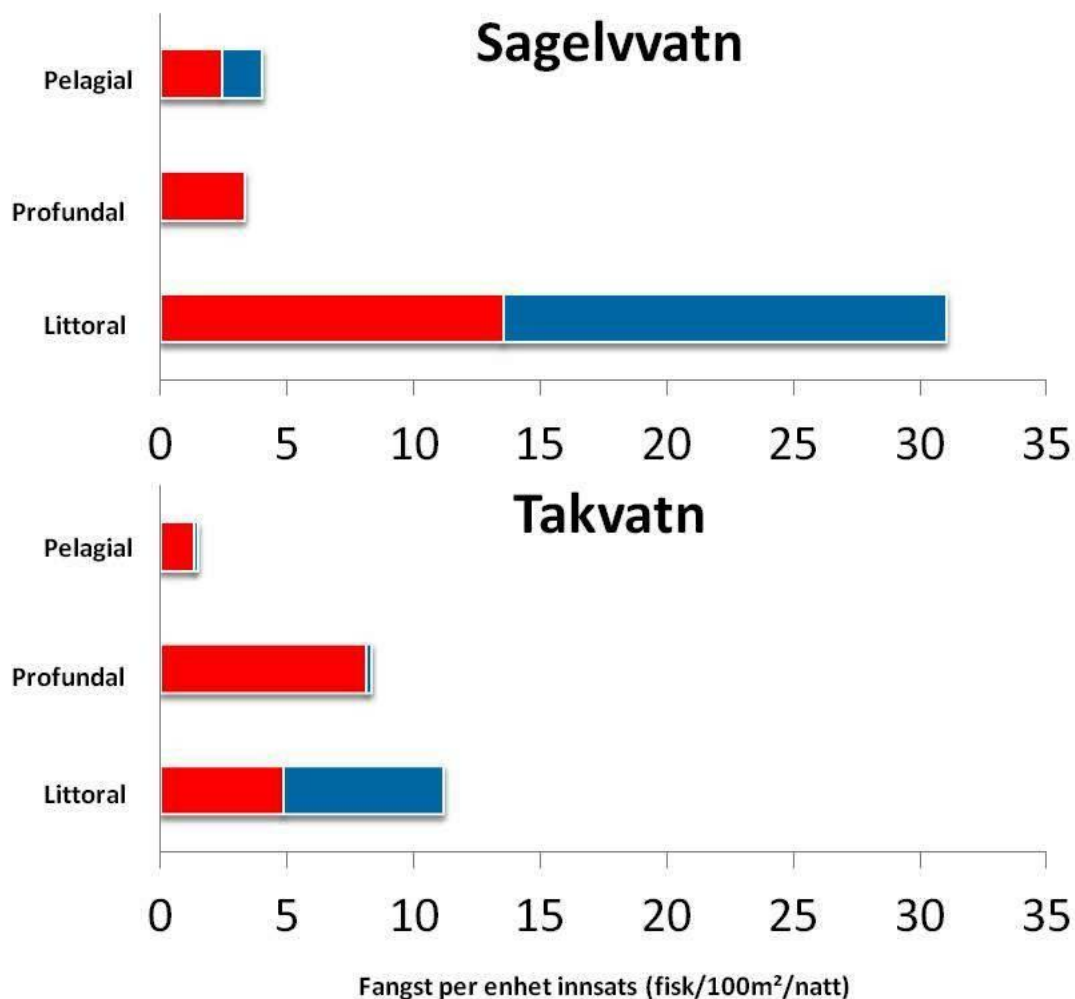
### **3.6 Dataanalyser**

Dataanalyser og statistisk behandling av materialet ble gjort med Microsoft Excel 2007, Cran R-project 2011 og SYSSTAT v13.0.

## 4. Resultat

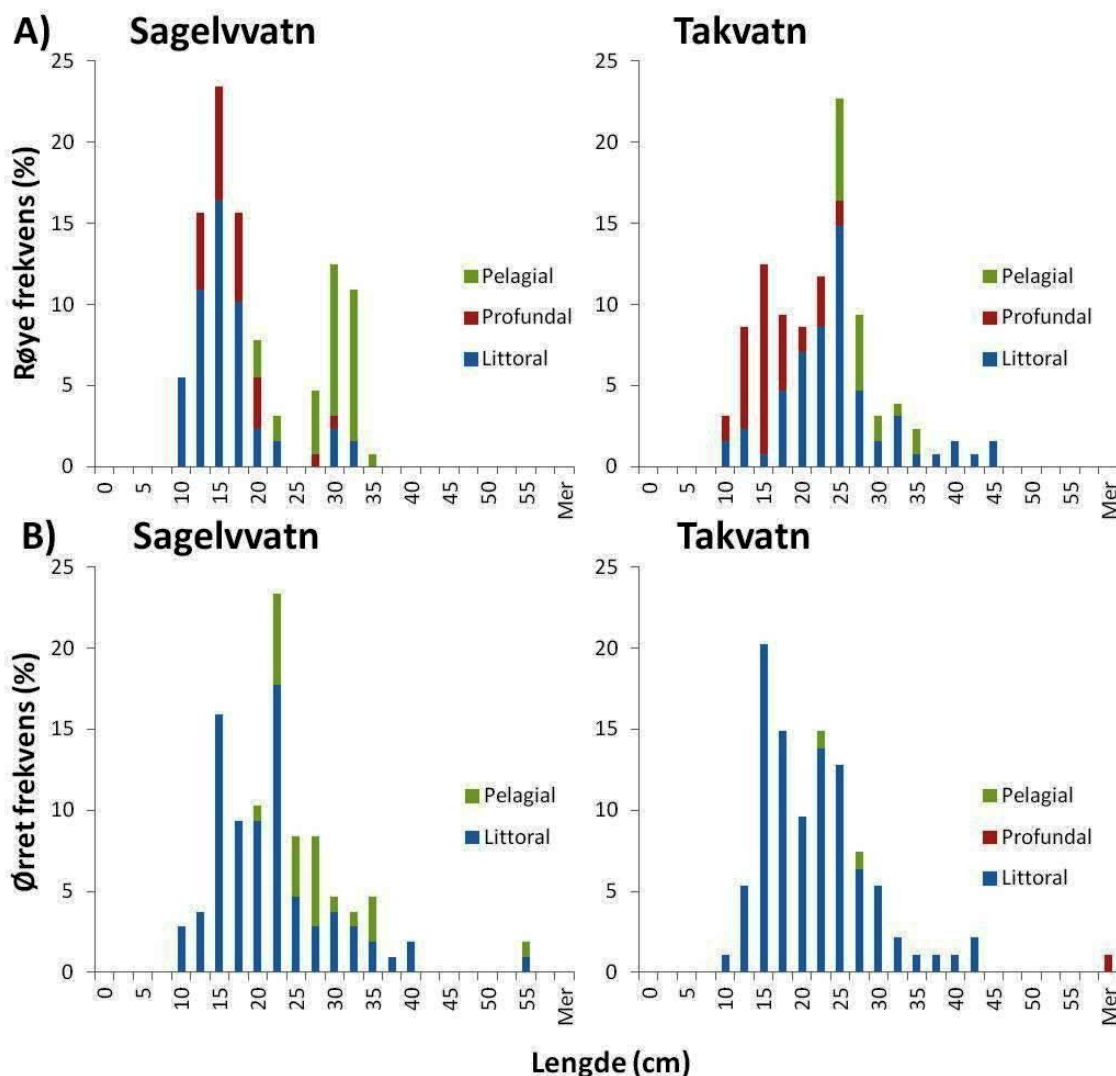
### 4. 1 Fangst per enhet innsats, lengde- og aldersfordeling

Det ble totalt fanget 204 ørret og 241 røyer i Sagelvvatn og Takvatn ved bruk av oversiktsgarn i august i littoralen, profundalen og pelagialen. Fangst per enhet innsats (CPUE) totalt var i Sagelvvatn 20 ørret og 16 for røye, mens i Takvatn var det 7 for ørret og 14 for røye (figur3). CPUE var høyest for ørret og røye i Sagelvvatn og det var også her den totale CPUE var høyest. Ørreten favoriserte littoralsonen i begge vann, men utnyttet også til dels pelagialen i Sagelvvatn. Røya utnyttet alle habitater i begge vann, men favoriserte profundalen i Takvatn og littoralen i Sagelvvatn. CPUE for de andre periodene er ført inn i vedlegg 7.



Figur 3: Fangst per enhet innsats (CPUE=fisk/100m<sup>2</sup>/natt) av røye (rød) og ørret (blå) i pelagialen, profundalen og littoralen i Sagelvvatn og Takvatn i august.

Røya i Sagelvatn var signifikant mindre i lengde sammenlignet med ørreten i Sagelvatn og ørreten og røya i Takvatn (Mann-Whitney tester:  $P < 0.005$ ). Det var ikke signifikant lengdeforskjell mellom ørreten i Sagelvatn og ørreten og røya i Takvatn (Mann-Whitney tester:  $P > 0.005$ ). Lengdefordelingen i ulike habitat i Sagelvatn viser at de minste røyene oppholder seg i littoralen og profundalen, for siden å gå over til pelagialen (Figur 4 A). I Takvatn var de minste lengdegruppene i profundalen, og med økende lengde gikk de så over til pelagialen, de største individene ble funnet i littoralen (Figur 4 A). Røye over 25 cm i Takvatn var både i littoralen og pelagialen (Figur 4 A). Ørreten var primært i littoralen i begge vann, men med økende lengde gikk flere av ørretene over i pelagialen i Sagelvatn.

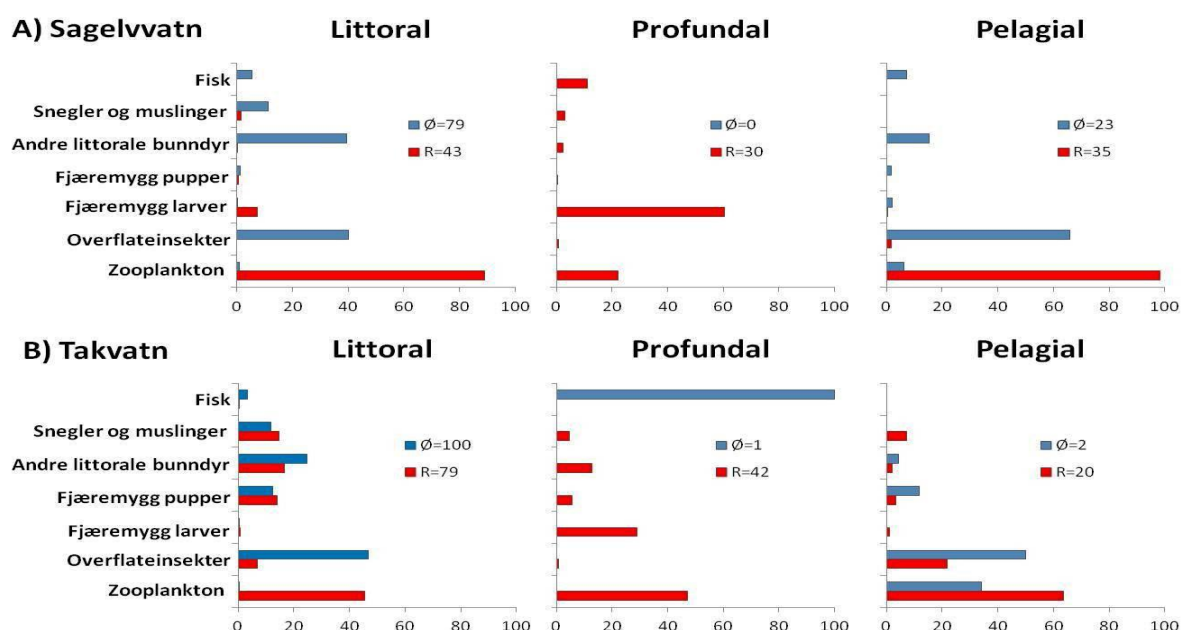


Figur 4: Lengdefordeling hos røye i ulike habitat i Sagelvatn (n=128) og Takvatn (n=128) (figur A) og lengdefordeling hos ørret i ulike habitat i Sagelvatn (n=107) og Takvatn (n=94) (figur B). Søylene representerer lengdegrupper som prosentvis andel av totalmaterialet av henholdsvis røye og ørret i Sagelvatn og Takvatn i august. Fisk lengre enn 60 cm er i kategorien Mer, dette er gjort for å lettere illustrere fordelingen av mindre fisk.

I august ble det aldersbestemt 98 røyer og 92 ørret i Sagelvvatn og totalt 114 røyer og 84 ørret i Takvatn (Vedlegg 8). Røya i Sagelvvatn hadde en variasjon fra 3-13 år, men de fleste var jevnt fordelt mellom 4-10 år. Røya i Takvatn hadde en variasjon fra 2-12 år, med en topp i frekvensen på 4 år. Ørreten i Sagelvvatn hadde en variasjon fra 1-10 år og ørreten i Takvatn hadde en variasjon fra 1-9 år. Ørret i både Sagelvvatn og Takvatn var de fleste individene mellom 3-5 år.

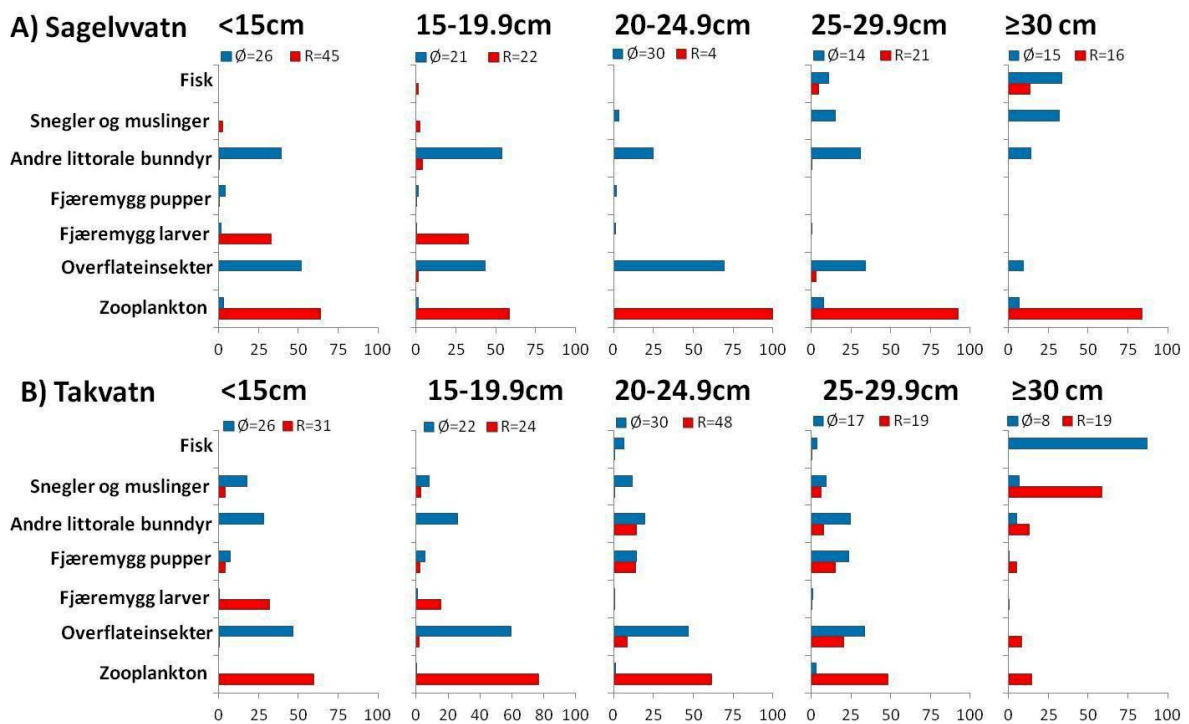
## 4.2 Diett hos røye og ørret

Ørret fanget i littoralen spiste primært littorale næringsdyr som overflateinsekter, gruppen andre littorale bunndyr, snegler og muslinger i Sagelvvatn og Takvatn (Figur 5 A og B). For røye fanget i littoralen utgjorde derimot zooplankton en stor andel av dietten i begge innsjøene, men i mindre grad i Takvatn (figur 5 B). I profundalen ble det nesten bare fanget røye, med unntak av en ørret i Takvatn som hadde spist fisk (figur 5 B). Dietten til røye i profundalen i Sagelvvatn bestod av en stor andel fjæremygglarver og noe lavere andel zooplankton (figur 5 A), mens i Takvatn ble det funnet en stor andel zooplankton og en noe lavere andel fjæremygglarver (figur 5 B). Ørret i pelagialen skilte seg ikke spesielt ut i forhold til de som ble fanget i littoralen, med unntak av de to individene i Takvatn som hadde spist en del zooplankton. Røye i pelagialen beitet primært zooplankton, men i Takvatn utgjorde overflateinsekter også en stor andel av dietten (figur 5 B).



Figur 5: Diett hos ørret (blå) og røye (rødt) i forhold til ulike habitat oppgitt i volumprosent i Sagelvvatn (figur A) og Takvatn (figur B) i august (se vedlegg 9 og 10 for standard feil ( $\pm$ SE) og eksakte verdier i henholdsvis Sagelvvatn og Takvatn).

Ørret i størrelsesintervallet >15cm til 29.9cm spiste primært littorale næringsdyr som overflateinsekter, littorale bunndyr, snegler og muslinger i både Sagelvvatn og særlig i Takvatn (Figur 6 A og B). I lengdegruppen  $\geq 30$ cm var fisk en viktig del av dietten for ørreten i Sagelvvatn og særlig i Takvatn, med et vesentlig høyere innslag enn i de andre lengdegruppene av ørret og i alle lengdegruppene av røye (Figur 6 A og B). For røye utgjorde zooplankton en stor del av dietten for alle lengdegruppene i både Sagelvvatn og Takvatn, med en volumprosent på mer enn 50% i alle lengdegruppene, med unntak av fisk  $\geq 30$ cm i Takvatn. I motsetning hadde ingen lengdegrupper av ørret i de to innsjøene et innslag på mer enn 8 % zooplankton i dietten sin. I den minste lengdegruppen av røye utgjorde fjæremygglarver og -pupper 36% av dietten i Takvatn og 32% i Sagelvvatn.



Figur 6: Diett hos ørret (blå) og røye (rød) i forhold til ulike lengdegrupper oppgitt i volumprosent i Sagelvvatn (figur A) og Takvatn (figur B) i august (se vedlegg 11 og 13 i vedlegg for standard feil ( $\pm$ SE) og eksakte verdier i henholdsvis Sagelvvatn og Takvatn).



Ved beregninger i diettoverlapp mellom røye og ørret i Sagelvatn og Takvatn hadde ingen lengdegrupper signifikant overlapp, med unntak av ørret og røye i lengdegruppen 25-29.9cm i Takvatn (Tabell 3 A). Det var kun signifikant overlapp når samme art fra forskjellige vann ble sammenlignet i enkelte lengdegrupper (Tabell 3 B). For all røye <20 cm og all ørret <30cm var det signifikant overlapp.

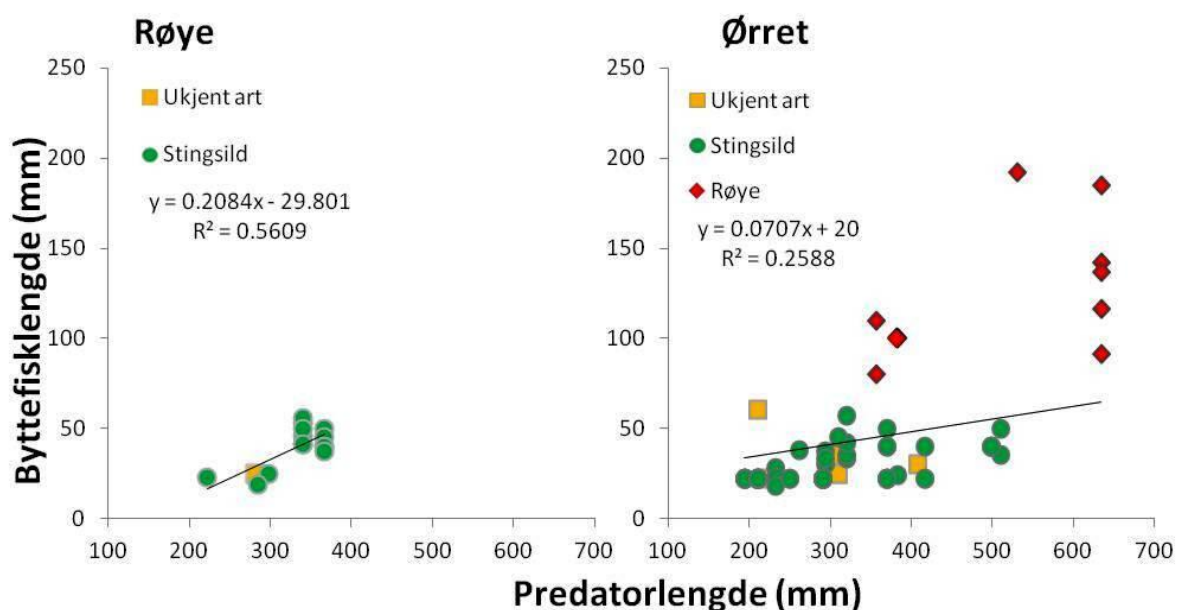
**Tabell 3: Diettoverlapp (Schoeners indeks) mellom røye og ørret i Sagelvatn og Takvatn (tabell 3 A), og mellom samme art i de to innsjøene (tabell 3 B) i august. Verdier med uthevet skrift indikerer et signifikant overlapp på over 60 %.**

Tabell 3 A)	Sagelvatn		Takvatn	
<b>Lengdegruppe</b>	<b>Art</b>	<b>Ørret</b>	<b>Art</b>	<b>Ørret</b>
<15 cm	Røye	5.51	Røye	13.15
15-19.9 cm	Røye	7.02	Røye	12.65
20-24.9 cm	Røye	0.00	Røye	41.08
25-29.9 cm	Røye	15.58	Røye	<b>63.33</b>
≥30 cm	Røye	22.83	Røye	12.81

Tabell 3 B)	Sagelvatn	Takvatn	Takvatn	Sagelvatn
<b>Lengdegruppe</b>	<b>Art</b>	<b>Røye</b>	<b>Art</b>	<b>Ørret</b>
<15 cm	Røye	<b>94.30</b>	Ørret	<b>79.09</b>
15-19.9 cm	Røye	<b>81.89</b>	Ørret	<b>70.99</b>
20-24.9 cm	Røye	59.70	Ørret	<b>71.06</b>
25-29.9 cm	Røye	43.98	Ørret	<b>76.11</b>
≥30 cm	Røye	9.49	Ørret	45.78

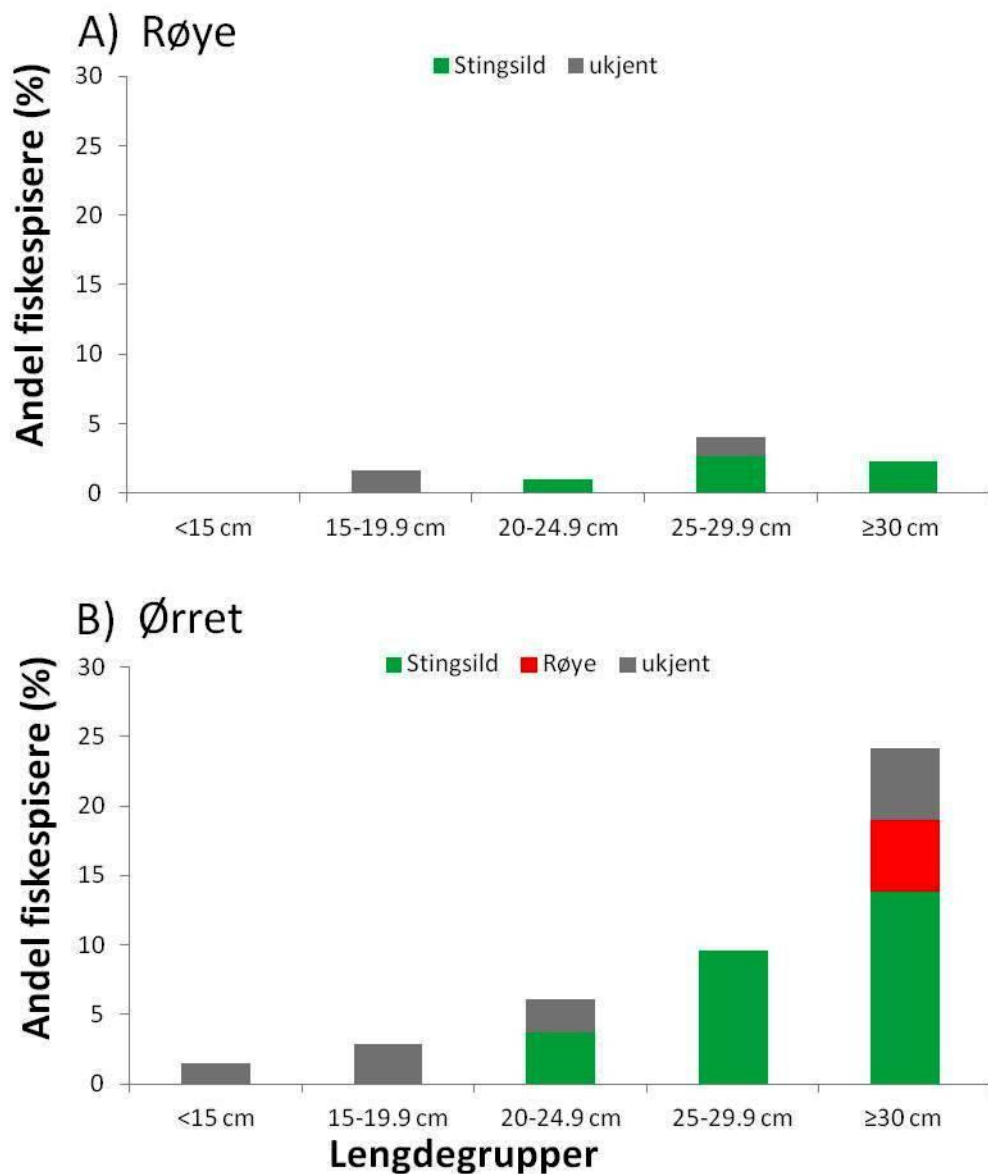
### 4.3 Fiskespisende røye og ørret

Fra de tre periodene ble det kun funnet 8 røyer og 29 ørret totalt i Sagelvatn og Takvatn som hadde fisk eller rester av fisk i sin diett. Av røye over 20 cm var andelen fiskespisere i henholdsvis Sagelvatn og Takvatn 2.3% og 1.8%. For ørret over 20 cm var andelen fiskespisere 7.5% i Sagelvatn og 15.2% i Takvatn. Røya spiste primært stingsild og det var ingen korrelasjon mellom størrelsen på røya og størrelsen på byttefisk den hadde spist (Figur 7: Lineær regresjon,  $p=0.088$ ,  $r^2=0.56$ ). For ørret var det en sterk positiv korrelasjon mellom størrelsen på predatoren og byttedyrstørrelsen, selv om den lineære regresjonen har lav forklaringsverdi (figur 7: Lineærregresjon,  $p<0.001$ ,  $r^2=0.26$ ).



Figur 7: Byttefisklengde mot predatorlengde (røye og ørret) inkludert individer fra både Sagelvatn og Takvatn i alle periodene.

Andelen fiskespisere med økende lengde hos røye (Figur 8 A) viser at ingen individer <15cm som hadde spist fisk. Det var heller ikke noen sammenheng mellom økning i lengdegruppe og andel fiskespisere (Figur 8 A). Røye spiste stingsild og det ble ikke observert noe kannibalisme. Hos ørret hadde alle størrelser spist fisk og andelen fiskespisere økte med økende størrelse (Figur 8 B). Ørreten spiste hovedsakelig stingsild, men de største fiskene hadde også spist røye.



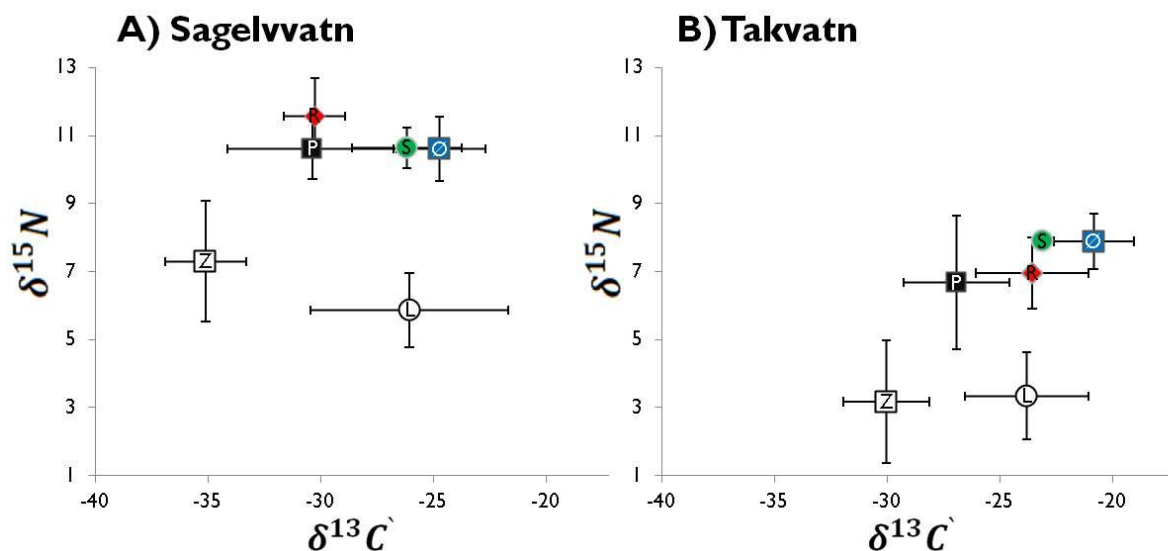
Figur 8: Andel fiskespisere (%) i ulike lengdegrupper av røye (Figur A, n=403) og ørret (Figur B, n=330) fra Sagelvvatn og Takvatn fra alle periodene. Byttefisk: stingsild (grønn), ukjent art (grå) og røye (rødt).

#### 4.4 Stabile isotoper

Uavhengig av hvilken lokalitet innsamlingen ble gjennomført i, var det en markant forskjell i  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$  mellom de ulike næringsdyrene littoral benthos, profundal benthos og pelagisk zooplankton. Pelagisk zooplankton hadde mye lavere  $\delta^{13}\text{C}$  verdier (spennvidde fra -33.1 til -37.4 ‰ i Sagelvvatn, og en spennvidde fra -28.2 til -32.0 ‰ i Takvatn) sammenlignet med littoral benthos (spennvidde fra -17.6 til 31.7 ‰ i Sagelvvatn, og en spennvidde fra -18.3 til 27.9 ‰ i Takvatn) (Se vedlegg 13 og 14 for verdier henholdsvis Sagelvvatn og Takvatn). I Sagelvvatn og Takvatn skilte profundal benthos seg ut ved å ha en langt høyere  $\delta^{15}\text{N}$  verdi

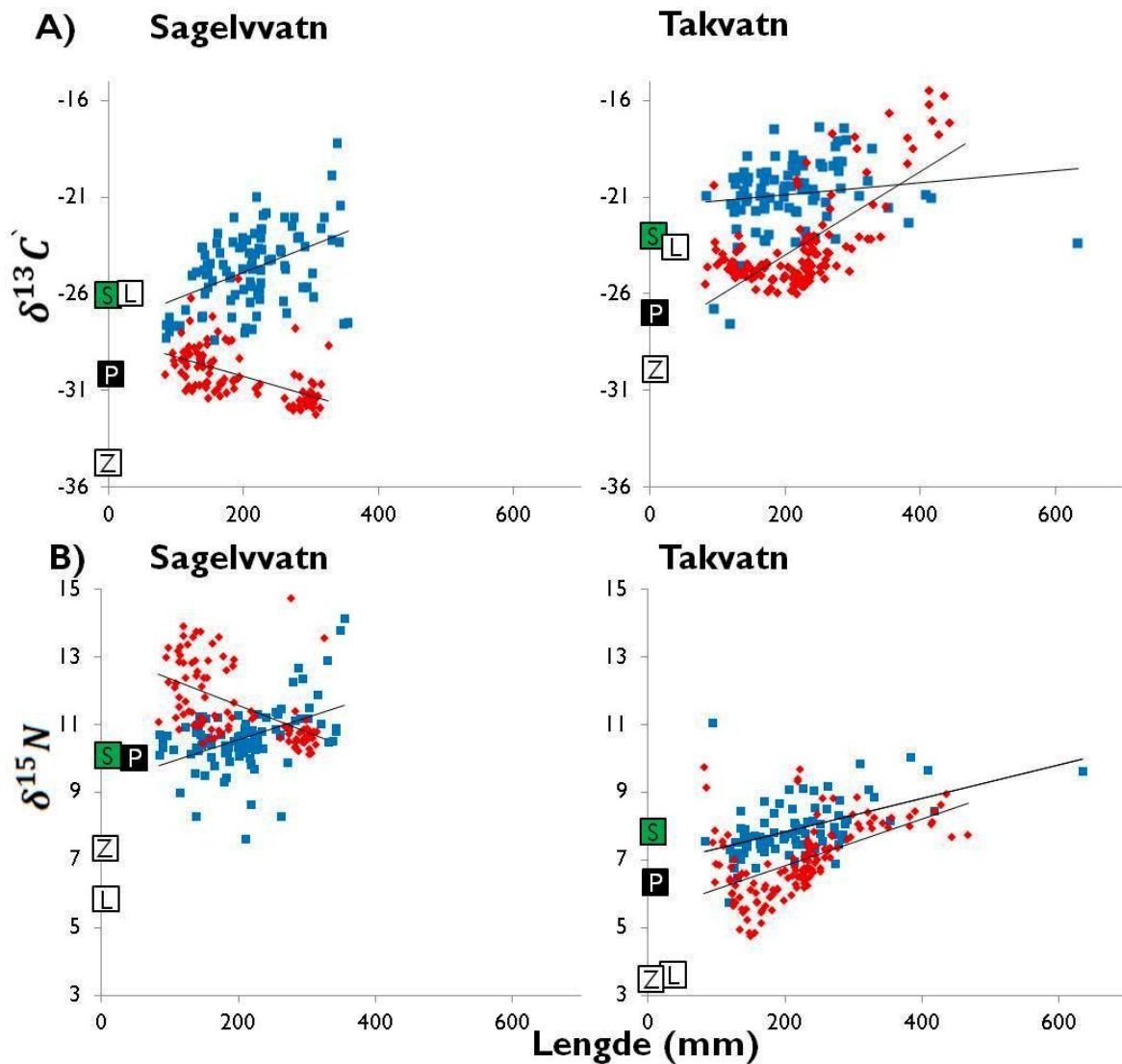
med henholdsvis 10.6‰ og 6.7‰ i gjennomsnitt, sammenlignet med pelagisk zooplankton med 7.3‰ og 3.2‰ i gjennomsnitt og littoral benthos med 5.9‰ og 3.3‰ i gjennomsnitt.  $\delta^{13}C'$  verdien til profundal benthos i Sagelvatn og Takvatn hadde en spennvidde med henholdsvis -26.8 til -34.3‰ og -23.6 til 30.0‰, som kan tyde på at de profundale næringsemnene fikk energi fra både littoralen og pelagialen. De profundale næringsemnene i Takvatn ble innsamlet i oktober, i motsetning fra de andre dataene i vedlegg 14 som ble innsamlet i august.

Plot av byttedyrgrupper og predatorer i Sagelvatn og Takvatn indikerte at det eksisterte omtrent fire trofiske nivå i begge innsjøene (figur 9 A og B). Littoral benthos og zooplankton var primær konsumenter i Sagelvatn og Takvatn, mens profundal benthos i Sagelvatn og Takvatnet var i en viss grad sekundær konsument. Røye og ørret er i stor grad sekundærkonsumenter, men enkelte individer av disse var toppredatorer i både Sagelvatn og Takvatn. Gjennomsnittlige verdier for henholdsvis  $\delta^{13}C'$  og  $\delta^{15}N$  for ørret (-24.7‰ og 10.6‰) og røye (-30.3‰ og 11.6‰) i Sagelvatn var signifikant forskjellige (t-test:  $p < 0.001$ ). De gjennomsnittlige verdier for  $\delta^{13}C'$  og  $\delta^{15}N$  i Takvatnet for ørret (-20.8‰ og 7.9‰) og røye (-23.6 og 7.0‰) var også signifikant forskjellig (t-test:  $p < 0.001$ ).



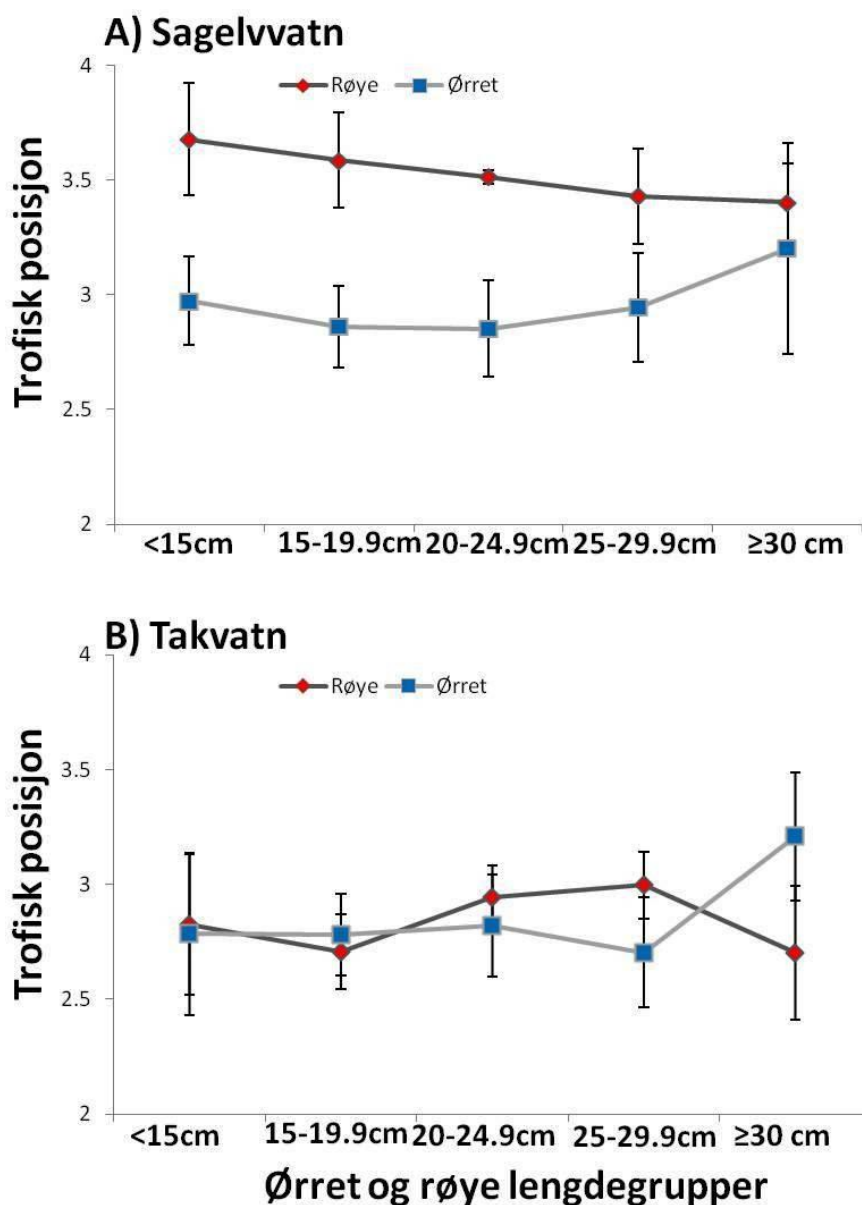
Figur 9: Sammenhengen mellom  $\delta^{13}C'$  og  $\delta^{15}N$  gjennomsnittlige verdier (‰)( $\pm$ SD) av ørret (blå) røye (rødt), stingsild (grønn) profundale næringemner (P), pelagiske næringsemner (Z) og littorale næringsemner (L) i Sagelvatn (figur A) og Takvatn (figur B) i august. Se vedlegg for oversikt over de ulike byttedyrgruppene og deres verdier i Sagelvatn (vedlegg 13) og Takvatn (vedlegg 14).

Sammenhengen mellom lengde på røye og ørret og deres respektive  $\delta^{13}\text{C}$ - og  $\delta^{15}\text{N}$ -verdier, ble undersøkt ved lineær regresjon i Sagelvatn og Takvatn. For ørret og røye i Takvatn og ørret i Sagelvatn var  $\delta^{13}\text{C}$ - og  $\delta^{15}\text{N}$ -verdiene positivt korrelert til lengde (Figur 10 A og B,  $p < 0.001$ ). Derimot for røye i Sagelvatn, så hadde man en negativ korrelasjon med både  $\delta^{13}\text{C}$ - og  $\delta^{15}\text{N}$ -verdiene med økende lengde (Figur 10 A og B,  $p < 0.001$ ).



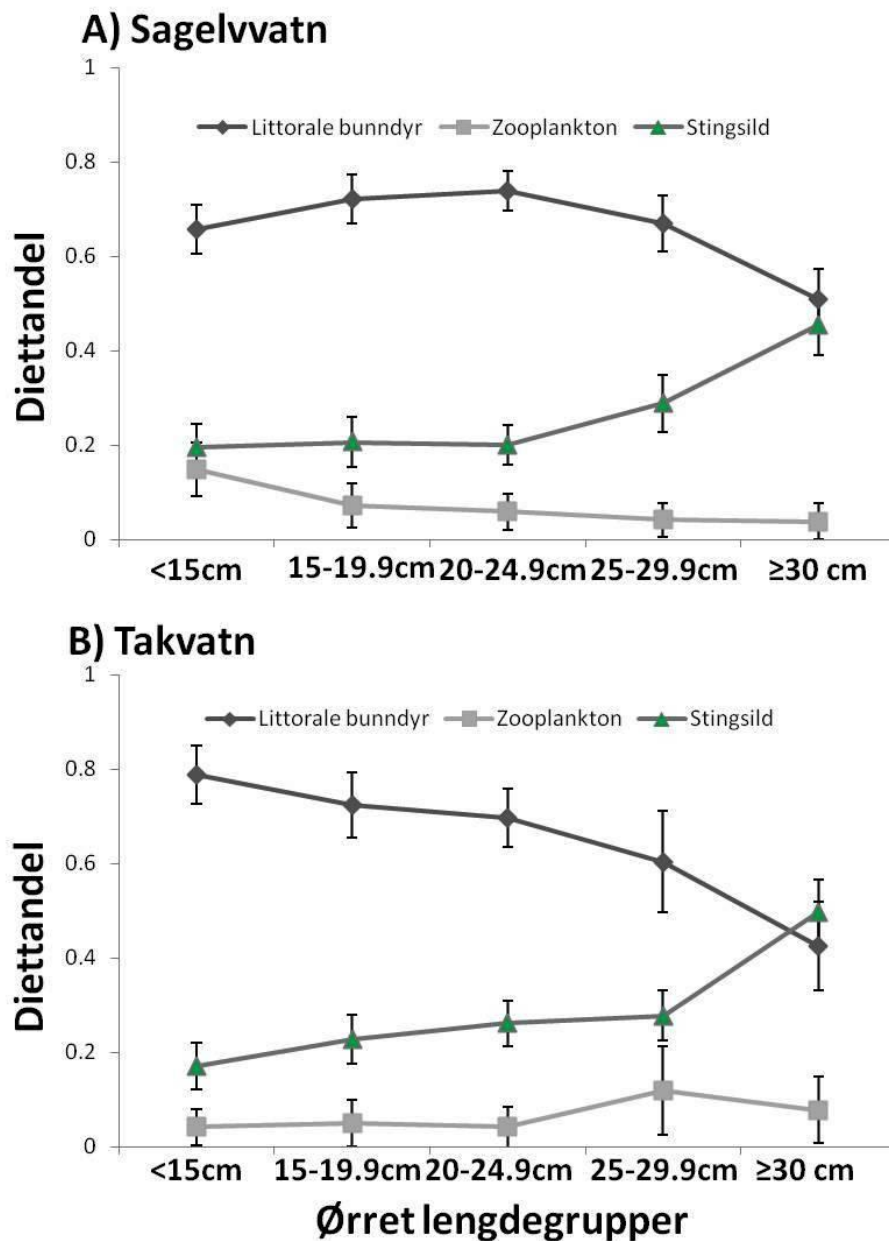
Figur 10: Stabile isotopsignaturer ( $\delta^{13}\text{C}$  (figur A) og  $\delta^{15}\text{N}$  (figur B)) mot lengde hos ørret (blå) og røye (rød) i Sagelvatn og Takvatn i august. L=Littorale næringssemner, P=profundale næringssemner, Z=pelagiske næringssemner og S=stingsild, angir kun gjennomsnittlige verdier for byttedyrgruppens stabile isotopsignatur. Se vedlegg for antall individer (n) i Sagelvatn (vedlegg 13) og Takvatn (vedlegg 14). Se vedlegg 15 for de matematiske funksjonene til regresjonslinjene og regresjonskoeffisientene.

Røye i Sagelvatn hadde en nedgang i trofisk posisjon for fisk <15cm med gjennomsnittsverdien 3.7 til 3.4 for fisk  $\geq 30$ cm (Figur 11 A). I motsetning, hadde ørret i Sagelvatn en økning fra <15cm med gjennomsnittsverdien 3.0 til 3.2 for ørret  $\geq 30$ cm i trofisk posisjon (Figur 11 A). For Røye i Takvatn var det variasjon i trofisk posisjon mellom de ulike lengdegruppene, men det er ikke noe markant økning eller nedgang mellom de ulike lengdegruppene (Figur 11 B). Ørreten i Takvatn viste en markant økning i trofisk posisjon fra individer mellom 25-29.9cm i gjennomsnitt ( $\pm$ SD) med 2.7 til 3.2 for individer  $\geq 30$ cm (Figur 11B).



Figur 11: Trofisk posisjon med økende lengde hos ørret (blå) og røye (rød) ( $\pm$  SD) i Sagelvatn (figur A) og Takvatn (figur B). Se vedlegg for antall individer (n) i Sagelvatn (vedlegg 13) og Takvatn (vedlegg 14).

Ved bruk av SIAR modellen i Sagelvvatn (Figur 12 A) og Takvatn (Figur 12 B) ser man at ørreten går gradvis over til en høyere andel av stingsild i sin diett. Littorale bunndyr var den viktigste næringsgruppen for alle lengdegrupper av ørret i Sagelvvatn og Takvatn med unntak av lengdegruppen  $\geq 30$ cm i Takvatn (Figur 12 B). Zooplankton utgjorde en liten andel av dietten hos alle lengdegruppene av ørret (Figur 12 A og B).



Figur 12: Dieltandel ( $\pm$  SD) av littorale bunndyr (mørkgrå diamant), zooplankton (lysgrå firkant) og stingsild (grønn trekant) hos ulike lengdegrupper av ørret i Sagelvvatn (Figur A) og Takvatn (Figur B). Utregnet ved hjelp av SIAR modellen. Se vedlegg for antall individer (n) i Sagelvvatn (vedlegg 13) og Takvatn (vedlegg 14).

## 5. Diskusjon

Ved bruk av tradisjonelle fangstdata, diettanalyser og stabile isotopanalyser ble det i denne studien bekreftet ressursdeling i diett og habitat, og en endring i nisjen med økende lengde hos ørret og røye i Sagelvatn og Takvatn. I begge innsjøene var ørreten primært i littoralsonen hvor de beitet littorale næringsemner. Røya brukte i større grad alle de ulike habitatene. Primærdietten til røye bestod av zooplankton og profundale næringsemner i Sagelvatn, mens i Takvatn benyttet de seg også av de littorale næringsemnene. Andelen ørret som var fiskespisere økte med økende lengde, mens dette mønsteret ikke ble funnet hos røye. Andelen fiskespisere var høyere for ørret sammenlignet med røye og ørreten så også ut til å kunne ta større byttefisk sammenlignet med røye.

Ørreten hadde et littoralt habitatvalg i begge vann og dette samsvarer med tidligere undersøkelser i andre innsjøer (Nilsson 1963; Hegge m.fl. 1989; Langeland m.fl. 1991). I motsetning utnyttet røya alle hovedhabitatene, men det var ikke som forventet at den største tettheten av røye skulle bli påvist i littoralen i Sagelvatn. Siden materialet til denne studien hovedsaklig ble innsamlet i august, gir CPUE bare et øyeblikksbilde av fiskens totale habitatvalg. Siktedypet var noe lavere i Sagelvatn (9m) sammenlignet med Takvatn (10.5m), Langeland m.fl. (1991) viste at habitatsegregering kan påvirkes av siktedyp, og et lavere siktedyp kan bidra til en høyere tetthet av røye i littoralen. Temperatur er en abiotisk faktor som har vist seg å påvirke segregeringen i ulike habitat hos ørret og røye (Langeland m.fl. 1991; Larsson 2005). I Takvatn var det sterk vind og lav lufttemperatur da temperaturmålingene i innsjøen ble målt i august, det er dermed vanskelig å trekke noen konklusjoner om temperatur og dens effekt på segregeringen av røye i de to innsjøene. I Sagelvatn var zooplanktontettheten mer enn dobbelt så høy sammenlignet med i Takvatn i august 2010 (Skoglund 2011). Hindar & Jonsson (1982) og Bjørn & Sandlund (1995) har vist i tidligere undersøkelser at habitatsegregeringen kan opphøre i tider på året på grunn av rikelig næringstilgang av enkelte byttedyrgrupper. Høy zooplankton tetthet kan ha ført til populasjons spesialisering i diett hos røye i denne perioden.

I profundalen i Takvatn ble kun de minste røyene funnet og med økende lengde går de over til pelagialen, mens de største individene kun ble funnet i littoralen. På begynnelsen av 1980-tallet var det en sterk overbefolket bestand av røye i Takvatn (Amundsen 1989). De eldre røyene stod i littoralsonen, mens den yngste delen av bestanden (parr) stod profundalt, og



de umodne preadulte pelagialt, samtidig som det var svært lave tettheter av ørret (Amundsen 1989). Klemetsen m.fl. (1989) mente at denne intraspesifikke habitatsegregeringen var knyttet til konkurranse om plass og næringsressurser, men også mulig predasjon. Da tettheten av røye ble betydelig redusert under uttynningsfiske, ble også konkurransen om plass og næringsressurser redusert. Etter uttynningsfiske ble det en økning i tetthet av ørret i littoralen og det er trolig predasjons risikoen fra stor ørret og røye som skaper habitatsegregeringen med små røye i profundal sona i denne studien. Den samme segregeringen i ulike habitat i forhold til lengde ser vi i mindre grad hos røya i Sagelvatn, selv om tettheten av røye var høyere her. Dette kommer trolig av en høyere zooplanktontetthet i Sagelvatn. Det var en sterkere intraspesifikk habitatsegregering i Takvatn sammenlignet med Sagelvatn og den ser primært ut til å være knyttet til risikoen for predasjon fra stor ørret og røye.

Diett i forhold til hvilket habitat fisken ble fanget i, viste at røye fanget i littoralen beitet i større grad littorale næringsemner i Takvatn sammenlignet med Sagelvatn. Røye i Sagelvatn beitet zooplankton i større grad i littoralen og pelagialen sammenlignet med Takvatn. Zooplankton var uansett det viktigste næringsdyret for røye i begge innsjøene, med unntak av i profundalen i Sagelvatn, hvor de i stor grad spiste fjæremygglarver. Knudsen m.fl. (2010) undersøkte røye i sympatri med lake (*Lota lota*). De fant ut at røye inkluderte langt mer bunndyr i dietten når lake ikke var tilstede eller ved lave tettheter av lake. I motsetning bestod dietten til røye i større grad av zooplankton ved høye tettheter av lake som beiter mye på bunndyr. Det samme mønsteret ser vi trolig i Sagelvatn hvor fisketettheten av bunndyrspisende ørret var høyere i motsetning til Takvatn. Karlsson & Byström (2005) undersøkte en rekke innsjøer i Nord-Sverige og mente at littoralen var det mest energigunstige næringshabitatet for røye. På grunn av høy tetthet av ørret vil røye trolig bli presset til å beite zooplankton i langt større grad i Sagelvatn sammenlignet med i Takvatn. Dette kan igjen ha bidratt til at røye i Sagelvatn hadde lavere vekst sammenlignet med i Takvatn fordi de beiter i større grad på små byttedyr som zooplankton som gir relativt lav energi gevinst.

Dietten hos røye hadde som forventet en høyere andel zooplankton sammenlignet med ørret i alle lengdegruppene i begge vann. Dette sammenfaller med resultatene fra tidligere studier av ressursbruk hos røye i sympatri med ørret, som har vist at zooplankton er de

viktigste byttedyrene for røye (Nilsson 1963; Hegge m.fl. 1989; Langeland m.fl. 1991). Samtidig er det også blitt vist at røye er en mer effektiv zooplanktonpredator enn ørret (Nilsson & Pejler 1973). Jansen m. fl. (2002) fant gjennom et laboratorieforsøk støtte for at nisjesegregeringen mellom røye og ørret hovedsaklig skyldes selektiv segregering. Røye som ble fôret med daphnier og marflo valgte små pelagiske daphnier fremfor de større bentiske marfloene. Nisjesegregering mellom ørret og røye har blitt sett på som interaktiv segregering der ørreten okkuperer de grunne områdene, mens røye blir henvist til de profundale eller pelagiske delene av innsjøen (Nilsson 1963; Langeland m.fl. 1991; L'Abée-Lund m.fl. 1993). Dersom selektiv segregering er hovedmekanismen bak segregering mellom røye og ørret i sympatri vil det ikke være konkurransen mellom artene. Nilsson (1963) viste at allopatriske populasjoner av ørret og røye hadde en lik diett primært bestående av bentiske makroinvertebrater. Hvis man sammenligner dette med funnene i Sagelvvatn hvor det er høy fisketetthet og en diett bestående primært av zooplankton hos røye, konkluderes det med i denne studien at nisjesegregeringen mellom ørreten og røye er et resultat av interaktiv segregering i denne undersøkelsen.

Selv om zooplankton utgjorde høyest andel for alle lengdegruppene var det i både Sagelvvatn og Takvatn en stor andel fjæremygglarver i dietten hos røye i de to minste lengdegruppene. For røye >20cm utgjorde andelen fjæremygglarver i begge innsjøer en lav andel av dietten av dietten. Jonsson & Jonsson (2001) og Byström m.fl (2004) kom frem til at i innsjøer hvor zooplankton gir best energiutbytte per tidsenhet, kan juvenile røyer skifte diett fra små bentiske makroinvertebrater til pelagisk zooplankton ved en størrelse som minsker individets sannsynlighet for å bli predatert. I pelagialen er det tilstrekkelig med lys og ingen muligheter til å gjemme seg for en predator, mens profundalen har lite lys og dermed bedre muligheter for å gjemme seg. Endringen hos røye fra profundale næringsemner til pelagiske næringsemner er antagelig ikke for å beite større byttedyr, og kan være knyttet til høyere energiinntak per tidsenhet (Hindar & Jonsson 1982). Overgangen fra fjæremygglarver til andre byttedyr som zooplankton ved økende lengde kan dermed være en kombinasjon av predasjonsrisiko og byttedyr tilgjengelighet.

Andelen fiskespisende røye over 20 cm i Sagelvvatn og Takvatn (henholdsvis 2.3% og 1.8%) var relativt lav i de tre periodene innsamlingen ble gjennomført. Amundsen (1994) undersøkte fiskespising hos røye større enn 20 cm i Takvatn, og fant ut at kannibalisme

utgjorde 5% og ytterligere 9 % hadde spist stingsild. Disse dataene er fra Takvatn under og etter uttynningsfiske, hvor svært få individer var over 20 cm, og det var en langt høyere tetthet av tilgjengelig byttfisk sammenlignet med situasjonen i dag (Persson m.fl. 2007). For fisk over 20 cm var andelen fiskespisende ørret som forventet høyere sammenlignet med røye (henholdsvis 7.5% og 15.2% i Sagelvvatn og Takvatn hos ørret), og viser dermed at høyere andel av ørret enn røye går over på en fiskediett. Dette har en sammenheng mellom artens tilpasning evne til fiskespising (L'Abée-Lund m.fl. 1992).

Det ble det funnet en sammenheng mellom økende lengde og andelen fiskespisere hos ørret, men ikke hos røye. Andelen fisk i dietten hos ørreten oversteg aldri 50 %, med unntak av ørret over 30 cm fanget i august i Takvatn. Flere studier viser at fisk er primærdietten til ørret over 30 cm (Jonsson m.fl. 1999; Grey 2001; Hyvärinen & Huusko 2006), men det kan være store forskjeller mellom ulike innsjøer (L'Abée-Lund m.fl. 1992; Jensen m.fl. 2008). Stingsild var det dominerende byttet for fiskespisende ørret og røye i begge vann. Innslaget av stingsild i ørretdietten økte med økende lengde hos ørret og dette har blant annet blitt vist tidligere av Faafeng m.fl. (1995). I den største lengdegruppen av ørret ble det funnet 5% som hadde beitet på røye. En potensiell forklaring på den lave prosentandelen er at røya oppholder seg i profundalen til den når en størrelse som betraktelig minsker sannsynligheten for å bli predatert (Klemetsen m.fl. 1989; Langeland m.fl. 1991). For røye >20cm var det få som hadde spist fjæremygglarver, samtidig som ingen røyer >20cm var blitt spist av ørret. Dette er ytterligere indikasjoner på at røya prøver å begrense seg til et habitat til den når en størrelse som minsker sannsynligheten for predasjon. Andelen fiskespisende røye viste ikke noen signifikant økning med økende lengde, og det ble kun observert stingsild i dietten. Kannibalisme er registrert i en rekke røyepopulasjoner (L'Abée-Lund m.fl. 1992; Svenning & Borgstrøm 1995), inkludert også tidligere studier i Takvatn (Amundsen 1994). I røyepopulasjonene i dette studiet ble det ikke observert kannibalisme. Hammar (2000) foreslo at nedgang i byttedyrtetthet og dårlig vekst hos juvenile røyer i sammenheng med fitnessselementer som favoriserer stor kroppstørrelse var en av hovedmekanismene for at kannibalisme oppstår. Hammar (2000) sine data samsvarer med situasjonen man hadde i Takvatnet under uttynningsfiske og skiller seg fra situasjonen som er i Takvatn i denne studien hvor røye har bedre vekst og det er en lavere tetthet av røye.

Størrelse kan være en viktig faktor for ørreten når den skal gå over til røye som potensiell byttfisk (L'Abée-Lund m.fl. 1992). Den positive korrelasjonen mellom byttfisklengde og lengden hos fiskespisende ørret som ble funnet i denne studien er beskrevet flere ganger hos ørret og røye (L'Abée-Lund m.fl. 1992; Malmquist m.fl. 1992; Mittelbach & Persson 1998). Det ble ikke funnet en slik positiv korrelasjon hos røye. Årsaken til dette kan være et forsøk fra røye på å maksimere energinntaket per tidsenhet ved å velge den arten med høyest byttfisktetthet. Korrelasjonen mellom byttfisklengde og lengden hos fiskespisende ørret hadde derimot lav forklaringsverdi. Årsaken til dette var at også stor ørret i stor grad prefererte stingsild, samt relativt få observasjoner.

Ved høye andeler av tomme mager og store sesongvariasjoner kan det være gunstig å komplementere slike studier med analyser av stabile isotoper. De gjennomsnittlige verdiene av  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$  viste et godt sammendrag av hvordan artene er beskrevet i litteraturen i sympatri, med ørreten som en littoral predator (høy  $\delta^{13}\text{C}$ -verdi) og røye som en pelagial/profundal predator (lav  $\delta^{13}\text{C}$ -verdi) (Nilsson 1963). Selv om gjennomsnittene kan gi en indikasjon på ressursdeling mellom røye- og ørretpopulasjonens diett, vil den ikke kunne belyse eventuelle ontogenetiske nisjeskift hos ørret og røye. I størrelsesstrukturerte populasjoner og spesielt blant fisk blir  $\delta^{13}\text{C}$  og  $\delta^{15}\text{N}$  signaturer i økende grad brukt for å beskrive næringshabitat, diett og trofisk posisjon (Vander Zanden & Rasmussen 1999; Post 2002; Paradis m.fl. 2008; Eloranta m.fl. 2011). I Sagelvvatn og Takvatn indikerer  $\delta^{13}\text{C}$  verdiene til ørret at de får en høy andel av sin diett fra littorale næringsemner. En slik littoral nisje støttes av en kombinasjon av bruk av isotopdata gjennom både gjennomsnittsverdier og individuelle verdier, SIAR modellen og andelen littorale næringsemner funnet i mageanalysene. For røye i Sagelvvatn ble det derimot observert en signifikant nedgang i  $\delta^{13}\text{C}$  verdiene med økende lengde. Zooplankton har lavere  $\delta^{13}\text{C}$  verdier enn profundale byttedyr, og dette reflekterer trolig at de minste røyene beiter profundale næringsemner, men med økende lengde går de over til pelagiske næringsemner som zooplankton. Dette blir også støttet av diettanalysen hos røya som viser høy grad av zooplanktonbeiting. Hos røye i Takvatn viser  $\delta^{13}\text{C}$  verdiene en økning med økende lengde likt som hos ørret i Takvatn og Sagelvvatn, men  $\delta^{13}\text{C}$  verdiene øker mer for røye. Dette støttes av mageanalyser som viser at ved økende lengde så går røya fra å spise profundale næringsemner til zooplankton for deretter å gå over til mer littorale næringsemner.  $\delta^{13}\text{C}$  verdiene ser ut til å gjenspeile

mageanalysene i stor grad for begge artene, de kan derfor bidra til å avdekke diett hos fisk med tomme mager samt sesong dynamikk i dietten.

Hos ørret og røye i Takvatn og ørret i Sagelvatn økte  $\delta^{15}\text{N}$  verdiene signifikant med økende lengde, selv om den individuelle variasjonen var relativ høy. Denne variasjonen kan forklares med at det er forskjeller i bentiske, littorale og profundale næringsemner sin signatur, og at det kan forekomme en individuell spesialisering hos fisk på disse. Hos ørret i Sagelvatn og Takvatn hadde individer i den lengste lengdegruppen (>30cm) høyest  $\delta^{15}\text{N}$  signaturer, sammenlignet med individer i de mindre lengdegruppene. Trofisk posisjon beregnet ut i fra de stabile isotopene hos ørret, hadde en markant økning fra fisk mellom 25-29.9 cm til fisk >30 cm. Dette støttes også av diettanalyser og SIAR modellen som viser at ved økende lengde endrer ørreten gradvis over til en høyere andel av fisk i sin diett. Røye i Sagelvatn hadde derimot en nedgang i trofisk posisjon og  $\delta^{15}\text{N}$  verdier ved økende lengde. Årsaken til dette kan være at ved økende lengde går individene over fra profundale næringsemner til zooplankton. Årsaken til dette er at de profundale næringsemner i Sagelvatn, og til en viss grad i Takvatn er nedbrytere av dødt organisk materiale av arter fra alle trofisk nivå. De vil derfor ha en  $\delta^{15}\text{N}$  verdi som er høyere enn det som er rimelig å anta. Dette bidrar til å gi røya en høyere trofisk posisjon sammenlignet med det diettanalysene viser. Trofisk posisjon øker generelt med økende kroppsstørrelse i ett næringsnett selv om det finnes unntak (Layman m.fl. 2005). Trofisk posisjon hos ørret i Sagelvatn og Takvatn som ble funnet i denne studien er lavere enn hva Grey m. fl. (2002) og Jensen m. fl. (2009) fant i sine studier. Noe av årsaken til dette var at Grey m. fl. (2002) og Jensen m. fl. (2009) hadde en langt tydeligere overgang til en ren fiskediett hos ørret. Hos ørret i Sagelvatn og Takvatn gjenspeiler trofisk posisjon ørretens diett, mens for røye som beiter mye på profundale næringsemner gir trofisk posisjon et noe misvisende resultat.

Dette er et av de første forsøkene på å bruke SIAR modellen til å demonstrere ontogenetisk nisjeskift hos ørret. Jensen m. fl. (2009) brukte SIAR modellen i Fyresvatnet i Sør-Norge for å kartlegge ontogenetiske diettskift hos ørret. I de tilfeller ørret gjennomgår ontogenetiske diettskift, er det vanskelig å bestemme hvilke næringsemner man skal inkludere i modellen ettersom næringsemnene endrer seg gjennom levetiden (Post 2002). SIAR modellen ser ut til å overestimere diettandelen av stingsild i de to minste lengdegruppene hvis man sammenligner med diettanalysene. Årsaken til dette ligger mest sannsynlig i næringsemnene

som ble brukt. I denne undersøkelsen ble alle ulike byttedyr som ble funnet i felt inkludert i modellen, med unntak av profundale næringsemner og røye ettersom ørreten spiser disse byttedyrene i svært liten grad. Tibbets m.fl. (2008) og Chételat m.fl. (2008) har vist at det er en økning i  $\delta^{15}\text{N}$  signaturer fra eks. larve til puppe hos insekter. Dette får betydning for individer som spiser en stor andel overflateinsekter og fjæremyggpupper ved at de får en høyere  $\delta^{15}\text{N}$  signatur enn det man skulle forvente ut ifra næringsemnene som ble brukt i modellen. Uavhengig av disse problemene, viser SIAR modellen et diettskifte hos ørret fra littorale bunndyr til en nær stingsild dominert diett ved økende ørretlengde i begge innsjøene. Et problem med modellen for disse innsjøene er at den ikke klarer å skille de stabile isotopsignalene til profundale næringsemner og stingsild. SIAR modellen ble prøvd hos røye, men gav liten informasjon og lav forklaringsverdi. Årsaken til dette var at røya beiter på profundale næringsemner, pelagiske næringsemner, littorale næringsemner og stingsild. Når alle disse næringsemnene ble puttet inn i modellen vil SIAR modellen overestimere diettandelen av stingsild i de minste lengdegruppene og overestimere profundale næringsemner i de lengste lengdegruppene. Hos ørret ser SIAR modellen til å fungere til å beskrive ontogenetiske diettskift, men ikke for røye.

For å oppsummere ble det påvist ressursdeling i habitat og diett mellom ørret og røye i begge innsjøene. Ørreten sin diett var i stor grad basert på littorale næringsdyr, mens røya baserte seg mer på pelagiske og profundale næringsdyr. Ørreten endret sin diett med økende lengde mot en diettspesialisering på fisk i både Sagelvvatn og Takvatn, dette var tydeligst i Takvatn. Det var en sterkere intraspesifikk habitatsegregering hos røye i Takvatn sammenlignet med Sagelvvatn og den var primært knyttet til risikoen for predasjon fra ørret. De minste røyene i Sagelvvatn spiste primært fjæremygglarver, mens ved økende lengde gikk de over til pelagisk dyreplankton. Det samme mønsteret ser vi hos røye i Takvatn, men de stabile isotopene gir indikasjon på at profundale fjæremygg er mindre viktig i dietten til de minste røyene og at overgang fra pelagiske næringsemner til littorale næringsemner ved økende størrelse er langt mer vanlig. Denne undersøkelsen viser at stabile isotoper og SIAR modellen kan bidra til å kartlegge eventuelle nisjeskift, men samtidig kan de også gi et usikkert og misvisende resultat. Det er derfor viktig for videre undersøkelser å gjøre større innsamlinger av potensielle byttedyr over en lengre periode for å få estimert endringen fra eks. larve til puppe.

## 6. Referanser:

. "Norges Geologiske Undersøkelser 2011." [www.ngu.no](http://www.ngu.no).

Amundsen, P.-A. (1989). "Effects of intensive fishing on food consumption and growth of stunted Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.) in Takvatn, northern Norway." Physiology and Ecology Japan, Special Volum 1: 265-278.

Amundsen, P.-A. (1994). "Piscivory and cannibalism in Arctic charr." Journal of Fish Biology **45**: 181-189.

Amundsen, P.-A. (1995). "Feeding strategy of Arctic charr (*Salvelinus alpinus*): General opportunist, but individual specialist." Nordic Journal of Freshwater Research **71**: 150-156.

Amundsen, P.-A., H. M. Gabler & F. J. Staldvik (1996). "A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data—modification of the Costello (1990) method." Journal of Fish Biology **48**: 607-614.

Bjørn, B. & O. T. Sandlund (1995). "Differences in morphology and ecology within a stunted Arctic char population." Nordic Journal of Freshwater Research **71**: 163-172.

Buchheister, A. & R. J. Latour (2010). "Turnover and fractionation of carbon and nitrogen stable isotopes in tissues of a migratory coastal predator, summer flounder (*Paralichthys dentatus*)." Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **67**: 445-461.

Byström, P., J. Andersson, L. Persson & A. M. De Roos (2004). "Size-dependent resource limitation and foraging-predation risk trade-offs: growth and habitat use in young arctic char." Oikos **104**: 109-121.

Bøhn, T., P.-A. Amundsen & A. Sparrow (2008). "Competitive exclusion after invasion?" Biological Invasions **10**: 359-368.

Chételat, J., M. Amyot, L. Cloutier & A. Poulain (2008). "Metamorphosis in chironomids, more than mercury supply, controls methylmercury transfer to fish in high Arctic lakes." Environmental Science & Technology **42**: 9110-9115.

Crawley, M. J. & J. R. Krebs (1992). Foraging theory. Oxford, Oxford university press.

Dahl-Hansen, G., I. E. Dahl-Hansen & R. Romstad (2010). Tiltaksorientert overvåking av ferskvannsfremkomster i Troms. Akvaplan-Niva: 1-49.

Eloranta, A. P., A. Siwertsson, R. Knudsen & P.-A. Amundsen (2011). "Dietary plasticity of Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) facilitates coexistence with competitively superior European whitefish (*Coregonus lavaretus*)." Ecology of Freshwater Fish **20**: 558-568.

Faafeng, B., Å. Brabrand, M. Mjelde & S. J. Saltveit (1995). Nåsvatn i Eide kommune. Vannkvalitet, vannvegetasjon og fisk. Niva Rapport **3349**: 1-75.

Finstad, A. G., T. Forseth, B. Jonsson, E. Bellier, T. Hesthagen, A. J. Jensen, D. O. Hessen & A. Foldvik (2011). "Competitive exclusion along climate gradients: energy efficiency influences the distribution of two salmonid fishes." Global Change Biology **17**: 1703-1711.

Focken, U. & K. Becker (1998). "Metabolic fractionation of stable carbon isotopes: implications of different proximate compositions for studies of the aquatic food webs using  $\delta^{13}\text{C}$  data." Oecologia **115**: 337-343.

Forseth, T. & B. Jonsson (1994). "The growth and food ration of piscivorous brown trout (*Salmo trutta*)." Functional Ecology **8**: 171-177.

Forseth, T., O. Ugedal & B. Jonsson (1994). "The energy budget, niche shift, reproduction and growth in a population of Arctic charr, *Salvelinus alpinus*." Journal of Animal Ecology **63**: 116-126.

Forseth, T., O. Ugedal, B. Jonsson & I. A. Fleming (2003). "Selection on Arctic charr generated by competition from brown trout." Oikos **101**: 467-478.

Fraser, D. F. & R. D. Cerri (1982). "Experimental evaluation of predator-prey relationships in a patchy environment: consequences for habitat use patterns in minnows." Ecology **63**: 307-313.

Garman, C. G. & L. A. Nielson (1982). "Piscivory by stocked brown trout (*Salmo trutta*) and Its Impact on the nongame fish community of bottom creek, Virginia." Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **39**: 862-869.

Garnås, E., O. Hegge, B. Kristensen, T. Næsje, T. Qvenild, J. Skurdal, B. Veie-Rosvoll, B. Dervo, Fjeldseth & T. Taugbøl (1997). Forslag til forvaltningsplan for storørret. Utredning for DN **2**: 1-44.

Grey, J. (2001). "Ontogeny and dietary specialization in brown trout (*Salmo trutta* L.) from Loch Ness, Scotland, examined using stable isotopes of carbon and nitrogen." Ecology of Freshwater Fish **10**: 168-176.

Grey, J., S. J. Thackeray, R. I. Jones & A. Shine (2002). "Ferox Trout (*Salmo trutta*) as 'Russian dolls': complementary gut content and stable isotope analyses of the Loch Ness foodweb." Freshwater Biology **47**: 1235-1243.



Hammar, J. (2000). "Cannibals and parasites: conflicting regulators of bimodality in high latitude Arctic char, *Salvelinus alpinus*." Oikos **88**: 33-47.

Hegge, O., B. K. Dervo, J. Skurdal & D. O. Hessen (1989). "Habitat utilization by sympatric arctic charr *Salvelinus alpinus* L. and brown trout *Salmo trutta* L. in lake Atnsjø, south-east Norway." Freshwater Biology **22**: 143-152.

Hindar, K. & B. Jonsson (1982). "Habitat and food segregation of dwarf and normal Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) from Vangsvatnet lake, western Norway." Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **39**: 1030-1045.

Hyvärinen, P. & A. Huusko (2006). "Diet of brown trout in relation to variation in abundance and size of pelagic fish prey." Journal of Fish Biology **68**: 87-98.

Jansen, P., A. Finstad & A. Langeland (2002). "The relevance of individual size to management of Arctic charr (*Salvelinus Alpinus*) populations." Environmental Biology of Fishes **64**: 313-320.

Jansen, P. A., H. Slettvold, A. G. Finstad & A. Langeland (2002). "Niche segregation between Arctic char (*Salvelinus alpinus*) and brown trout (*Salmo trutta*): an experimental study of mechanisms." Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **59**: 6-11.

Jardine, T. D., S. A. McGeachy, C. M. Paton, M. Savoie & R. A. Cunjak (2003). "Stable isotopes in aquatic systems: sample preparation, analysis, and interpretation " Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences **2656**: 1-39.

Jensen, H. (2009). Ecological factors affecting piscivory of brown trout (*Salmo trutta* L.) in northern lakes. A dissertatio for the degree of Philosphiae Doctor. Tromsø, University of Tromsø.

Jensen, H., K. K. Kahilainen, P.-A. Amundsen, K. Ø. Gjelland, A. Tuomaala, T. Malinen & T. Bøhn (2008). "Predation by brown trout (*Salmo trutta*) along a diversifying prey community gradient." Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **65**: 1831-1841.

Jonsson, B. (1989). "Life history and habitat use of Norwegian brown trout (*Salmo trutta*)." Freshwater Biology **21**: 71-86.

Jonsson, B. & N. Jonsson (2001). "Polymorphism and speciation in Arctic charr." Journal of Fish Biology **58**: 605-638.

Jonsson, B., N. Jonsson, K. Hindar, T. Northcote & S. Engen (2008). "Asymmetric competition drives lake use of coexisting salmonids." Oecologia **157**: 553-560.

Jonsson, N., T. F. Næsje, B. Jonsson, R. Saksgård & O. T. Sandlund (1999). "The influence of piscivory on life history traits of brown trout." Journal of Fish Biology **55**: 1129-1141.

Kahilainen, K. & H. Lehtonen (2001). "Resource use of native and stocked brown trout, *Salmo trutta* L., in a subarctic lake." Fish. Mgmt. Ecol. **8**: 83-94.

Karlsson, J. & P. Byström (2005). "Littoral energy mobilization dominates energy supply for top consumers in subarctic lakes." Limnology and Oceanography **50**: 538-543.

Kiljunen, M., J. Grey, T. Sinisalo, C. Harrod, H. Immonen & R. I. Jones (2006). "A revised model for lipid-normalizing  $\delta^{13}\text{C}$  values from aquatic organisms, with implications for isotope mixing models." Journal of Applied Ecology **43**: 1213-1222.

Klemetsen, A., P.-A. Amundsen, H. Muladal, S. Rubach & J. I. Solbakken (1989). "Habitat shift in a dense, resident Arctic charr *Salvelinus alpinus* population." Physiology and Ecology Japan Special Volum 1: 187-200.

Klemetsen, A., P. A. Amundsen, J. B. Dempson, B. Jonsson, N. Jonsson, M. F. O'Connell & E. Mortensen (2003). "Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories." Ecology of Freshwater Fish **12**: 1-59.

Knudsen, R., P.-A. Amundsen & A. Klemetsen (2010). "Arctic charr in sympatry with burbot: ecological and evolutionary consequences." Hydrobiologia **650**: 43-54.

L'Abée-Lund, J. H., A. Langeland, B. Jonsson & O. Ugedal (1993). "Spatial segregation by age and size in Arctic charr: a trade-off between feeding possibility and risk of predation." Journal of Animal Ecology **62**: 160-168.

L'Abée-Lund, J. H., A. Langeland & H. Sægvog (1992). "Piscivory by brown trout *Salmo trutta* (L.) and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.) in Norwegian Lakes." Journal of Fish Biology **41**: 91-101.

Langeland, A., J. H. L'Abée-Lund, B. Jonsson & N. Jonsson (1991). "Resource partitioning and niche shift in Arctic charr *Salvelinus alpinus* and brown trout *Salmo trutta*." Journal of Animal Ecology **60**: 895-912.

Larsson, S. (2005). "Thermal preference of Arctic charr, *Salvelinus alpinus*, and brown trout, *Salmo trutta*; – implications for their niche segregation." Environmental Biology of Fishes **73**: 89-96.

Layman, C. A., K. O. Winemiller, D. A. Arrington & D. B. Jepsen (2005). "Body size and trophic position in a diverse tropical food web." Ecology **86**: 2530-2535.

Lima, S. L. (1998). "Nonlethal effects in the ecology of predator-prey interactions." BioScience **48**: 25-34.

Logan, J. M., T. D. Jardine, T. J. Miller, S. E. Bunn, R. A. Cunjak & M. E. Lutcavage (2008). "Lipid corrections in carbon and nitrogen stable isotope analyses: comparison of chemical extraction and modelling methods." Journal of Animal Ecology **77**: 838-846.

Malmquist, H. J., S. S. Snorrason, S. Skúlason, B. Jonsson, O. T. Sandlund & P. M. Jonasson (1992). "Diet differentiation in polymorphic Arctic charr in Thingvallavatn, Iceland." Journal of Animal Ecology **61**: 21-35.

McCann, K. S., J. B. Rasmussen & J. Umbanhowar (2005). "The dynamics of spatially coupled food webs." Ecology Letters **8**: 513-523.

McCutchan, J. H., W. M. Lewis, C. Kendall & C. C. McGrath (2003). "Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen, and sulfur." Oikos **102**: 378-390.

Mittelbach, G. G. (1981). "Foraging efficiency and body size: a study of optimal diet and habitat use by bluegills." Ecology **62**: 1370-1386.

Mittelbach, G. G. & L. Persson (1998). "The ontogeny of piscivory and its ecological consequences." Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences **55**: 1454-1465.

Nilsson, N.-A. (1963). "Interaction between Trout and Char in Scandinavia." Transactions of the American Fisheries Society **92**: 276 - 285.

Nilsson, N. A. (1967). Interactive segregation between fish species. The biological basis of freshwater fish production. S. D. Gerking. Oxford, Blackwell's: 296-313.

Nilsson, N. A. & B. Pejler (1973). "On the relation between fish fauna and zooplankton composition in North Swedish lakes." Report of the Institute of Freshwater Research, Drottningholm **53**: 51-77.

Olson, M. H. (1996). "Predator-prey interactions in size-structured fish communities: implications of prey growth." Oecologia **108**: 757-763.

Paradis, Y., A. Bertolo & P. Magnan (2008). "What do the empty stomachs of northern pike (*Esox lucius*) reveal? Insights from carbon ( $\delta^{13}\text{C}$ ) and nitrogen ( $\delta^{15}\text{N}$ ) stable isotopes." Environmental Biology of Fishes **83**: 441-448.

Parnell, A. & A. Jackson (2011). "Stable isotope analysis in R. <http://cran.r-project.org/web/packages/siar/siar.pdf>."

Persson, L., P.-A. Amundsen, A. M. De Roos, A. Klemetsen, R. Knudsen & R. Primicerio (2007). "Culling prey promotes predator recovery--alternative states in a whole-lake experiment." Science **316**: 1743-1746.

Peterson, B. J. & B. Fry (1987). "Stable Isotopes in ecosystem studies." Annual Review of Ecology and Systematics **18**: 293-320.

Post, D. M. (2002). "Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions." Ecology **83**: 703-718.

Primicerio, R. & A. Klemetsen (1999). "Zooplankton seasonal dynamics in the neighbouring lakes Takvatn and Lombola (Northern Norway)." Hydrobiologia **411**: 19-29.

Sandlund, O., J. Museth, T. Næsje, S. Rognerud, R. Saksgård, T. Hesthagen & R. Borgstrøm (2010). "Habitat use and diet of sympatric Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) and whitefish (*Coregonus lavaretus*) in five lakes in southern Norway: not only interspecific population dominance?" Hydrobiologia **650**: 27-41.

Sandlund, O. T. & T. F. Næsje (1992). Storørretens betydning i økosystemet. s. 88-96 i: *Nordisk seminar om forvaltning av storørret*. R. Borgstrøm & L. P. Hansen. DN-rapport. **4**: 88-96.

Schindler, D. E. & M. D. Scheuerell (2002). "Habitat coupling in lake ecosystems." Oikos **98**: 177-189.

Schoener, T. W. (1970). "Nonsynchronous spatial overlap of lizards in patchy habitats." Ecology **51**: 408-418.

Schoener, T. W. (1974). "Competition and the form of habitat shift." Theoretical Population Biology **6**: 265-307.

Schoener, T. W. (1974). "Resource partitioning in ecological communities." Science **185**: 27-39.

Skoglund, S. Ø. (2011). Selektiv predasjon hos planktonbeitende røye (*Salvelinus alpinus*) i fem nordnorske innsjøer. Bacheloroppgave i ferskvannøkologi. Tromsø, Universitetet i Tromsø.

Smith, T. B. & S. Skulason (1996). "Evolutionary significance of resource polymorphisms in fishes, amphibians, and birds." Annual Review of Ecology and Systematics **27**: 111-133.

Svenning, M.-A. & R. Borgstrøm (1995). "Population structure in landlocked Spitsbergen Arctic charr. Sustained by cannibalism?" Nordic Journal of Freshwater Research **71**: 424-431.

Sweeting, C. J., J. Barry, C. Barnes, N. V. C. Polunin & S. Jennings (2007). "Effects of body size and environment on diet-tissue  $\delta^{15}\text{N}$  fractionation in fishes." Journal of Experimental Marine Biology and Ecology **340**: 1-10.

Thompson, D. R., R. A. Phillips, F. M. Stewart & S. Waldron (2000). "Low  $\delta^{13}\text{C}$  signatures in pelagic seabirds: lipid ingestion as a potential source of  $^{13}\text{C}$ -depleted carbon in the Procellariiformes." Marine Ecology Progress Series **208**: 265-271.

Tibbets, T. M., L. A. Wheelless & C. M. Del Rio (2008). "Isotopic enrichment without change in diet: an ontogenetic shift in  $\delta^{15}\text{N}$  during insect metamorphosis." Functional Ecology **22**: 109-113.

Turesson, H., A. Persson & C. Brönmark (2002). "Prey size selection in piscivorous pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) includes active prey choice." Ecology of Freshwater Fish **11**: 223-233.

Vander Zanden, M. J. & J. B. Rasmussen (1999). "Primary Consumer  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  and the Trophic Position of Aquatic Consumers." Ecology **80**: 1395-1404.

Vander Zanden, M. J. & Y. Vadeboncoeur (2002). "Fishes as integrators of benthic and pelagic food webs in lakes." Ecology **83**: 2152-2161.

Wallace, R. K. (1981). "An assessment of diet-overlap Indexes." Transactions of the American Fisheries Society **110**: 72-76.

Werner, E. E. (1977). "Species packing and niche complementarity in three Sunfishes." The American Naturalist **111**: 553-578.

Werner, E. E. & D. J. Hall (1976). "Niche shifts in sunfishes: experimental evidence and significance." Science **191**: 404-406.

Werner, E. E. & D. J. Hall (1988). "Ontogenetic habitat shifts in Bluegill: the foraging rate-predation risk trade-off." Ecology **69**: 1352-1366.

Werner, E. E., G. G. Mittelbach, D. J. Hall & J. F. Gilliam (1983). "Experimental tests of optimal habitat use in fish: the role of relative habitat profitability." Ecology **64**: 1525-1539.

Wetzel, R. G. (2001). Limnology lakes and river ecosystems. San Diego, Academic Press, an imprint of elsevier.

## 7. Vedlegg:

Vedlegg 1: Antallet røyer og ørret fra Sagelvatn og Takvatn i juni og oktober med gjennomsnittslengde og -vekt. Antallet er fisk tatt i både oversiktsgarn og standardgarn, parenteser indikerer henholdsvis antall mageprøver og stabile isotopprøver. SD står for standardavvik for gjennomsnittsverdien, variasjon indikerer minimum og maksimum verdier observert.

Juni			Lengde (mm)		Vekt (g)	
Innsjø	Art	Antall (n)	Gjennomsnitt ± SD	Variasjon	Gjennomsnitt ± SD	Variasjon
Sagelvatn	Røye	30 (21;0)	202 ± 100	105-418	162 ± 236	9-832
	Ørret	52 (49;0)	250 ± 98	111-464	248 ± 268	16-1088
Takvatn	Røye	13 (13;0)	376 ± 39	312-423	673 ± 207	363-907
	Ørret	6 (4;0)	397 ± 85	283-510	792 ± 442	269-1465
Oktober			Lengde (mm)		Vekt (g)	
Innsjø	Art	Antall (n)	Gjennomsnitt ± SD	Variasjon	Gjennomsnitt ± SD	Variasjon
Sagelvatn	Røye	81 (79;0)	254 ± 58	102-359	192 ± 108	8-424
	Ørret	91 (90;0)	206 ± 82	98-406	145 ± 178	10-809
Takvatn	Røye	91 (90;0)	235 ± 69	93-560	161 ± 137	7-761
	Ørret	59 (58;0)	244 ± 104	102-565	264 ± 399	11-2336

Vedlegg 2: kategorisering av de ulike byttedyrgruppene inn i samlegrupper

Byttedyrgruppe	Samlegruppe	
<i>Bosmina</i> sp.	Zooplankton	
<i>Daphnia</i> sp.		
<i>Holopedium</i> sp.		
<i>Bythotrepes</i> sp.		
<i>Polyphemus</i> sp.		
Cyclopoide copepoder		
Calanoide copepoder		
Uidentifiserbare plankton		
Damsnegl ( <i>Lymnaeidae</i> )	Snegler og muslinger	
Skivesnegl ( <i>Planorbidae</i> )		
Gjellesnegl		
Ertemusling ( <i>Pisidium</i> sp.)		
Overflateinsekt	Overflateinsekt	
Fjæremygg pupper ( <i>Chironomidae</i> )	Fjæremygg puppe	
Fjæremygg larver ( <i>Chironomidae</i> )	Fjæremygg larve	
Vårflue puppe ( <i>Trichoptera</i> )	Andre littorale bunndyr	
Vårfluelarve m/hus ( <i>Trichoptera</i> )		
Vårfluelarve u/hus ( <i>Trichoptera</i> )		
Døgnflue larve ( <i>Ephemeroptera</i> )		
Steinfluelarver ( <i>Plecoptera</i> )		
Mudderfluelarver ( <i>Megaloptera</i> )		
Stankelbeinlarver ( <i>Tipulidae</i> )		
Vannbiller ( <i>Coleoptera</i> )		
Vannmidd ( <i>Hydracarina</i> )		
Marflo ( <i>Gammarus lacustris</i> )		
Linsekreps ( <i>Eurycercs</i> sp.)		
Muslingkreps ( <i>Ostracoda</i> )		
Gråsugge ( <i>Asellus aquaticus</i> )		
Uidentifiserbare insektlarver		
Fisk		Fisk
Uidentifiserbar rest		Annet
Annet		

**Vedlegg 3: Diett hos ørret og røye i forhold til ulike habitat oppgitt i volumprosent i Sagelvatn i august ( $\pm$  SE).**

Sagelvatn			
Habitat	Littoral	Profundal	Pelagialt
Predator	Røye n=43 ( $\pm$ SE)	Røye n=30 ( $\pm$ SE)	Røye n=35 ( $\pm$ SE)
Byttedyrgruppe			
<i>Bosmina</i> sp.	11.30 (1.01)	3.15 (0.86)	9.79 (0.89)
<i>Daphnia</i> sp.	76.30 (4.56)	16.37 (3.11)	85.81 (3.61)
<i>Holopedium</i> sp.	0.25 (0.04)	0	0
<i>Bythotrepes</i> sp.	0.93 (0.17)	2.44 (0.69)	2.42 (0.53)
<i>Polyphemus</i> sp.	0	0	0.21 (0.09)
Cyclopoide copepoder	0.12 (0.05)	0.16 (0.05)	0
Ertemusling ( <i>Pisidium</i> sp.)	1.54 (0.48)	2.91 (0.82)	0
Overflateinsekt	0	0.79 (0.33)	1.73 (0.71)
Fjæremyggpupper ( <i>Chironomidae</i> )	0.49 (0.13)	0.39 (0.14)	0
Fjæremygglarver ( <i>Chironomidae</i> )	7.53 (1.39)	60.27 (4.95)	0.07 (0.03)
Vårflue puppe ( <i>Trichoptera</i> )	0.31 (0.12)	0.08 (0.03)	0
Vårfluelarve m/hus ( <i>Trichoptera</i> )	0	2.36 (1.00)	0
Fisk	0	11.01 (3.24)	0
Uidentifiserbare insektlarver	0	0.08 (0.03)	0
Uidentifiserbar rest	1.23 (0.47)	0	0
Habitat	Littoral	Profundal	Pelagialt
Predator	Ørret n=79 ( $\pm$ SE)	Ørret n=0 ( $\pm$ SE)	Ørret n=23 ( $\pm$ SE)
Byttedyrgruppe			
<i>Bosmina</i> sp.	0.18 (0.06)		0
<i>Daphnia</i> sp.	0.53 (0.14)		3.64 (1.53)
<i>Bythotrepes</i> sp.	0.35 (0.13)		0
Marflo ( <i>Gammarus lacustris</i> )	4.50 (0.67)		0.73 (0.30)
Gråsugge ( <i>Asellus aquaticus</i> )	0.53 (0.19)		0
Damsnegl ( <i>Lymnaeidae</i> )	1.95 (0.42)		0
Skivesnegl ( <i>Planorbidae</i> )	8.33 (1.39)		0
Gjellesnegl	1.06 (0.38)		0
Overflateinsekt	40.01 (2.64)		65.75 (7.16)
Fjæremygg pupper ( <i>Chironomidae</i> )	1.28 (0.27)		1.82 (0.89)
Fjæremygg larver ( <i>Chironomidae</i> )	0.35 (0.13)		1.89 (0.89)
Vårflue puppe ( <i>Trichoptera</i> )	0		4.36 (2.61)
Vårfluelarve m/hus ( <i>Trichoptera</i> )	33.42 (2.76)		9.82 (3.12)
Døgnflue larve ( <i>Ephemeroptera</i> )	0.89 (0.26)		0.00
Vannbiller ( <i>Coleoptera</i> )	0		0.36 (0.22)
Vannmidd ( <i>Hydracarina</i> )	0		0.00
Fisk	5.32 (1.34)		7.27 (4.35)
Uidentifiserbare insektlarver	0.21 (0.06)		0
Uidentifiserbare plankton	0.00		2.55 (1.52)
Uidentifiserbar rest	1.06 (0.38)		1.82 (1.09)
Annet	0.04 (0.01)		0



**Vedlegg 4: Diett hos ørret og røye i forhold til ulike habitat oppgitt i volumprosent i Takvatn i august ( $\pm$  SE).**

Takvatn			
Habitat	Littoral	Profundal	Pelagialt
Predator	Røye n=79 ( $\pm$ SE)	Røye n=42 ( $\pm$ SE)	Røye n=20 ( $\pm$ SE)
Byttedyrgruppe			
<i>Bosmina</i> sp.	10.51 (1.16)	31.86 (3.35)	16.19 (2.34)
<i>Daphnia</i> sp.	11.72 (1.14)	7.79 (0.95)	10.08 (1.48)
<i>Holopedium</i> sp.	3.63 (0.73)	0.79 (0.20)	10.24 (1.22)
<i>Bythotrepe</i> sp.	12.21 (1.14)	5.07 (0.82)	23.97 (2.35)
<i>Polyphemus</i> sp.	6.10 (0.69)	1.51 (0.48)	2.94 (0.90)
Cyclopoide copepoder	0	0	0.16 (0.10)
Linsekreps ( <i>Eurycercs</i> sp.)	0.61 (0.25)	4.14 (0.99)	0
Muslingkreps ( <i>Ostracoda</i> )	1.83 (0.56)	8.57 (2.42)	0
Marflo ( <i>Gammarus lacustris</i> )	12.27 (1.89)	0	0
Gråsugge ( <i>Asellus aquaticus</i> )	0.61 (0.25)	0.21 (0.07)	0
Damsnegl ( <i>Lymnaeidae</i> )	9.64 (1.72)	0.21 (0.05)	7.14 (4.50)
Skivesnegl ( <i>Planorbidae</i> )	4.88 (1.42)	0	0
Ertemusling ( <i>Pisidium</i> sp.)	0.03 (0.01)	4.50 (0.62)	0
Overflateinsekt	6.90 (1.10)	0.79 (0.14)	21.83 (3.64)
Fjæremygg pupper ( <i>Chironomidae</i> )	13.98 (1.52)	5.58 (0.96)	3.33 (1.05)
Fjæremygg larver ( <i>Chironomidae</i> )	0.89 (0.16)	29.00 (3.30)	1.19 (0.37)
Vårflue puppe ( <i>Trichoptera</i> )	1.16 (0.29)	0	0
Mudderfluelarver ( <i>Megaloptera</i> )	0.61 (0.25)	0	0
Vannbiller ( <i>Coleoptera</i> )	0.06 (0.02)	0	0
Vannmidd ( <i>Hydracarina</i> )	0	0	1.98 (0.65)
Fisk	0.61 (0.18)	0	0
Uidentifiserbare plankton	1.22 (0.32)	0	0
Annet	0.61 (0.25)	0	0.79 (0.50)
Habitat	Littoral	Profundal	Pelagialt
Predator	Ørret n=100 ( $\pm$ SE)	Ørret n=1 ( $\pm$ SE)	Ørret n=2 ( $\pm$ SE)
Byttedyrgruppe			
<i>Bosmina</i> sp.	0.02 (0.01)	0	0.83 (0.50)
<i>Daphnia</i> sp.	0.09 (0.03)	0	3.33 (2.00)
<i>Holopedium</i> sp.	0	0	0.08 (0.05)
<i>Bythotrepe</i> sp.	0.09 (0.04)	0	9.17 (4.50)
<i>Polyphemus</i> sp.	0.04 (0.02)	0	20.83 (7.50)
Cyclopoide copepoder	0.02 (0.01)	0	0
Linsekreps ( <i>Eurycercs</i> sp.)	0.04 (0.02)	0	0
Marflo ( <i>Gammarus lacustris</i> )	7.28 (1.29)	0	4.17 (2.50)
Gråsugge ( <i>Asellus aquaticus</i> )	0.43 (0.20)	0	0
Damsnegl ( <i>Lymnaeidae</i> )	5.53 (0.82)	0	0
Skivesnegl ( <i>Planorbidae</i> )	6.33 (1.11)	0	0
Ertemusling ( <i>Pisidium</i> sp.)	0.02 (0.01)	0	0
Overflateinsekt	46.64 (2.66)	0	50.00 (10.00)
Fjæremygg pupper ( <i>Chironomidae</i> )	12.45 (1.10)	0	11.67 (2.00)
Fjæremygg larver ( <i>Chironomidae</i> )	0.46 (0.14)	0	0
Vårflue puppe ( <i>Trichoptera</i> )	7.50 (0.93)	0	0
Vårfluelarve m/hus ( <i>Trichoptera</i> )	8.94 (1.37)	0	0
Døgnflue larve ( <i>Ephemeroptera</i> )	0.32 (0.15)	0	0
Stankelbeinlarver ( <i>Tipulidae</i> )	0.02 (0.01)	0	0
Vannbiller ( <i>Coleoptera</i> )	0.02 (0.01)	0	0
Vannmidd ( <i>Hydracarina</i> )	0.02 (0.01)	0	0
Fisk	3.46 (1.00)	100	0
Uidentifiserbare insektlarver	0.09 (0.04)	0	0

**Vedlegg 5: Diett hos ørret og røye i forhold til ulike lengdegrupper oppgitt i volumprosent i Sagelvatn i august ( $\pm$  SE).**

Sagelvatn					
Lengdegruppe	<15cm	15-19.9cm	20-24.9cm	25-29.9cm	$\geq$ 30 cm
Predator	Røye n=45 ( $\pm$ SE)	Røye n=22 ( $\pm$ SE)	Røye n=4 ( $\pm$ SE)	Røye n=21 ( $\pm$ SE)	Røye n=16 ( $\pm$ SE)
Byttedyrgruppe					
<i>Bosmina</i> sp.	8.87 (1.01)	8.81 (1.33)	16.67 (2.39)	8.00 (0.84)	6.27 (1.28)
<i>Daphnia</i> sp.	53.18 (4.44)	44.65 (5.18)	66.67 (8.66)	84.20 (4.53)	77.04 (6.56)
<i>Holopedium</i> sp.	0.10 (0.03)	0.25 (0.06)	0.	0	0
<i>Bythotrepes</i> sp.	1.52 (0.46)	4.65 (0.76)	16.67 (2.39)	0	0
<i>Polyphemus</i> sp.	0	0	0		0.44 (0.19)
Cyclopoide copepoder	0.21 (0.05)	0	0	0	0
Ertemusling ( <i>Pisidium</i> sp.)	2.36 (0.63)	2.14 (0.68)	0	0	0
Overflateinsekt	0	1.26 (0.45)	0	2.97 (1.19)	0
Fjæremyggpupper ( <i>Chironomidae</i> )	0.47 (0.12)	0.50 (0.18)	0	0	0
Fjærmugglarver ( <i>Chironomidae</i> )	32.97 (3.33)	32.70 (4.85)	0	0	0
Vårfluepuppe ( <i>Trichoptera</i> )	0.31 (0.11)	0	0	0	0
Vårfluelarve m/hus ( <i>Trichoptera</i> )	0	3.77 (1.36)	0	0	0
Fisk	0	1.26 (0.45)	0	4.76 (1.90)	13.33 (5.63)
Uidentifiserbare insektlarver	0	0	0	0.12 (0.05)	0
Uidentifiserbar rest	0	0	0	0	2.96 (1.25)
Lengdegruppe	<15cm	15-19.9cm	20-24.9cm	25-29.9cm	$\geq$ 30 cm
Predator	Ørret n=26 ( $\pm$ SE)	Ørret n=21 ( $\pm$ SE)	Ørret n=30 ( $\pm$ SE)	Ørret n=14 ( $\pm$ SE)	Ørret n=15 ( $\pm$ SE)
Byttedyrgruppe					
<i>Bosmina</i> sp.	0.79 (0.19)	0	0	0	0
<i>Daphnia</i> sp.	0.79 (0.19)	1.35 (0.48)	0	7.74 (2.48)	0
<i>Bythotrepes</i> sp.	1.57 (0.38)	0	0	0	0
Marflo ( <i>Gammarus lacustris</i> )	4.72 (1.15)	0	4.69 (1.21)	3.87 (1.79)	0.93 (0.33)
Gråsugge ( <i>Asellus aquaticus</i> )	0	0	0	2.32 (1.07)	0
Damsnegl ( <i>Lymnaeidae</i> )	0	0	0.61 (0.33)	2.32 (0.77)	5.63 (2.00)
Skivesnegl ( <i>Planorbidae</i> )	0	0	2.44 (1.33)	13.16 (5.70)	20.56 (4.19)
Gjellesnegl	0	0	0	0	5.61 (2.00)
Overflateinsekt	51.97 (4.11)	43.11 (5.77)	67.89 (6.48)	34.06 (4.94)	9.35 (1.67)
Fjæremyggpupper ( <i>Chironomidae</i> )	3.94 (0.79)	1.35 (0.33)	1.58 (0.68)	0	0
Fjærmugglarver ( <i>Chironomidae</i> )	1.57 (0.38)	0.14 (0.05)	1.22 (0.67)	0.77 (0.36)	0
Vårfluepuppe ( <i>Trichoptera</i> )	0	0	0	9.29 (4.29)	0
Vårfluelarve m/hus ( <i>Trichoptera</i> )	34.65 (3.62)	54.05 (6.54)	19.68 (4.63)	13.93 (4.40)	8.41 (2.66)
Døgnfluelarve ( <i>Ephemeroptera</i> )	0	0	0	0.77 (0.36)	3.74 (1.33)
Vannbiller ( <i>Coleoptera</i> )	0	0	0	0.77 (0.36)	0
Fisk	0	0	0	10.84 (5.00)	33.64 (8.23)
Uidentifiserbare insektlarver	0	0	0	0.15 (0.07)	0.93 (0.33)
Uidentifiserbare plankton	0	0	0	0	6.54 (2.33)
Uidentifiserbar rest	0	0	1.83 (1.00)	0	4.67 (1.67)
Annet	0	0	0.06 (0.03)	0	0

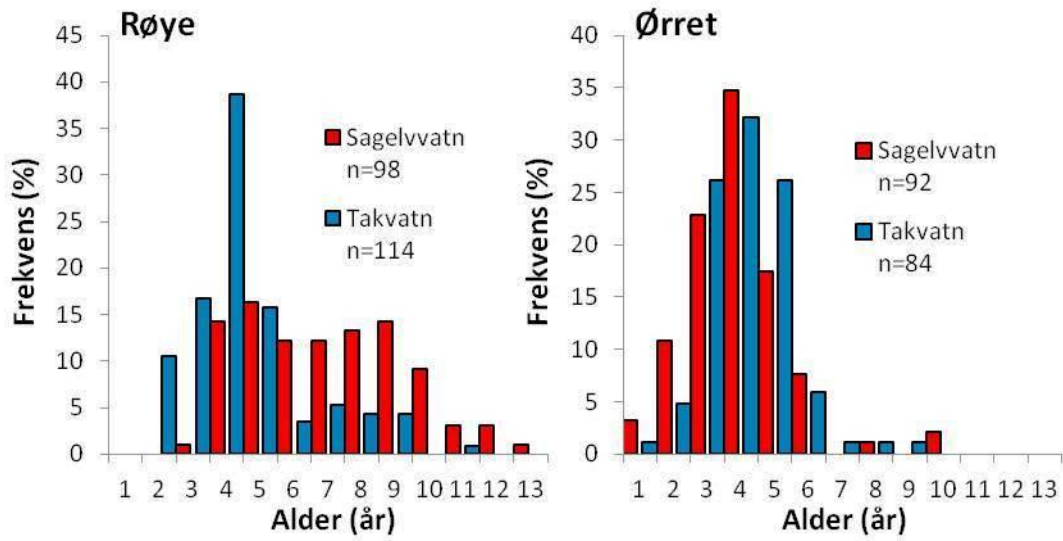
**Vedlegg 6: Diett hos ørret og røye i forhold til ulike lengdegrupper oppgitt i volumprosent i Takvatn i august (± SE).**

Takvatn					
Lengdegruppe	<15cm	15-19.9cm	20-24.9cm	25-29.9cm	≥30 cm
<b>Predator</b>	<b>Røye n=31</b>	<b>Røye n=24</b>	<b>Røye n=48</b>	<b>Røye n=19</b>	<b>Røye n=19</b>
<b>Byttedyrgruppe</b>	<b>(± SE)</b>	<b>(± SE)</b>	<b>(± SE)</b>	<b>(± SE)</b>	<b>(± SE)</b>
<i>Bosmina</i> sp.	42.21 (4.22)	38.04 (3.68)	7.64 (0.82)	9.67 (2.41)	0.37 (0.11)
<i>Daphnia</i> sp.	11.37 (1.30)	14.85 (2.40)	13.56 (1.43)	7.97 (1.55)	0.84 (0.23)
<i>Holopedium</i> sp.	0	13.13 (2.29)	3.60 (0.53)	4.07 (0.89)	3.13 (1.08)
<i>Bythotrepe</i> sp.	1.47 (0.23)	6.87 (1.27)	22.89 (1.81)	15.28 (2.71)	3.85 (0.89)
<i>Polyphemus</i> sp.	0	0	10.05 (1.13)	3.09 (0.93)	0.96 (0.28)
Cyclopoide copepoder	0	0	0.09 (0.04)	0	0
Linsekrep (Eurycercs sp.)	4.53 (1.26)	4.29 (1.02)	0	0	0
Muslingkrep (Ostracoda)	0	0	1.90 (0.58)	8.13 (5.26)	4.81 (2.11)
Marflo ( <i>Gammarus lacustris</i> )	0	0	13.84 (2.69)	4.47 (2.89)	6.62 (2.89)
Gråsugge ( <i>Asellus aquaticus</i> )	0	0	0.14 (0.06)	0	2.40 (1.05)
Damsnegl (Lymnaeidae)	0	0	0.85 (0.23)	6.50 (3.27)	37.38 (7.33)
Skivesnegl ( <i>Planorbidae</i> )	0	0	0	0	19.23 (5.79)
Ertemusling ( <i>Pisidium</i> sp.)	4.11 (0.55)	2.94 (0.84)	0.05 (0.02)	0	0
Overflateinsekt	0.42 (0.10)	1.96 (0.46)	8.39 (1.44)	20.33 (4.19)	7.81 (2.42)
Fjæremyggpupper ( <i>Chironomidae</i> )	4.00 (0.68)	2.58 (0.49)	13.70 (1.96)	15.45 (3.99)	4.81 (1.38)
Fjæremygglarver ( <i>Chironomidae</i> )	31.89 (4.02)	15.34 (2.75)	0.39 (0.09)	0.81 (0.36)	0.48 (0.21)
Vårfluepuppe ( <i>Trichoptera</i> )	0	0	0	2.85 (1.16)	0.36 (0.16)
Mudderfluelarver ( <i>Megaloptera</i> )	0	0	0	0	2.40 (1.05)
Vannbiller ( <i>Coleoptera</i> )	0	0	0.10 (0.03)	0	0
Vannmidd ( <i>Hydracarina</i> )	0	0	0.47 (0.21)	0.57 (0.28)	0.96 (0.42)
Fisk	0	0	0.47 (0.21)	0.81 (0.53)	0
Uidentifiserbare plankton	0	0	1.90 (0.52)	0	0
Annet	0	0	0	0	3.61 (1.15)
Lengdegruppe	<15cm	15-19.9cm	20-24.9cm	25-29.9cm	≥30 cm
<b>Predator</b>	<b>Ørret n=26</b>	<b>Ørret n=22</b>	<b>Ørret n=30</b>	<b>Ørret n=17</b>	<b>Ørret n=8</b>
<b>Byttedyrgruppe</b>	<b>(± SE)</b>	<b>(± SE)</b>	<b>(± SE)</b>	<b>(± SE)</b>	<b>(± SE)</b>
<i>Bosmina</i> sp.	0	0	0.07 (0.03)	0.10 (0.06)	0
<i>Daphnia</i> sp.	0	0	0.28 (0.10)	0.39 (0.24)	0
<i>Holopedium</i> sp.	0	0	0	0.01 (0.01)	0
<i>Bythotrepe</i> sp.	0	0	0.34 (0.14)	0.97 (0.59)	0
<i>Polyphemus</i> sp.	0	0	0.48 (0.18)	1.94 (1.18)	0
Cyclopoide copepoder	0	0.08 (0.05)	0	0	0
Linsekrep (Eurycercs sp.)	0	0.16 (0.09)	0	0	0
Marflo ( <i>Gammarus lacustris</i> )	1.55 (0.58)	9.36 (3.93)	12.07 (2.93)	3.40 (2.06)	0
Gråsugge ( <i>Asellus aquaticus</i> )	0	0	0	1.94 (1.18)	0
Damsnegl (Lymnaeidae)	3.09 (0.85)	2.08 (0.66)	8.28 (2.00)	6.80 (2.85)	6.71 (1.25)
Skivesnegl ( <i>Planorbidae</i> )	14.33 (3.45)	5.92 (2.31)	3.45 (0.97)	2.91 (1.76)	0
Ertemusling ( <i>Pisidium</i> sp.)	0.10 (0.04)	0	0	0	0.07 (0.01)
Overflateinsekt	46.80 (4.17)	59.52 (7.10)	46.62 (4.55)	33.50 (6.31)	0
Fjæremygg pupper ( <i>Chironomidae</i> )	7.32 (2.31)	5.28 (1.15)	14.35 (1.61)	23.69 (3.73)	0.67 (0.13)
Fjæremygg larver ( <i>Chironomidae</i> )	0.10 (0.04)	0.80 (0.45)	0.01 (0.00)	0.98 (0.59)	0
Vårfluepuppe ( <i>Trichoptera</i> )	0	3.20 (1.82)	7.18 (1.22)	19.42 (3.93)	2.01 (0.26)
Vårfluelarve m/hus ( <i>Trichoptera</i> )	25.05 (3.81)	13.60 (4.00)	0	0	0.67 (0.13)
Døgnflue larve ( <i>Ephemeroptera</i> )	1.55 (0.58)	0	0	0	0
Stankelbeinlarver ( <i>Tipulidae</i> )	0	0	0.07 (0.03)	0	0
Vannbiller ( <i>Coleoptera</i> )	0	0	0	0.10 (0.06)	0
Vannmidd ( <i>Hydracarina</i> )	0.10 (0.04)	0	0	0	0
Fisk	0	0	6.21 (3.00)	3.88 (2.35)	87.25 (12.20)
Uidentifiserbare insektlarver	0	0	0	0	2.68 (0.50)

Vedlegg 7: Fangst per enhet innsats (CPUE=fisk/100m<sup>2</sup>/natt) i Sagelvatn og Takvatn(antall fisk fanget per 100m<sup>2</sup> garn per natt) av røye og ørret i pelagialen, profundalen og littoralen i juni, august og oktober. \* indikerer at det ikke ble satt garn i det aktuelle habitatet i perioden.

Innsjø	Måned	CPUE av Røye			CPUE av ørret		
		Littoral	Profundal	Pelagial	Littoral	Profundal	Pelagial
Sagelvatn	Juni	4.55	0.00	*	7.88	0.00	*
	August	10.20	3.57	2.36	18.13	0.00	1.60
	Oktober	24.67	*	*	29	*	*
Takvatn	Juni	1.81	0.00	*	0.83	0.00	*
	August	4.86	8.13	1.32	6.32	0.21	0.14
	Oktober	7.11	0.56	0.21	4.39	0.56	0.00

Vedlegg 8: Frekvens i prosent (%) av alder hos røye (venstre) og ørret (høyre) i Sagelvatn (mørkgrå) og Takvatn (lysgrå) i august. N=98 for røye i Sagelvatn, N=114 for røye i Takvatn, N=92 for ørret i Sagelvatn og N=84 for ørret i Takvatn.



Vedlegg 9: Diett hos ørret og røye i forhold til ulike habitat oppgitt i volumprosent i Sagelvatn i august ( $\pm$  SE).

Sagelvatn			
Habitat	Littoral	Profundal	Pelagialt
<b>Predator</b>	Røye n=43	Røye n=30	Røye n=35
<b>Byttedyrgruppe</b>	( $\pm$ SE)	( $\pm$ SE)	( $\pm$ SE)
Zooplankton	88.89 (5.07)	22.12 (4.26)	98.24 (3.53)
Overflateinsekter	0	0.79 (0.33)	1.73 (0.71)
Fjæremygg pupper	7.53 (1.39)	60.27 (4.95)	0.07 (0.03)
Fjæremygg larver	0.49 (0.13)	0.39 (0.14)	0
Andre littorale makroinvertebrater	0.31 (0.12)	2.52 (1.00)	0
Snegler og muslinger	1.54 (0.48)	2.91 (0.82)	0
Fisk	0	11.01 (3.24)	0
Annet	1.23 (0.47)	0	0
Habitat	Littoral	Profundal	Pelagialt
<b>Predator</b>	Ørret n=79	Ørret n=0	Ørret n=23
<b>Byttedyrgruppe</b>	( $\pm$ SE)		( $\pm$ SE)
Zooplankton	1.06 (0.28)		6.18 (2.09)
Overflateinsekter	40.01 (2.64)		65.75 (7.16)
Fjæremygg pupper	0.35 (0.13)		1.89m(0.89)
Fjæremygg larver	1.28 (0.27)		1.82m(0.89)
Andre littorale makroinvertebrater	39.55 (2.86)		15.27 (3.97)
Snegler og muslinger	11.34 (1.78)		0
Fisk	5.32 (1.34)		7.27 (4.35)
Annet	1.10 (0.39)		1.82 (1.09)

Vedlegg 10: Diett hos ørret og røye i forhold til ulike habitat oppgitt i volumprosent i Takvatn i august ( $\pm$  SE).

<b>Takvatn</b>			
<b>Habitat</b>	<b>Littoral</b>	<b>Profundal</b>	<b>Pelagialt</b>
<b>Predator</b>	Røye n=79	Røye n=42	Røye n=20
<b>Byttedyrgruppe</b>	( $\pm$ SE)	( $\pm$ SE)	( $\pm$ SE)
Zooplankton	45.39 (2.93)	47.01 (4.21)	63.57 (4.49)
Overflateinsekter	6.90 (1.10)	0.79 (0.14)	21.83 (3.64)
Fjæremygg pupper	0.89 (0.16)	29.00 (3.30)	1.19 (0.37)
Fjæremygg larver	13.98 (1.52)	5.58 (0.96)	3.33 (1.05)
Andre littorale makroinvertebrater	16.55 (1.96)	12.93 (2.58)	1.98 (0.65)
Snegler og muslinger	14.56 (2.18)	4.71 (0.62)	7.14 (4.50)
Fisk	0.61 (0.18)	0	0
Annet	0.61 (0.25)	0	0.79 (0.50)
<b>Habitat</b>	<b>Littoral</b>	<b>Profundal</b>	<b>Pelagialt</b>
<b>Predator</b>	Ørret n=100	Ørret n=1	Ørret n=2
<b>Byttedyrgruppe</b>	( $\pm$ SE)	( $\pm$ SE)	( $\pm$ SE)
Zooplankton	0.26 (0.10)	0	34.25 (14.55)
Overflateinsekter	46.64 (2.66)	0	50.00 (10.00)
Fjæremygg pupper	0.46 (0.14)	0	0
Fjæremygg larver	12.45 (1.10)	0	11.67 (2.00)
Andre littorale makroinvertebrater	24.67 (2.02)	0	4.17 (2.50)
Snegler og muslinger	11.88 (1.43)	0	0
Fisk	3.46 (1.00)	100	0
Annet	0	0	0

**Vedlegg 11: Diett hos ørret og røye i forhold til ulike lengdegrupper oppgitt i volumprosent i Sagelvatn i august ( $\pm$  SE).**

		Sagelvatn				
Lengdegruppe		<15cm	15-19.9cm	20-24.9cm	25-29.9cm	$\geq 30$ cm
<b>Predator</b>		Røye n=45 ( $\pm$ SE)	Røye n=22 ( $\pm$ SE)	Røye n=4 ( $\pm$ SE)	Røye n=21 ( $\pm$ SE)	Røye n=16 ( $\pm$ SE)
<b>Byttedyrgruppe</b>						
Zooplankton		63.88 (5.04)	58.36 (6.35)	100.00 (13.15)	92.16 (4.87)	83.71 (6.61)
Snegler og muslinger		2.36 (0.63)	2.14 (0.68)	0	0	0
Andre littorale bunndyr		0.31 (0.11)	3.77 (1.36)	0	0.12 (0.05)	0
Fjæremygg pupper		0.47 (0.12)	0.50 (0.18)	0	0	0
Fjæremygg larver		32.97 (3.33)	32.70 (4.85)	0	0	0
Overflateinsekter		0	1.26 (0.45)	0	2.97 (1.19)	0
Fisk		0	1.26 (0.45)	0	4.75 (1.90)	13.33 (5.63)
Annet		0	0	0	0	2.96 (1.25)
Lengdegruppe		<15cm	15-19.9cm	20-24.9cm	25-29.9cm	$\geq 30$ cm
<b>Predator</b>		Ørret n=26 ( $\pm$ SE)	Ørret n=21 ( $\pm$ SE)	Ørret n=30 ( $\pm$ SE)	Ørret n=14 ( $\pm$ SE)	Ørret n=15 ( $\pm$ SE)
<b>Byttedyrgruppe</b>						
Zooplankton		3.15 (0.77)	1.35 (0.48)	0	7.74 (2.48)	6.54 (2.33)
Snegler og muslinger		0	0	3.10 (1.67)	15.48 (5.69)	31.79 (6.83)
Andre littorale bunndyr		39.37 (4.06)	54.05 (6.54)	24.83 (4.87)	31.11 (5.77)	14.02 (3.16)
Fjæremygg pupper		3.94 (0.79)	1.35 (0.33)	1.61 (0.68)	0	0
Fjæremygg larver		1.57 (0.38)	0.14 (0.05)	1.24 (0.67)	0.77 (0.36)	0
Overflateinsekter		51.97 (4.10)	43.11 (5.77)	69.21 (6.47)	34.06 (4.94)	9.34 (1.67)
Fisk		0	0	0	10.84 (5.00)	33.64 (8.23)
Annet		0	0	0	0	4.67 (1.67)



**Vedlegg 12: Diett hos ørret og røye i forhold til ulike lengdegrupper oppgitt i volumprosent i Takvatn i august (± SE).**

		Takvatn				
Lengdegruppe		<15cm	15-19.9cm	20-24.9cm	25-29.9cm	≥30 cm
<b>Predator</b>		Røye n=31 (± SE)	Røye n=24 (± SE)	Røye n=48 (± SE)	Røye n=19 (± SE)	Røye n=19 (± SE)
<b>Byttedyrgruppe</b>						
Zooplankton		55.05 (5.39)	72.88 (6.14)	59.7 (3.64)	40.08 (6.13)	9.49 (2.31)
Snegler og muslinger		4.11 (0.55)	2.94 (0.84)	0.90 (0.24)	6.50 (3.27)	58.71 (8.48)
Andre littorale bunndyr		4.52 (1.25)	4.29 (1.02)	16.44 (2.72)	16.02 (5.81)	18.21 (4.18)
Fjæremygg pupper		4.00 (0.68)	2.58 (0.49)	13.69 (1.96)	15.45 (3.99)	4.99 (1.38)
Fjæremygg larver		31.89 (4.02)	15.34 (2.75)	0.39 (0.09)	0.81 (0.36)	0.50 (0.21)
Overflateinsekter		0.42 (0.10)	1.96 (0.46)	8.39 (1.44)	20.33 (4.19)	8.10 (2.42)
Fisk		0	0	0.47 (0.21)	0.81 (0.53)	0
Annet		0	0	0	0	0
Lengdegruppe		<15cm	15-19.9cm	20-24.9cm	25-29.9cm	≥30 cm
<b>Predator</b>		Ørret n=26 (± SE)	Ørret n=22 (± SE)	Ørret n=30 (± SE)	Ørret n=17 (± SE)	Ørret n=8 (± SE)
<b>Byttedyrgruppe</b>						
Zooplankton		0	0.08 (0.14)	1.18 (0.38)	3.41 (2.06)	0
Snegler og muslinger		17.53 (3.76)	8.00 (2.32)	11.79 (2.51)	9.71 (3.22)	6.77 (1.26)
Andre littorale bunndyr		28.25 (3.88)	26.32 (5.68)	19.43 (3.31)	24.85 (4.34)	5.37 (0.53)
Fjæremygg pupper		7.32 (2.31)	5.28 (1.15)	14.44 (1.61)	23.68 (3.73)	0.67 (0.13)
Fjæremygg larver		0.10 (0.04)	0.80 (0.45)	0	0.98 (0.59)	0
Overflateinsekter		46.80 (4.17)	59.52 (7.10)	46.90 (4.55)	33.49 (6.31)	0
Fisk		0	0	6.24 (3.00)	3.88 (2.35)	87.19 (12.20)
Annet		0	0	0	0	0

**Vedlegg 13: Gjennomsnitt ( $\pm$  SD) av ubehandlet karbonisotoper ( $\delta^{13}\text{C}$ ), lipidnormalisert karbonisotoper ( $\delta^{13}\text{C}$ ) og nitrogenisotoper ( $\delta^{15}\text{N}$ ), C:N-forholdet og antall ( $n$ ) av forskjellige lengdegrupper av ørret, røye og deres byttedyr i Sagelvatn i august.**

Sagelvatn					
Ørret	$\delta^{13}\text{C}$ ( $\pm$ SD)	$\delta^{13}\text{C}$ ( $\pm$ SD)	$\delta^{15}\text{N}$ ( $\pm$ SD)	C:N ( $\pm$ SD)	$n$
<15 cm	-26.78 (1.78)	-26.17 (1.71)	10.37 (0.71)	3.29 (0.13)	21
15-19.9 cm	-25.17 (1.64)	-24.71 (1.65)	10.29 (0.60)	3.21 (0.02)	17
20-24.9 cm	-25.20 (1.77)	-24.71 (1.75)	10.26 (0.68)	3.22 (0.04)	30
25-29.9 cm	-24.29 (1.61)	-23.75 (1.63)	10.81 (0.93)	3.25 (0.07)	14
$\geq 30$ cm	-24.18 (2.59)	-23.67 (2.66)	11.76 (1.16)	3.23 (0.06)	15
<b>Gjennomsnitt</b>	<b>-25.25 (2.05)</b>	<b>-24.72 (2.04)</b>	<b>10.60 (0.95)</b>	<b>3.24 (0.08)</b>	<b>97</b>
Røye					
<15 cm	-30.16 (1.12)	-29.60 (1.06)	12.17 (1.01)	3.26 (0.07)	40
15-19.9 cm	-30.19 (1.54)	-29.66 (1.51)	11.82 (0.99)	3.24 (0.07)	22
20-24.9 cm	-31.62 (0.58)	-30.94 (0.23)	11.27 (0.11)	3.33 (0.28)	3
25-29.9 cm	-31.95 (1.03)	-31.30 (0.97)	10.88 (0.93)	3.31 (0.12)	21
$\geq 30$ cm	-31.90 (0.84)	-31.26 (0.80)	10.79 (0.76)	3.30 (0.10)	17
<b>Gjennomsnitt</b>	<b>-30.86 (1.42)</b>	<b>-30.27 (1.36)</b>	<b>11.58 (1.10)</b>	<b>3.27 (0.10)</b>	<b>103</b>
<b>Byttedyr eller taksonomisk gruppe</b>					
					<b>Habitat</b>
Fjæremygg	-28.38	-27.17	6.75	5.17	1 Lit.
Vannkalv	-29.85	-28.65	7.04	5.14	1 Lit.
Døgnfluer	-31.99	-30.55	6.04	5.74	1 Lit.
Linsekreps	-22.19	-21.14	4.80	4.80	1 Lit.
Marflo	-23.43	-22.01	5.69	5.70	1 Lit.
Vannmidd	-28.31	-27.25	8.49	4.84	1 Lit.
Snegler	-18.94	-17.61	5.28	5.46	1 Lit.
Fåbørstemark	-23.58	-22.71	5.22	4.46	1 Lit.
Pisidium	-24.51	-22.52	5.23	8.05	1 Lit.
Skivesnegl	-31.78	-30.37	5.82	5.68	1 Lit.
Steinfluer	-30.72	-29.17	5.79	6.10	1 Lit.
Storstankelbein	-33.18	-31.65	4.16	6.04	1 Lit.
Vårflue	-29.59	-28.17	5.96	5.71	1 Lit.
<b>Gjennomsnitt</b>	<b>-27.42 (4.42)</b>	<b>-26.08 (4.37)</b>	<b>5.87 (1.09)</b>	<b>5.61 (0.89)</b>	<b>13 Lit.</b>
Fjæremygg	-31.24	-30.00	10.39	5.25	1 Prof.
Fåbørstemark	-27.69	-26.83	11.60	4.44	1 Prof.
Flimmermark	-35.77	-34.31	9.86	5.84	1 Prof.
<b>Gjennomsnitt</b>	<b>-31.57 (4.05)</b>	<b>-30.38 (3.76)</b>	<b>10.61 (0.89)</b>	<b>5.18 (0.70)</b>	<b>3 Prof.</b>
Vannlopper	-34.37	-33.08	4.99	5.36	1 Pel.
Hoppekreps	-39.69	-37.41	9.29	10.24	1 Pel.
Hoppekreps (Nauplius)	-35.92	-34.55	7.72	5.55	1 Pel.
Zooplankton miks	-37.24	-35.41	7.18	7.23	1 Pel.
<b>Gjennomsnitt</b>	<b>-36.81 (2.26)</b>	<b>-35.11 (1.81)</b>	<b>7.30 (1.78)</b>	<b>7.10 (2.26)</b>	<b>4 pel.</b>
Stingsild	-28.03 (2.79)	-26.19 (2.44)	10.63 (0.59)	4.10 (0.55)	12 Lit.

**Vedlegg 14: Gjennomsnitt ( $\pm$  SD) av ubehandlet karbonisotoper ( $\delta^{13}\text{C}$ ), lipidnormalisert karbonisotoper ( $\delta^{13}\text{C}$ ) og nitrogenisotoper ( $\delta^{15}\text{N}$ ), C:N-forholdet og antall ( $n$ ) av forskjellige lengdegrupper av ørret, røye og deres byttedyr i Takvatn i august, med unntak av profundalenæringsemner som er tatt i oktober.**

Takvatn					
Ørret	$\delta^{13}\text{C}$ ( $\pm$ SD)	$\delta^{13}\text{C}$ ( $\pm$ SD)	$\delta^{15}\text{N}$ ( $\pm$ SD)	C:N ( $\pm$ SD)	$n$
<15 cm	-22.07 (2.12)	-21.49 (2.17)	7.52 (0.92)	3.27 (0.09)	24
15-19.9 cm	-21.54 (1.42)	-21.00 (1.46)	7.70 (0.47)	3.25 (0.07)	20
20-24.9 cm	-21.33 (1.34)	-20.81 (1.35)	7.91 (0.61)	3.24 (0.05)	23
25-29.9 cm	-20.04 (1.66)	-19.50 (1.66)	7.99 (0.56)	3.25 (0.03)	15
$\geq 30$ cm	-21.74 (1.47)	-21.10 (1.45)	9.22 (0.68)	3.30 (0.07)	8
<b>Gjennomsnitt</b>	<b>-21.40 (1.76)</b>	<b>-20.84 (1.77)</b>	<b>7.89 (0.81)</b>	<b>3.26 (0.07)</b>	<b>90</b>
Røye					
<15 cm	-24.92 (0.90)	-24.38 (0.93)	6.55 (1.11)	3.25 (0.05)	31
15-19.9 cm	-25.54 (0.52)	-25.04 (0.55)	5.86 (0.51)	3.23 (0.04)	23
20-24.9 cm	-24.79 (1.42)	-24.32 (1.43)	7.01 (0.78)	3.21 (0.03)	49
25-29.9 cm	-23.94 (1.88)	-23.42 (1.89)	7.55 (0.62)	3.24 (0.04)	17
$\geq 30$ cm	-19.50 (2.76)	-18.90 (2.79)	8.21 (0.34)	3.28 (0.05)	20
<b>Gjennomsnitt</b>	<b>-24.09 (2.46)</b>	<b>-23.57 (2.50)</b>	<b>6.96 (1.04)</b>	<b>3.24 (0.04)</b>	<b>140</b>
<b>Byttedyr eller taksonomisk gruppe</b>					
					<b>Habitat</b>
Fjæremygg	-24.40	-23.48	3.23	4.60	1 Lit.
Vannkalver	-25.24	-23.82	3.48	5.69	1 Lit.
Døgnfluer	-29.29	-27.89	2.41	5.64	1 Lit.
Linsekrepss	-24.99	-24.03	1.39	4.63	1 Lit.
Marflo	-23.04	-22.02	3.22	4.74	1 Lit.
Hårormer	-24.94	-25.05	4.43	3.21	1 Lit.
Vannmidd	-22.58	-21.50	4.84	4.86	1 Lit.
Snegl	-19.45	-18.28	3.19	5.07	1 Lit.
Megacyclops	-27.50	-26.58	6.14	4.56	1 Lit.
Fåbørstemark	-27.40	-26.53	3.84	4.45	1 Lit.
Pisidium	-27.65	-26.57	2.53	4.86	1 Lit.
Skivesnegl	-20.48	-19.35	2.53	4.97	1 Lit.
Mudderfluer	-23.97	-22.64	4.79	5.45	1 Lit.
Storstankelbein	-27.87	-26.53	1.24	5.47	1 Lit.
Vårfluer	-24.97	-23.37	2.94	6.28	1 Lit.
<b>Gjennomsnitt</b>	<b>-24.89 (2.744)</b>	<b>-23.82 (2.7398)</b>	<b>3.34 (1.277)</b>	<b>4.94 (0.71)</b>	<b>16 Lit.</b>
<i>Acantocyclops</i>	-28.71	-27.93	7.47	4.30	1 Prof.
<i>Pisidium</i> sp.	-31.02	-29.96	3.79	4.82	1 Prof.
Fåbørstemark	-24.28	-23.57	8.57	4.19	1 Prof.
Fjæremygg	-27.87	-26.70	5.58	5.07	1 Prof.
Vannmidd	-27.24	-26.43	7.97	4.37	1 Prof.
<b>Gjennomsnitt</b>	<b>-27.82 (2.44)</b>	<b>-26.92 (2.33)</b>	<b>6.67 (1.97)</b>	<b>4.55 (0.38)</b>	<b>5 Prof.</b>
Calanoide copepoder	-34.16	-32.04	5.11	8.90	1 Pel.
Vannlopper	-29.54	-28.24	1.55	5.38	1 Pel.
Zooplankton miks	-31.32	-29.79	2.84	6.02	1 Pel.
<b>Gjennomsnitt</b>	<b>-31.67 (2.33)</b>	<b>-30.02 (1.91)</b>	<b>3.17 (1.80)</b>	<b>6.77 (1.87)</b>	<b>3 Pel.</b>
Stingsild	-25.08	-23.11	7.89	4.14	1 Lit.

Vedlegg 15: Regresjonslinjene til figur 10

Isotop	Art	Innsjø	
		Sagelvvatn	Takvatn
$\delta^{13}\text{C}$	Ørret	$y = 0.0139x - 27.674$ $R^2 = 0.2007$	$y = 0.0031x - 21.494$ $R^2 = 0.0206$
	Røye	$y = -0.0101x - 28.252$ $R^2 = 0.3199$	$y = 0.0216x - 28.323$ $R^2 = 0.4995$
$\delta^{15}\text{N}$	Ørret	$y = 0.0066x + 9.2247$ $R^2 = 0.205$	$y = 0.0049x + 6.8465$ $R^2 = 0.2542$
	Røye	$y = -0.0079x + 13.149$ $R^2 = 0.2925$	$y = 0.0069x + 5.4304$ $R^2 = 0.2973$

## **8. Takk til**

Denne oppgaven markerer slutten for min mastergradsutdannelse ved instituttet for arktisk- og marinbiologi ved Universitetet i Tromsø. Professor Per-Arne Amundsen og Rune Knudsen har vært hovedveiledere. De fortjener en stor takk for praktisk opplæring under feltarbeidet, rettleiding, råd og kommentarer underveis i prosessen. Antti Eloranta ved institute of Enviromental Research of Jyväskylä, Finland, takkes for hjelp under feltarbeidet og stabile isotopanalyser av karbon og nitrogen. Laina Dalsbø, Jan Evjen og Cesilie Lien takkes for hjelp under feltarbeid, identifisering av mageinnhold og aldersbestemmelse. Ikke minst medstudenter, venner og familie takkes for gode innspill og morsomme debatter rundt oppgaven.