

Høye kvikksølvkonsentrasjoner i ørret (*Salmo trutta*), røye (*Salvelinus alpinus*) og lake (*Lota lota*) i Snåsavatnet - trolig et resultat av endring i diett og årlig, individuell vekst etter etablering av *Mysis relicta*

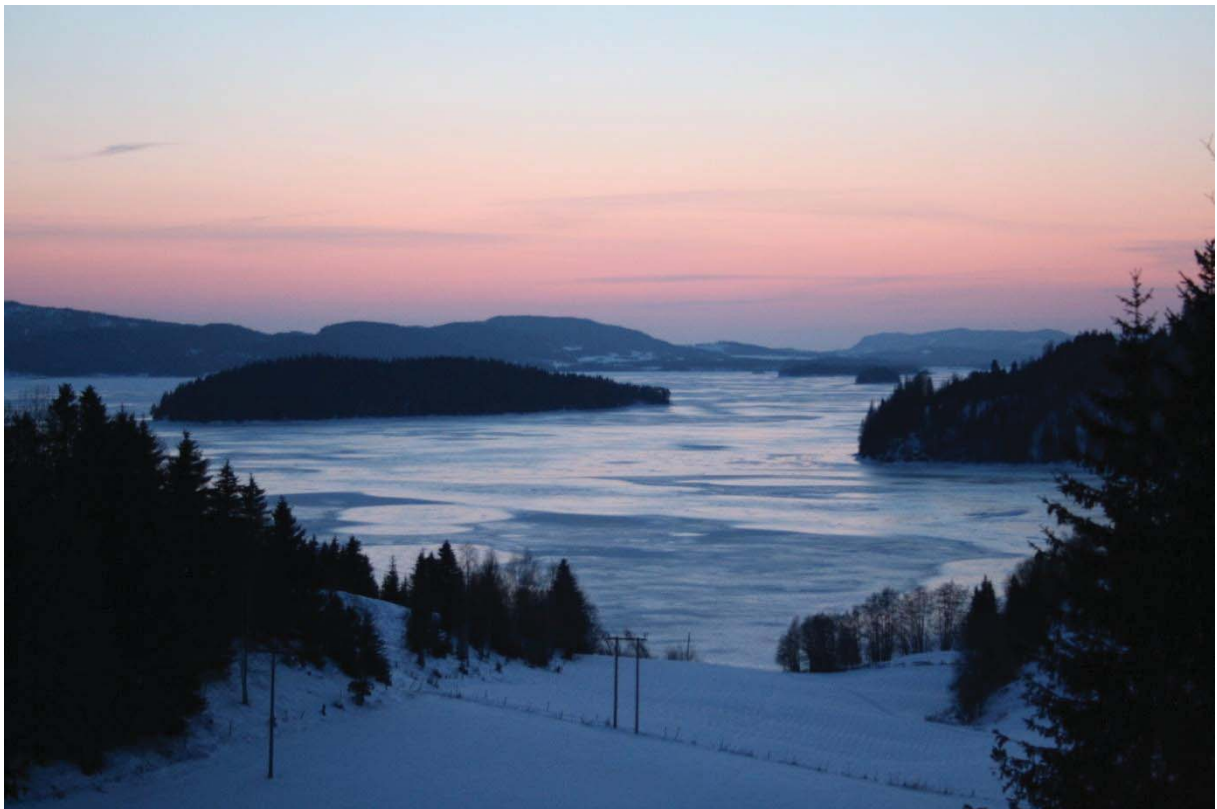
High mercury concentrations in brown trout (*Salmo trutta*), Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) and burbot (*Lota lota*) in Lake Snåsavatnet - possibly a result of changes in diet and annual growth rates after establishment of *Mysis relicta*



Kennet Mæhlumsveen

Høye kvikksølvkonsentrasjoner i ørret (*Salmo trutta*), røye (*Salvelinus alpinus*) og lake (*Lota lota*) i Snåsavatnet – trolig et resultat av endring i diett og årlig, individuell vekst etter etablering av *Mysis relicta*

High mercury concentrations in brown trout (*Salmo trutta*), Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) and burbot (*Lota lota*) in Lake Snåsavatnet – possibly a result of changes in diet and annual growth rates after establishment of *Mysis relicta*



Av

Kennet Mæhlumsveen

INA

Universitetet for miljø- og biovitenskap

12.05.2012

Forord

Denne oppgaven ble til etter et ønske om å gjøre et arbeid i den innsjøen jeg har vokst opp ved. Snåsavatnet har vært den største enkeltårsaken til min interesse for ferskvannsfisk. Det har også vært store endringer i forholdene for flere arter de siste 40 årene. Det ble også tidlig klart at muligheten for en masteroppgave var tilstede etter flere telefonsamtaler med folk med god kunnskap om Snåsavatnet og om ferskvannsøkologi. Undersøkelser av kvikksølv og stabile isotoper i Snåsavatnet ble ikke funnet, så dette var av spesiell interesse. Mange bruker Snåsavatnet som matfat og til fritid, så derfor er det ekstra moro å kunne bidra med ny informasjon om tilstanden til innsjøen og kvaliteten til fisken

Jeg vil rette en stor takk til Snåsavatnet Grunneierlag og Nord Trøndelag Elektrisitetsverk (NTE) for økonomisk støtte til analyse av kvikksølv og stabile isotoper, og for deres engasjement for oppgaven. Det var en rekke personer som bidro under feltarbeidet sommeren 2010. En stor takk til Kåre Øksnes, Erik Øksnes, Vidar Mæhlumsveen, Ingvild Hals og Hege Steigedal. En ekstra takk til Tor Edvart Aal for lån av lokaler til labarbeid gjennom sommeren. I tillegg vil jeg spesielt takke mine veiledere Professor Reidar Borgstrøm og Professor Bjørn Olav Rosseland for god og konstruktiv veiledning og kritikk under hele prosessen.

Feltarbeidet var både tidkrevende og utfordrende med tanke på lån av båt, lokaler til dissekering og logistikk. Det var helt avgjørende for feltarbeidet at så mange var villige til å hjelpe til med det de kunne ofte på kort varsel. En siste takk til min mor Gunn Marit Hammer og far Odd Erik Mæhlumsveen for god støtte under feltarbeidet.

Kennet Mæhlumsveen

Innhold

Sammendrag	2
Summary	3
1. Innledning	4
2. Materiale og metode	6
2.1. Områdebeskrivelse	6
2.2. Innsamling av fisk	8
3. Resultater	12
3.1. Fangst og habitatbruk	12
3.2. Lengde vektforholdet	15
3.3. Lengde ved alder	16
3.4. Aldersfordeling	17
3.5. Kjøttfarge	18
3.6. Kjønnstadium	19
3.7. Diett	21
3.7.1 Ørret	21
3.7.2. Røye	25
3.8.3 Lake	26
3.8. Kvikksølvkonsentrasjoner	28
3.8.1 Ørret	28
3.8.2. Røye	29
3.8.3 Lake	30
3.9. Stabile isotoper, $\delta^{15}\text{N}$ og $\delta^{13}\text{C}$	31
4. Diskusjon	33
5. Konklusjon	39
6. Referanser	40

Sammendrag

Kvikksølvkonsentrasjon, diett, vekst og trofisk posisjon (basert på stabile isotoper av nitrogen og karbon) ble bestemt for ørret (*Salmo trutta*), røye (*Salvelinus alpinus*) og lake (*Lota lota*) i Snåsavatnet sommeren 2010.

Det ble funnet økende konsentrasjoner av kvikksølv ved økt vekt, lengde og alder for ørret, røye og lake. De høyeste konsentrasjonene hadde lake (0,38-0,96 mg Hg/kg våtvekt (vv)) etterfulgt av røye (0,02-0,42 mg Hg/kg vv) og ørret 0,08-0,39 mg Hg/kg vv). Trofisk posisjon til ørret, røye, lake og *Mysis relicta* ble undersøkt ved analyse av $\delta^{15}\text{N}$. Analysene tyder på at ørret, røye og lake ligger på omtrent det samme trofiske nivået, og at *M. relicta* ligger et trofisk nivå under. Analysene av $\delta^{13}\text{C}$ -signaturen til ørret, røye, lake og *M. relicta* tyder på at ørret i hovedsak finner sin næring i litoralsonen, røye i pelagialen, lake i profundalen og *M. relicta* fra både pelagial- og profundalsonen.

Ut fra mageinnholdet hadde ørret en variert diett med mye luftinsekter. Det ble også funnet zooplankton og fisk. I mageinnholdet til røye var det mye zooplankton, og spesielt mindre individer. Hadde mye zooplankton i dietten. Snegl og luftinsekter kom inn i dietten til større individer. Hos lake utgjorde *M. relicta* størstedelen av mageinnholdet, sammen med andre evertebrater og fisk.

Verdiene av kvikksølv i ørret og røye i Snåsavatnet er såpass høye, særlig i stor fisk, at det gir grunnlag for kostholdsråd. Folk som spiser mye fisk fra innsjøen bør advares, spesielt kvinner og barn. For lake viser regresjonene for sammenhengen mellom fiskevekt og kvikksølvkonsentrasjon at fisk over 150-200 g inneholder mer enn 0,5 mg Hg/kg vv). Det bør derfor vurderes om det skal gis kostholdsråd for lake i Snåsavatnet. I og med at *M. relicta* nå er viktig del av fiskedietten i Snåsavatnet, og fiskeartene samtidig har en relativt høy kvikksølvkonsentrasjon, kan dette antyde at *M. relicta* har bidratt til en økning av kvikksølvkonsentrasjonene i fisk i dette vannet.

Summary

Mercury concentration, diet, growth and trophic position (by use of stable isotopes of nitrogen and carbon) were analyzed in brown trout (*Salmo trutta*), Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) and burbot (*Lota lota*) in Lake Snåsavatnet, Mid Norway, during the summer of 2010.

There was a positive relationship between mercury concentrations and fish weight, length and age for all the three fish species. The highest concentrations had burbot (0.38 to 0.96 mg Hg / kg wet weight (ww)), followed by Arctic charr (from 0.02 to 0.42 mg Hg / kg ww), and brown trout from 0.08 to 0.39 mg Hg / kg ww. The trophic level of brown trout, Arctic charr, burbot and *Mysis relicta* were examined by analysis of $\delta^{15}\text{N}$. The analyzes indicated that the brown trout, Arctic charr and burbot are at nearly the same trophic level, and that *M. relicta* is at about one trophic level lower. Analyzes of the $\delta^{13}\text{C}$ -signature of the brown trout, Arctic charr, burbot and *M. relicta* suggest that the brown trout mainly gets its prey from the littoral zone, arctic charr from the pelagial zone, burbot from the profundal zone, and *M. relicta* from both the pelagial and profundal zone. Based on the stomach contents, brown trout had a varied diet, with terrestrial insects, zooplankton and fish as the main components. The stomach contents of the Arctic charr contained a lot of zooplankton, and especially in smaller individuals. Snails and insects came into the diet of larger individuals. For burbot, *M. relicta* was the main prey item, together with other invertebrates and fish.

The concentrations of mercury in brown trout and Arctic charr in Lake Snåsavatnet are relatively high, especially in larger and older fish, and people who use much fish from the lake should be warned, especially women and children. According to the regressions between fish weight and mercury concentration, burbot above 150-200 g in weight contains more than 0.5 mg Hg / Kg ww. Dietary advice for burbot in Lake Snåsavatnet is therefore needed relative to "Groups at risk" (children, pregnant women etc.). Since *M. relicta* has become an important part of the fish diet in Lake Snåsavatnet, and the fish species concurrently have a relatively high mercury concentration, this may suggest that *M. relicta* has contributed to an increased mercury concentration in fish in this lake.

1. Innledning

Kvikksølv finnes i mange kjemiske og fysiske former, som også har forskjellig giftighet og biologisk virkning (Leermakers et al. 2005). Kvikksølv er flyktig ved normal temperatur og kan opptre i gassform (Heron 1987). Den mest dominerende kvikksølvformen i fisk (95 %) er metylkvikksølv (MeHg), og er den eneste kvikksølvformen som biomagnifiseres i næringskjeden (Surma-Aho et al. 1986; Spry & Wiener 1991; Kidd et al. 1995; Rosseland et al. 2007). Sedimentundersøkelser i innsjøer i Alaska viser en tredobling av den atmosfæriske kvikksølvdeponeringen etter den industrielle revolusjonen (Fitzgerald et al. 2005), men de siste to tiårene er det påvist en nedgang i atmosfæriske kvikksølvavsetninger (Wängberg 2010). Det er likevel de siste to tiåra funnet økende mengde med kvikksølv i ørret i Norge (Fjeld 2009). En av grunnene kan ligge i frigjøringen av kvikksølv nedstrøms områder der det har vært drevet utstrakt hogst (Bishop et al. 2009).

Studier har vist at vekstrate, matinntak og fysiologi (Schetagne & Verdon 1999), vekt (Berninger & Pennanen 1995), lengde (Grieb et al. 1990), alder (Kim 1995; Rosseland et al. 2007) og fiskens trofiske posisjon i næringskjeden (Cabana & Rasmussen 1994) vil påvirke kvikksølvmengden hos fisk i en innsjø. Kvikksølv tas hovedsakelig opp i fisken gjennom føden (Harris & Bodaly 1998). Analyser av stabile isotoper av nitrogen ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N} = \delta^{15}\text{N}$) og karbon ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C} = \delta^{13}\text{C}$) i fisk blir blant annet brukt til å kartlegge fiskens næringsnett og trofiske posisjon (Dempson & Power 2004). Lengden på næringskjeden blir bestemt ved at et trofisk nivå tilsvarer omtrent 3- 3,5 ‰ ($\delta^{15}\text{N}$) (Cabana & Rasmussen 1994), mens $\delta^{13}\text{C}$ -konsentrasjonen definerer den organiske kilden i bunnen av næringskjeden (DeNiro & Epstein 1978; Cabana & Rasmussen 1994). Det vil si at $\delta^{13}\text{C}$ identifiserer karbonkilden, og i hvilken del av innsjøen fiskens næring kommer fra (France 1997).

Næringskjeder kan endres ved for eks. etablering av nye arter i en innsjø. Dette kan ha funnet sted ved for eks. etablering av *M. relictus* i flere innsjøer i Trøndelag (Langeland et al. 1991). På grunn av biomagnifisering av kvikksølv, kan slike endringer i næringskjedene også føre til endringer i kvikksølvkonsentrasjoner i fisk, og dermed også få en helsemessig risiko for mennesker som konsumerer slik fisk om nivåene overstiger etablerte grenseverdier (Grandjean & N. 1997; Clarkson 2003).

M. relicta er en stor pungreke som naturlig forekommer i innsjøer på den nordlige halvkule under den marine grense (Kjellberg et al. 1991). Den ble satt ut i ni norske innsjøer og spredde seg nedstrøms til seks andre sjøer (Koksvik et al. 2009). Usettingen av *M. relicta* foregikk mellom 1968 og 1974 (Koksvik et al. 2009). Det pågikk også omfattende utsetninger av *M. relicta* i Nord-Amerikanske innsjøer i samme perioden som i Norge (Lasenby et al. 1986). Det var tidligere trodd at *M. relicta* beitet på dødt organisk materiale fra bunnen av innsjøer, og med sin vertikale vandring skulle den bli næring for fisk som beitet i de øvre vannlagene (Fürst. M 1984). Det viste seg at næringsvalget til *M. relicta* var langt mer nyansert, og den kan beite på planteplankton, pollen, zooplankton, bunndyr, og dødt organisk materiale (Grossnickle 1982; Branstrator et al. 2000; Johannsson et al. 2001; Lasenby & Shi 2004; Scharf et al. 2008). Etter etableringen i en rekke nye innsjøer både i Nord-Amerika og Skandinavia ble det etter hvert tydelig at *M. relicta* hadde evnen til å redusere zooplanktontettheten og endre artssammensetningen i zooplanktonsamfunnet gjennom sin predatoradferd (Lasenby & Langford 1973; Kinsten & Olsen 1981; Lasenby et al. 1986; Nero & Sprules 1986; Langeland et al. 1991; Spencer et al. 1999).

M. relicta kom til Snåsavatnet via Bogna kraftverk etter utsetting til Bangsjøan den 1. april 1970 (Arnekleiv & Koksvik 1986). Snåsavatnet i Nord-Trøndelag var en av innsjøene i denne landsdelen der *M. relicta* etablerte en bestand. Dermed er det også en mulighet for at næring og næringskjeder for fiskeartene i innsjøen er blitt endret, og at dette kan ha ført til endringer i kvikksølvkonsentrasjoner i fisken. Det er imidlertid ikke kjent for meg om det har vært gjennomført studier av kvikksølv i fisk i denne innsjøen tidligere. I denne oppgaven som omhandler ørret (*Salmo trutta*), røye (*Salvelinus alpinus*) og lake (*Lota lota*) i Snåsavatnet, ble derfor både kvikksølv og stabile isotoper analysert fra et utvalg individer av hver art. Ut fra dette har jeg satt opp følgende problemstillinger:

- Har den trofiske posisjonen til ørret, røye og lake i Snåsavatnet betydning for kvikksølvkonsentrasjonen?
- Kan fiskeartenes diett og vekst forklare evt. forskjeller i kvikksølvkonsentrasjoner?
- Bør det innføres kostholdsråd for de ulike artene pga. kvikksølvkonsentrasjoner i fisken?

2. Materiale og metode

2.1. Områdebeskrivelse

Feltarbeidet er gjennomført i Snåsavatnet, Norges sjette største innsjø, og Nord-Trøndelags største innsjø. Snåsavatnet deles mellom Steinkjer og Snåsa kommune. Flere elver drenerer ned i Snåsavatnet, med Grana og Gjøstadelva som de største. Utløpselva fra Snåsavatnet heter Byaelva, og den møter Ognalva like nord for Steinkjer, og de danner Steinkjervelva.

Nøkkeltall for Snåsavatnet er beskrevet av Arnekleiv et al. (2004):

Areal	118 Km ²
Volum	5500 mill m ³
Middeldyp	46 m
Størst dyp	121 m
Middelvanntilføring	52 m ³ /s
Teoretisk oppholdstid	3,3 år
Høyde over havet	22
Reguleringshøyde	0,9 m

Området rundt Snåsavatnet beskrives med disse nøkkeltallene, også hentet fra Arnekleiv et al. (2004):

Nedbørsfelt	1418 Km ²
Dyrka mark	4 %
Skog	47 %
Vannflate	12 %
Myr, fjell og annet	37 %

De fem fiskeartene i Snåsavatnet er ørret, røye, lake, ål (*Anguilla anguilla*) og trepigget stingsild (*Gasterosteus aculeatus*). Før *Mysis relicta* vandret ned fra Bangsjøen tidlig på 70-tallet var de årlige fangstene av fisk i Snåsavatnet på 30-70 tonn (Lien et al. 1988). Dette var i hovedsak røye, fisket på gyteplassene, og fra flytegarvfisket på våren og sommeren. På 50- og 60-tallet var fangstene helt opp i 80-90 tonn (Tronstad 2011). Etter at *M. relicta* var påvist, gikk fangstene ned til 9-14 tonn, jevnt fordelt på røye og ørret (Rikstad. A 1988). Det fortelles av personer som fisket mye i Snåsavatnet før *M. relicta* ble påvist at på våren var det mange båter som lå ute på vannet og pilket etter røye som gikk i stim, og røye opp mot ett kilo var ikke uvanlig (Mæhlumsveen 2011). Snåsavatnet benyttes fremdeles av sportsfiskere og lokale fiskere. I dag er det i hovedsak fiske etter ørret, men med noe fiske etter røye på gyteplassene. Snåsavatnet benyttes av mange som drikkevannskilde. Steinkjer by tar drikkevann fra Reinsvatnet som Snåsavatnet drenerer ned til. Snåsa sentrum tar

drikkevann rett fra Snåsavatnet (Arnekleiv et al. 2004). Vannkvaliteten har endret seg etter at *M. relicta* kom vandrende fra Bangsjøan. *M. relicta* beitet ned zooplankton som igjen resulterte i en oppblomstring av planteplankton, og siktedypet ble redusert fra 6 til 4 meter på 12 år (Lien et al. 1988). Mange av elvene som munner ut i Snåsavatnet viste seg å være sterkt belastet med næringssalter og koliforme bakterier. Tilførsel av næringsstoffer skjer i hovedsak fra jordbruk, husdyrgjødsel og kloakk. Teoretiske tilførsler av nitrogen og fosfor er beregnet til henholdsvis 513,5 tonn og 23,4 tonn (Lien et al. 1988). Måling av næringssaltkonsentrasjoner i utløpselva i 1986/87 viser liten transport av forurensende stoffer ut av Snåsavatnet, og dette tyder på at tilført organisk stoff og næringssalter omsettes og sedimenteres. Lien et al. (1988) utarbeidet belastningsmodeller som viste betenkelig høye nivåer av fosfor.

2.2. Innsamling av fisk

Innsamling av fisk foregikk med garn og oter. Det ble i hovedsak fisket i et fast område under hele prøvefiskeperioden. I dette området var det tre ulike garnplasser som ble benyttet. De røde strekene på figur 1 viser hvor to pelagiske lenker med tre garn i hver ble satt. De gule strekene viser hvor det ble satt seks settegarn, og de grønne strekene viser hvor tre settegarn ble plassert i gytetida hos røye (rørkast).

Tabell 1: Antall fisk fanget av de ulike artene ved garnfisket i juni, juli, september, på oter i juni, og på garn satt på gyteplasser for røye i oktober 2010 (rørkast).

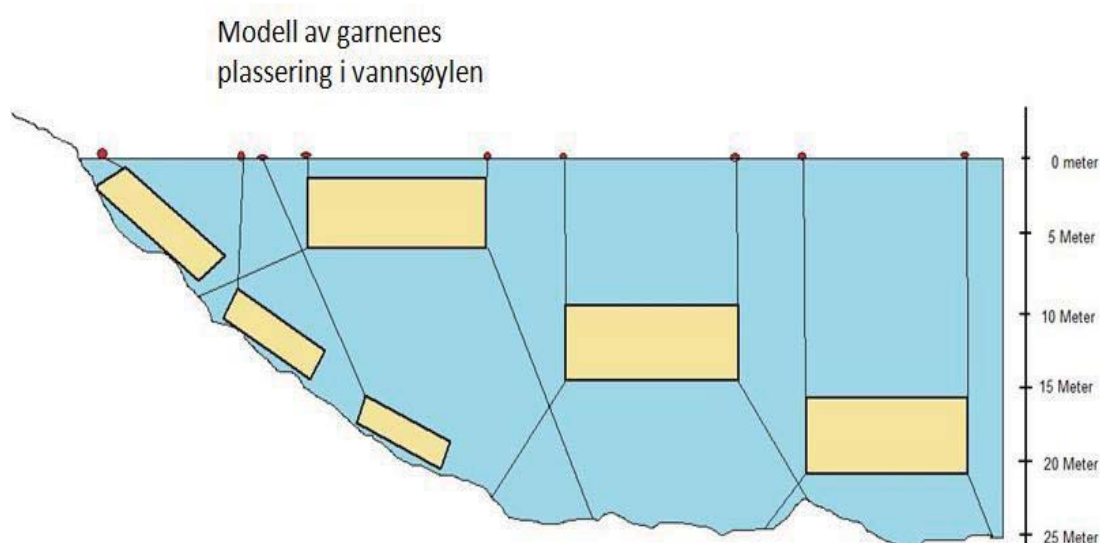
	Ørret	Røye	Lake	Total
Juni	8	5	3	16
Juli	29	7	3	39
September	42	9	23	74
Oter	10	4	0	14
Rørkast	18	18	2	38
Total	107	43	31	181

Prøvefiske med sette- og flytegarn ble gjennomført den 23-26 juni, 22-24 juli og 10-12 september 2010. Fisket på rørkast ble gjennomført den 21. oktober. I tillegg ble det fisket med oter i det samme området på kvelden den 26. juni. Det ble observert store mengder fisk oppe for å beite på døynfler den kvelden. Området rundt Øksnesøya har blitt brukt mye til sportsfiske og «mataukfiske» av folk i Øvre Kvam i lang tid. Jeg har selv brukt området mye, og valgte på bakgrunn av dette å legge prøvefisket til Øksnesøya. Østenden av Øksnesøya regnes også som et av de beste områdene for garnfiske etter røye i gytetida.



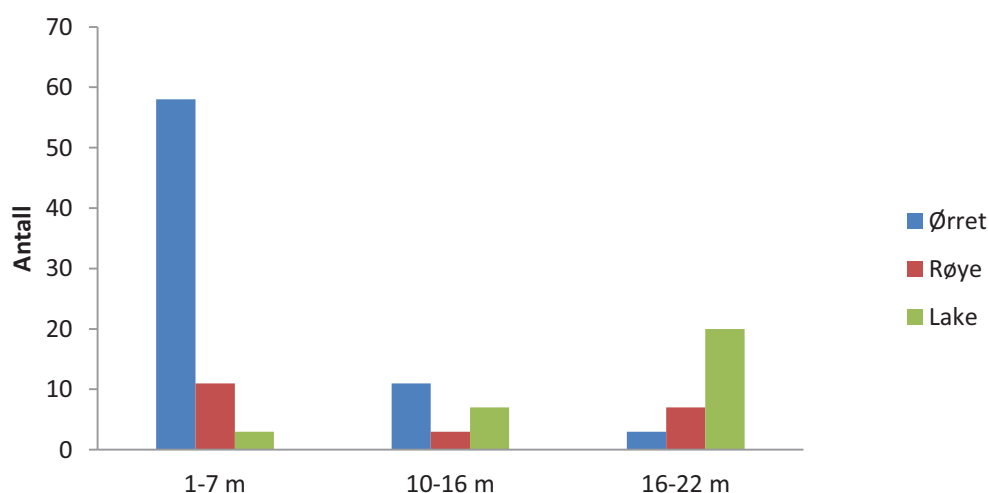
Figur 1: Studieområdet i Snåsavatnet med de forskjellige garnplassene. Røde streker symboliserer lenker med flytegarn. Gule streker symboliserer settegarn, og grønne streker symboliserer garn satt på rørkast. Bildet er hentet fra (Statens Kartverk 2011)

Settegarna var 1,5 x 25 meter, mens de pelagiske garna var 4/6 x 25 meter. Følgende maskevidder ble benyttet både for settegarn og pelagiske garn: 16.5, 19.5, 22.5, 26, 29 og 35 mm. Settegarna ble satt på 1-7, 10-16 og 16-22 meters dyp, dvs. i både littoral og profundalsonen.



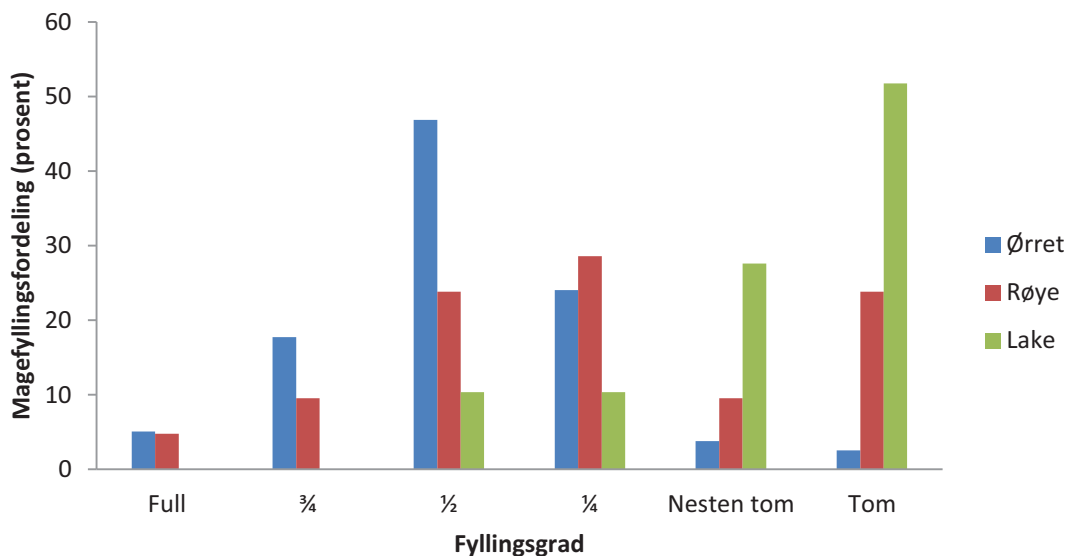
Figur 2: Tegning av garnenes plassering i vannsøyla. Garna vart sette en natt på hver av dypa i alle prøvefiskeperiodene.

Det ble registrert store forskjeller for de ulike artene når det gjelder fangstdybde (Figur 3). De pelagiske garna ble satt i den fri vannmassen, 300 meter fra land, på dybde 1-7, 10-16 og 16-22 m fra overflaten. Der de pelagiske garna ble satt på 16-22 meter var det mellom to og fem meter til bunn. Grunnen til at garna ikke ble satt helt til overflata var for å unngå konflikt med båttrafikk. Garna ble satt ca. kl 21.00 og tatt opp ca. kl 09.00 dagen etter, for å få 12 timers fiske hver natt. Samlet garninnsats ble på 108 garnnetter. Det ble også supplert med noe fisk tatt på oter under den første prøvefiskeperioden, fordi det ble tatt lite fisk i denne perioden. De største ørretene i undersøkelsen ble tatt på oter. Det ble også fisket tre garnnetter på gyteplassen til røye i oktober for å få et større datamateriale og en oversikt over størrelsen på gytefisken.



Figur 3: Samlet fangst av ørret, røye og lake på garn satt på ulike dybder (1-7, 10-16 og 16-22 m) i Snåsavatnet sommeren 2010.

Hver fisk ble lengdemålt til nærmeste millimeter, og veid til nærmeste gram. Kjønn, kjønnsstadium og kjøttfarge ble bestemt for ørret og røye. Mageprøver ble samlet inn fra ørret, røye og lake. I alt 131 fisk inngår i analysene. Fyllingsgraden i magesekken ble vurdert etter en skala fra tom, nesten tom, $\frac{1}{4}$ full, $\frac{1}{2}$ full, $\frac{3}{4}$ full og full.



Figur 4: Magefylling (%) hos ørret, røye og lake fanget i juni, juli og september i Snåsavatnet, sommeren 2010.

Ørret hadde den høyeste fyllingsgraden, men det var store individforskjeller, fra full magesekk til tom (Figur 4). Også hos røye og lake var det store individforskjeller med hensyn til magefylling (Figur 4). Ved analysen er materialet delt inn i tre lengdeklasser, 10-19,9cm, 20-29,9cm, og over 30 cm. Analyser av mageprøver ble utført under stereolupe på økologilaboratoriet ved Institutt for naturforvaltning (INA). Byttedyrene ble sortert, og volumprosenten av ulike byttedyr anslått (Hyslop 1980). Landinsekter er samlet i en gruppe. Det ble også funnet noen små trebiter og mineralkorn.

Skjellprøver fra ørret, og otolitter fra alle fiskene ble samlet inn og lagt i separate skjellkonvolutter. Skjellene

fra ørret ble brukt til tilbakeregning av lengde ved alder, mens otolittene ble brukt til å bestemme alder til alle artene. Ved hjelp av skjellpresse ble det laget avtrykk i en celluloidstrimmel av et utvalg skjell fra hver fisk. Otolittene ble enten lagt i sprit for klaring eller delt i to og brent for avlesing av vintersoner (Christensen 1964). Valg av metode ble fortløpende vurdert for hvert enkelt individ på grunnlag av størrelsen og tykkelsen til



Figur 5: Et av garnene som var satt på rørkast i oktober.

otolitten. Ørretotolitter ble som regel avlest etter klaring i sprit. Røyeotolitter og lakeotolitter ble som regel delt i to og brent før avlesing. Det ble plukket ut 10 røyer, 9 ørret og 7 laker for analyse av kvikksølv og stabile isotoper ($\delta^{15}\text{N}$ og $\delta^{13}\text{C}$). Fiskene ble valgt ut for å dekke et så stort lengde- og aldersintervall som mulig. Analyser av stabile isotoper og kvikksølv ble gjort ved Isotoplaboratoriet ved Institutt for Plante og Miljøvitenskap (IPM-UMB) ved bruk av metoder beskrevet av Jenssen *et al.* (2010). Ca 0,5-1 g fiskekjøtt ble kjørt i en håndmikser med ca 0,3 l destilert vann. Prøvene ble så fryst ned til -18°C , for deretter å bli frysetørket. Prøver av den frysetørkede fisken ble veid til 0,8-1,2 mg homogent fiskevev, og lagt i en tinnkapsel for brenning. Kjente standarder som husstandarder (ørret) og det internasjonale atomenergi byrået (IAEA) sin standard for ekstern bruk ble benyttet for å øke nøyaktigheten av analysen. Nitrogen- og karbonisotoper ble analysert i Flash Elemental Analyser (EA) og Finningan Delta⁺ XP Continuous- Flow stable isotope ratio mass spectrometer (CF-IRMS).

3. Resultater

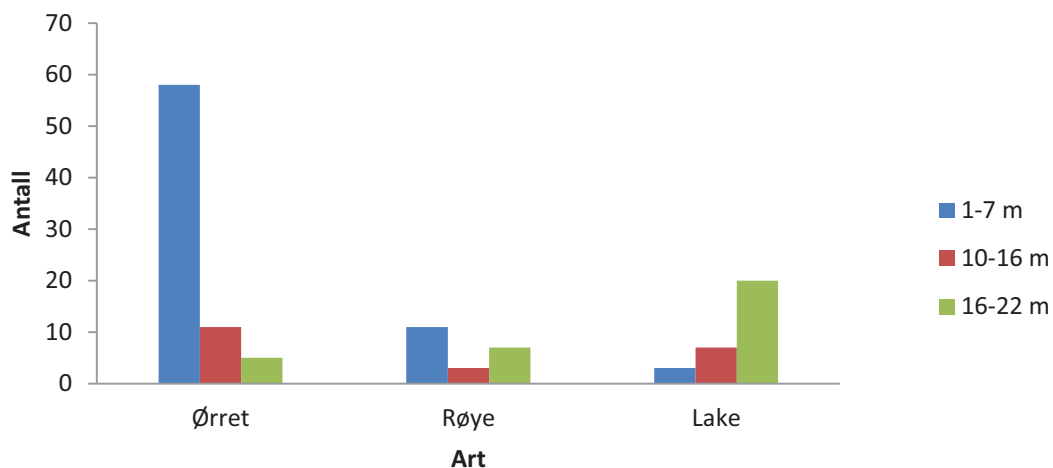
3.1. Fangst og habitatbruk

Det ble fanget ørret, røye og lake i et stort spenn av vekt- og lengdeklasser (Tabell 2). Den minste fisken var en røye på 26 g og 14,6 cm, mens den største fisken var en ørret på 1062 g og 48,7 cm. Det ble fanget mye mer ørret (61,5 %) enn røye og lake (henholdsvis 16,2 % og 22,3 %). Gjennomsnittslengden for ørret og røye var svært lik, med kun 1,1 cm i forskjell. Lake var gjennomsnittlig over 10 cm lengre enn ørret og røye i mine fangster.

Tabell 2: Fangst av ørret, røye og lake i Snåsavatnet i juni, juli og september 2010 fordelt på antall, lengde og vekt. Gjennomsnitt (GS), Intervall (IT) og standardavvik (SD).

	Antall	Lengde (cm)			Vekt (gram)		
		GS	IT	SD	GS	IT	SD
Ørret	80	25,5	14,6-48,7	7,4	187,2	31-1062	173,9
Røye	21	26,6	14,6-31,9	5	181,5	26-317	82,9
Lake	29	36,7	26-46,2	4,3	336,6	143-585	108,5

Det var en stor overvekt av ørret tatt på garn satt på 1-7 meters dybde (78,4 %). Kun 6,8 % av ørreten ble fanget på 16-22 meters dybde (Fig. 5). Halvparten av røyene ble tatt fra 1-7 m, mens 14,3 % ble fanget fra 10-16 m, og 33,3 % ble fanget på 16-22 meters dyp (Fig. 6).



Figur 6: Fangstfordeling av ørret, røye og lake på de ulike garndybde i Snåsavatnet, sommeren 2010.

Lake ble i hovedsak tatt på dypere vann, med 67,7 prosent tatt på 16-22 m, mens kun 10 % ble fanget på 1-7 m (Figur 6). Det ble stort sett fanget ørret på 1-7 m på settegarn. Det var kun sporadisk at fisk ble fanget på andre dybder og på pelagiske garn.

Tabell 3: Antall ørret fanget pr 100 m² settegarn (Bg) og pelagiske garn (Fl.g.) i Snåsavatnet i juni, juli og september. Garn er satt på 1-7, 10-16 og 16-22 m, henholdsvis langs bunn (settegarn) og i den fri vannmassen (pelagiske garn).

Garntype/Maskevidde	Juni			Juli			Sept		
	1-7 m	10-16 m	16-22 m	1-7 m	10-16 m	16-22 m	1-7 m	10-16 m	16-22 m
Settegarn 16,5				18,67			21,33	2,67	
Bg 19,5	2,67			16,00	5,33		10,67		2,67
Bg 22,5				10,67			2,67		
Bg 26				2,67			10,67	2,67	
Bg 29	2,67			8,00			10,67	8,00	2,67
Bg 35	2,67						10,67	2,67	2,67
Pel. garn 16,5	1,00			1,00					1,00
Fl.g 19,5				1,33					
Fl.g 22,5	1,00								
Fl.g 26	1,33			1,33					0,67
Fl.g 29		1,00		1,00					
Fl.g 35				0,67				0,67	

Tabell 4: Antall røye fanget pr 100 m² settegarn (Bg) og pelagiske garn (Fl.g.) i Snåsavatnet i juni, juli og september 2010. Garna er satt på 1-7, 10-16 og 16-22 m, henholdsvis langs bunn (settegarn) og i den frie vannmassen (pelagiske garn).

Garntype/Maskevidde	Juni			Juli			Sept		
	1-7 m	10-16 m	16-22 m	1-7 m	10-16 m	16-22 m	1-7 m	10-16 m	16-22 m
Settegarn 16,5									
Settegarn 19,5									
Bg 22,5				2,67					
Bg 26							2,67	2,67	
Bg 29				5,33		2,67			
Bg 35									
Pel. garn 16,5									2,00
pel. garn 19,5				0,67					
Fl.g 22,5			3,00						
Fl.g 26			0,67						
Fl.g 29		1,00		1,00	1,00		2,00		
Fl.g 35									

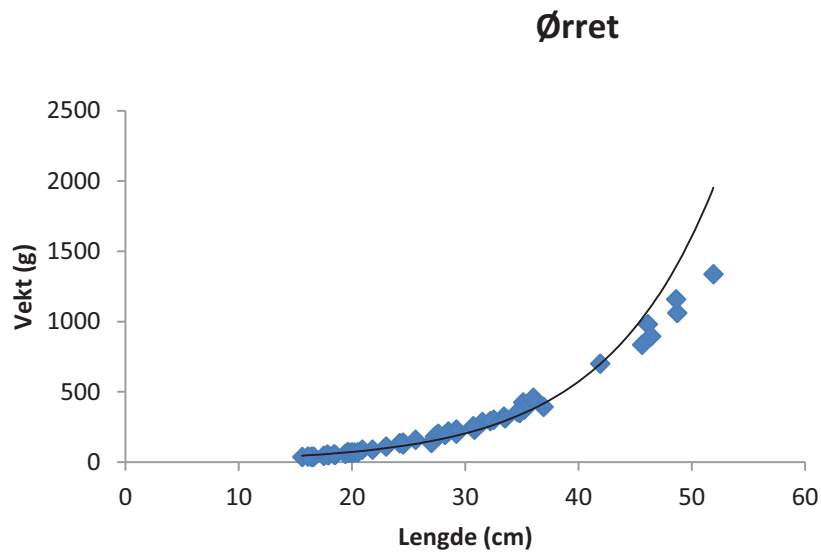
Det ble fanget få røyer på alle dybder (tabell 4). Det samme gjelder lake (Tabell 5). Ut fra fangstfordelingen ser det ut til at ørret forekommer med størst tetthet i littoralsonen, røye er vanligst pelagialt, mens lake er i stor grad profundal.

Tabell 5: Antall lake fanget pr 100 m² settegarn (Bg) og pelagiske garn (Fl.g.) i Snåsavatnet i juni, juli og september 2010. Garna er satt på 1-7, 10-16 og 16-22 m, henholdsvis langs bunn (settegarn) og i den frie vannmassen (pelagiske garn).

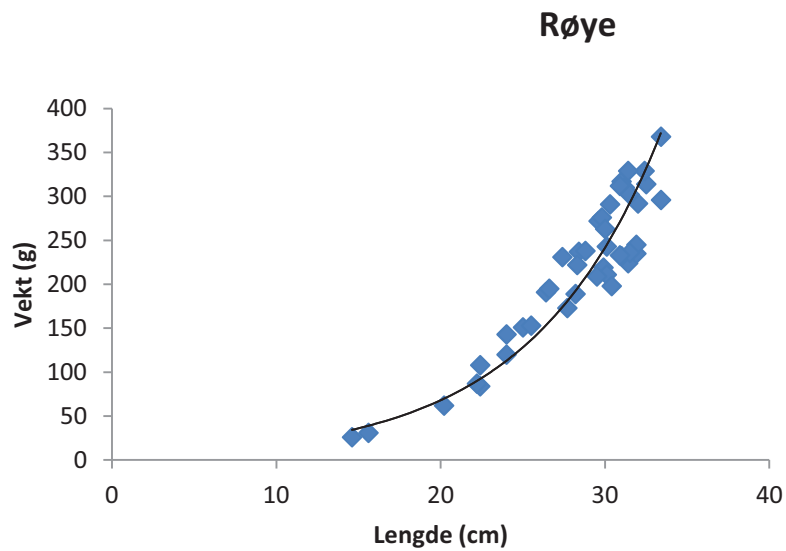
Maskevidde	Juni			Juli			Sept		
	1-7 m	10-16 m	16-22 m	1-7 m	10-16 m	16-22 m	1-7 m	10-16 m	16-22 m
Bg 16,5									
Bg 19,5									
Bg 22,5							2,67		
Bg 26							2,67		5,33
Bg 29			8,00					2,67	8,00
Bg 35							2,67		10,67
Fl.g 16,5									
Fl.g 19,5									
Fl.g 22,5									
Fl.g 26						0,67			
Fl.g 29						1,00		6,00	2,00
Fl.g 35						0,67			1,33

3.2. Lengde vektforholdet

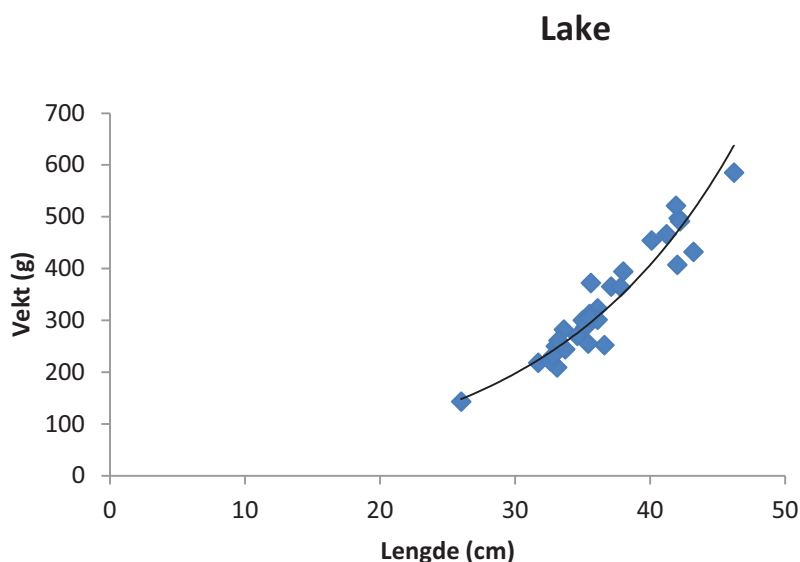
Lengde mot vekt for ørret (Figur 7), røye (Figur 8) og lake (Figur 9) er vist med regresjoner. Alle figurene er signifikante.



Figur 7: Forholdet mellom lengde og vekt hos ørret fanget i Snåsavatnet sommeren 2010. ($R^2 = 0,88$, $F_{1,105} = 706,9$, $P = 0,001$).



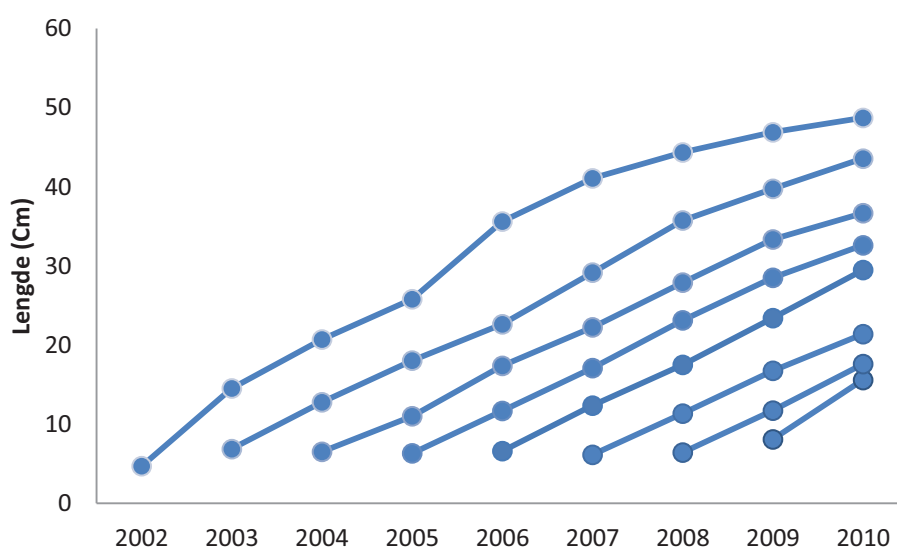
Figur 8: Forholdet mellom lengde og vekt hos røye fanget i Snåsavatnet sommeren 2010. ($R^2 = 0,84$, $F_{1,42} = 222,2$, $P = 0,001$).



Figur 9: Forholdet mellom lengde og vekt hos lake fanget i Snåsavatnet sommeren 2010. $R^2 = 0,95$, $F_{1,30} = 242,9$, $P = 0,001$).

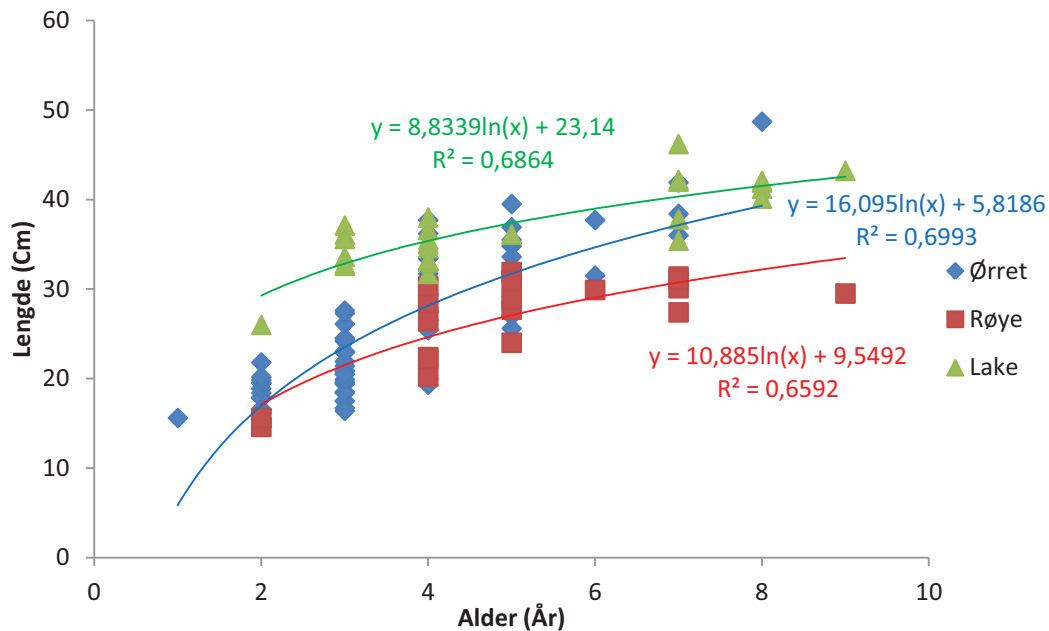
3.3. Lengde ved alder

Ut fra tilbakeregnet lengde ved alder for de ulike årsklassene av ørret tatt ved prøvefisket i Snåsavatnet i 2010, har ørreten en relativt god vekst (Figur 10). Selv for eldre fisk er det fortsatt god vekst. Det er likevel noe variasjon mellom årsklassene. Ørret klekket i 2006 har en vesentlig bedre vekst enn ørret klekket i årene 2005 og 2007 (Figur 10). Årsklassene 2002 og 2009 var t kun representert med et individ hver.



Figur 10: Tilbakeberegnet vekst for ulike årsklasser av ørret i Snåsavatnet sommeren 2010.

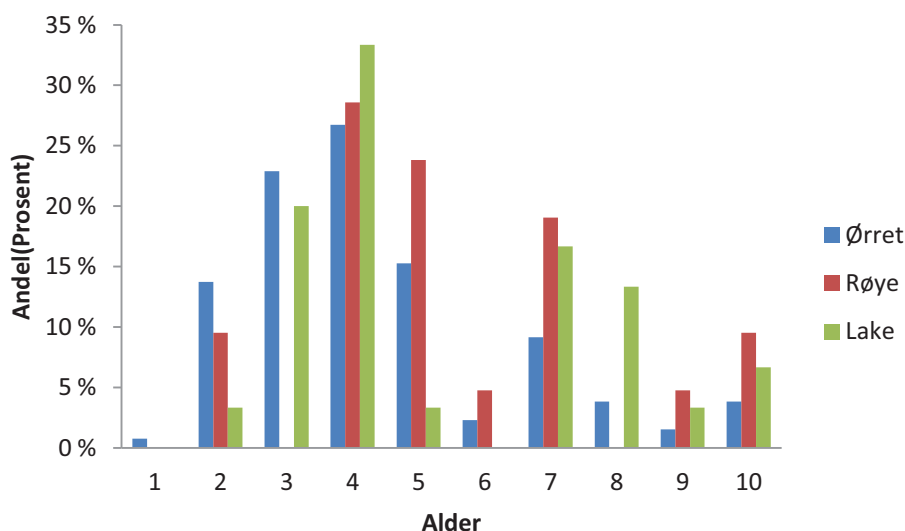
I motsetning til ørret, ser det ut til at både røye og lake har liten lengdeøkning etter 4-5 års alder (Figur 10). De første leveårene er det imidlertid liten forskjell i vekst hos ørret og røye, men røye stagnerer mer eller mindre ved alder rundt fem år og før de har oppnådd en lengde på 30 cm (Figur 10).



Figur 11: Alder og lengde hos ørret, røye og lake fanget i Snåsavtnet sommeren 2010.

3.4. Aldersfordeling

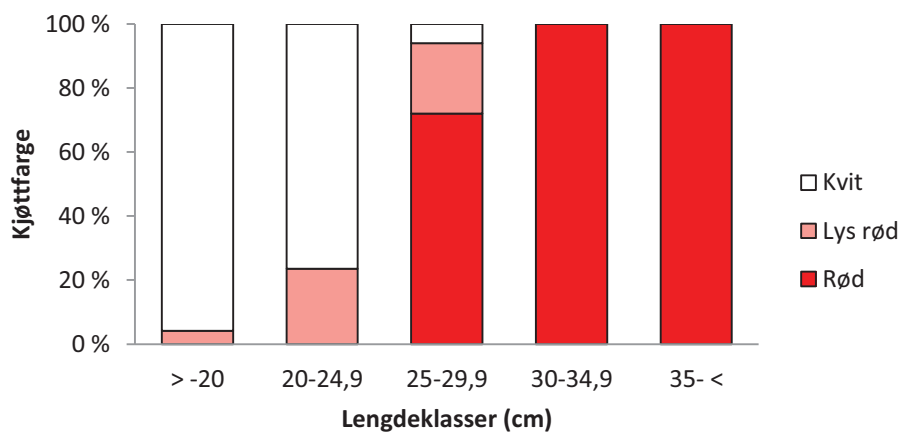
Ørret, røye og lake klekket i 2006 (dvs. 4 vintre gamle i 2010) var den største årsklassen for alle artene i fangsten (Figur 12). Årsklasse 2007 hos røye (3 vintre) var helt fraværende i fangstene (figur 12). Det var også svært få fisk av alle artene klekket i 2004 (6 vintre). Fisk klekket i 2003 (7 vintre) var langt bedre representert. Det kan se ut som om årsklassenes styrke varierer på samme måte for samtlige tre arter.



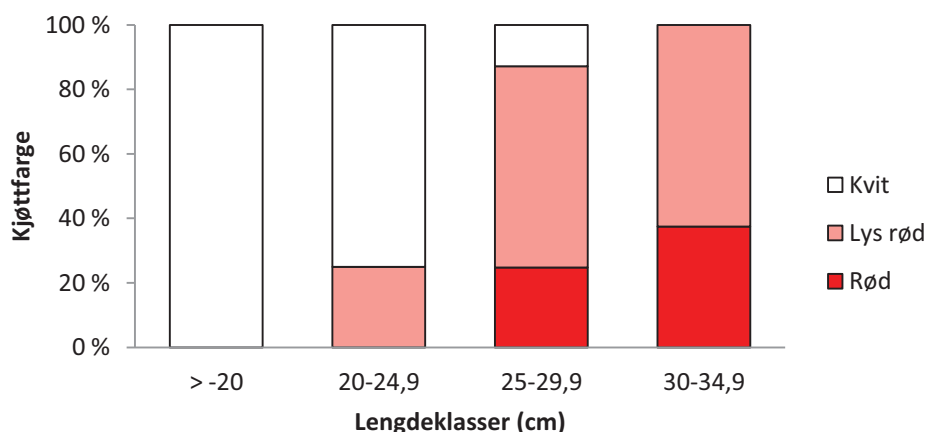
Figur 12: Aldersfordeling av ørret, røye og lake tatt på garn i Snåsavatnet sommeren 2010 (Kji= 0,12).

3.5. Kjøttfarge

De fleste ørret i Snåsavatnet med lengder under 25 cm har hvit kjøttfarge, men noen har lys rød kjøttfarge (Figur 13). Fisk over 25 cm har stort sett rød kjøttfarge (Figur 13). Røye går over fra kvit til lys rød kjøttfarge noe seinere enn ørret (Figur 14).



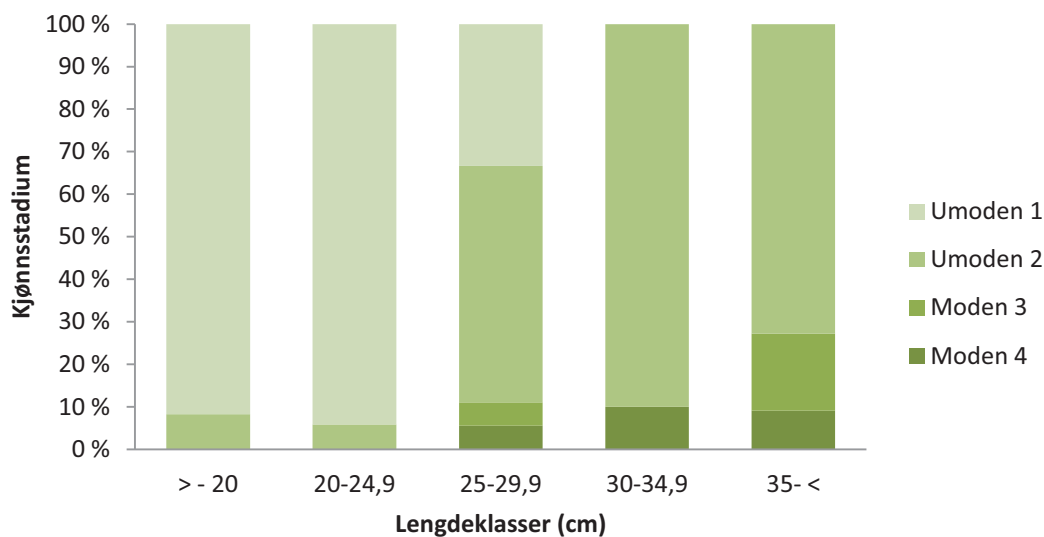
Figur 13: Forholdet mellom kjøttfarge og lengde hos ørret i Snåsavatnet sommeren 2010



Figur 14: Forholdet mellom kjøttfarge og lengde hos røye i Snåsavatnet sommeren 2010.

3.6. Kjønnsstadium

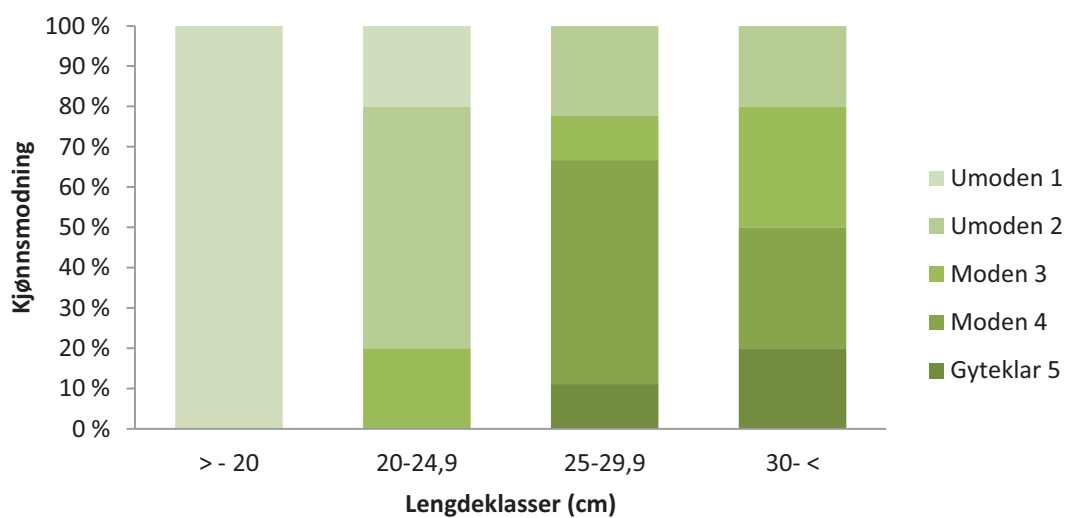
Ørret i Snåsavatnet begynner å bli kjønnsmodne ved lengder over 25 cm, men det er relativt stor andel i Stadium II, dvs. umodne fisk, selv i lengdeklassen over 35 cm (Figur 15). De fleste røyene med lengder over 25 cm var kjønnsmodne (Figur 16)



Figur 15: Forholdet mellom lengde og kjønnsmodning hos ørret i Snåsavatnet sommeren 2010. Umoden- og moden fisk ble begge delt inn i to grupper etter grad av kjønnsmodning.

For røye var 20 % av røyene moden i lengdeklasse 20-24,9 cm. Ingen under 20 cm var kjønnsmoden.

For lengdeklassene 25- 29,9 cm, og større enn 30 cm var 80 % av røyene moden(Figur 16).

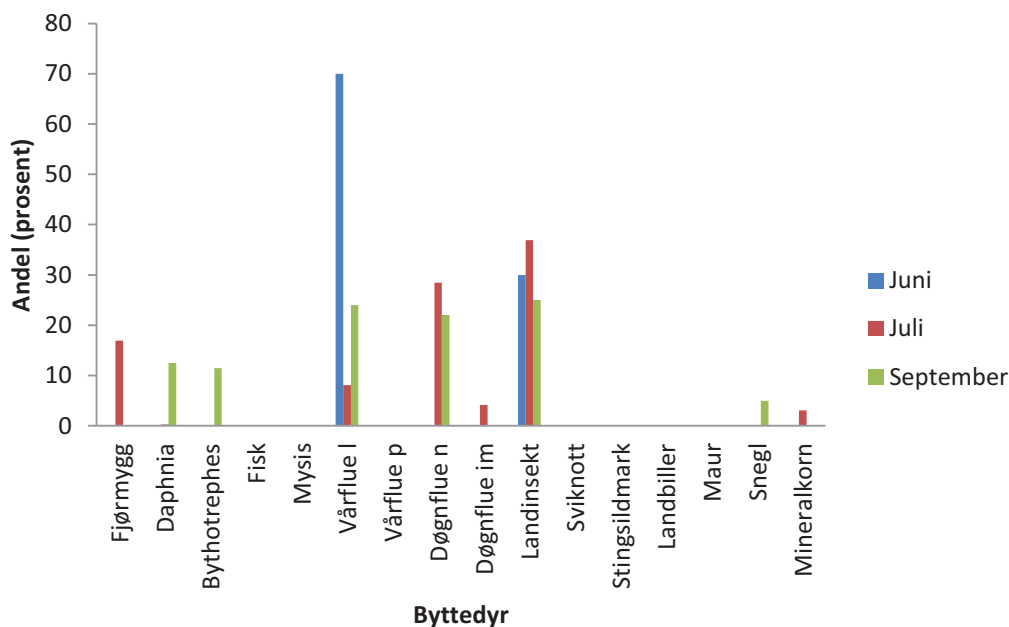


Figur 16: Forholdet mellom lengde og kjønnsmodning hos røye i Snåsavatnet sommeren 2010. Umoden- og moden fisk ble begge delt inn i to grupper etter grad av kjønnsmodning.

3.7. Diett

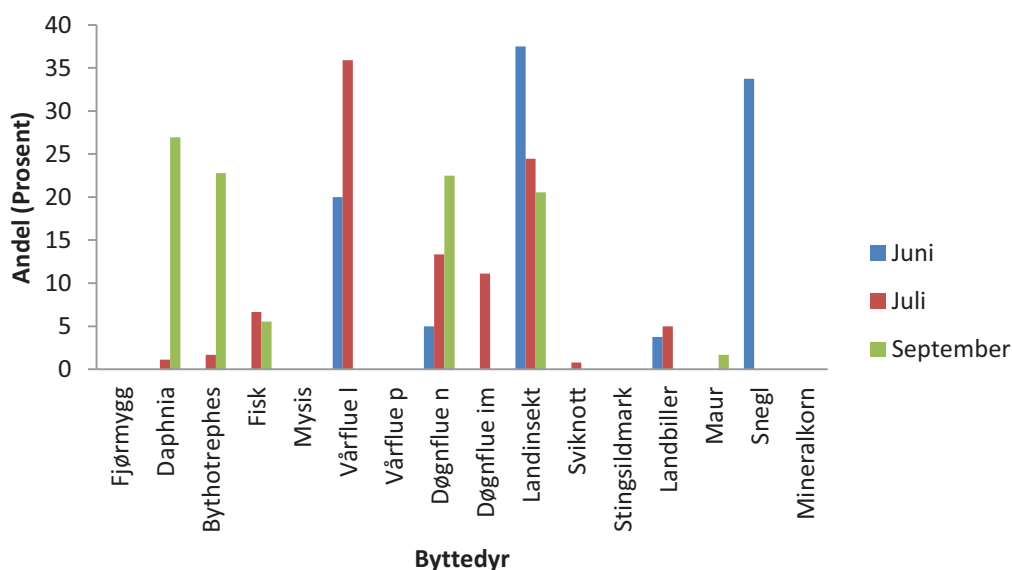
3.7.1 Ørret

I alt 80 ørret fra garnfisket i Snåsavatnet i juni, juli og september 2010 ble undersøkt med hensyn til mageinnhold. To fisk hadde tomme mager, og tre var nesten uten mageinnhold. I de resterende 75 fiskene var det samlet en svært variert forekomst av næringsdyr (Figur 17). I juli var det overvekt av døgnfluenymfer og diverse landinsekt. Det var også en del fjørmygg og vårfluelarver. Små mengder *Daphnia* ble også funnet. I september var det langt større innslag av *Daphnia* og *Bythotrephes* (12,5 og 11,5 %). Det var fremdeles en overvekt av diverse landinsekt, vårfluelarver og døgnfluenymfer i dietten hos ørret mellom 10 og 19,9 cm.



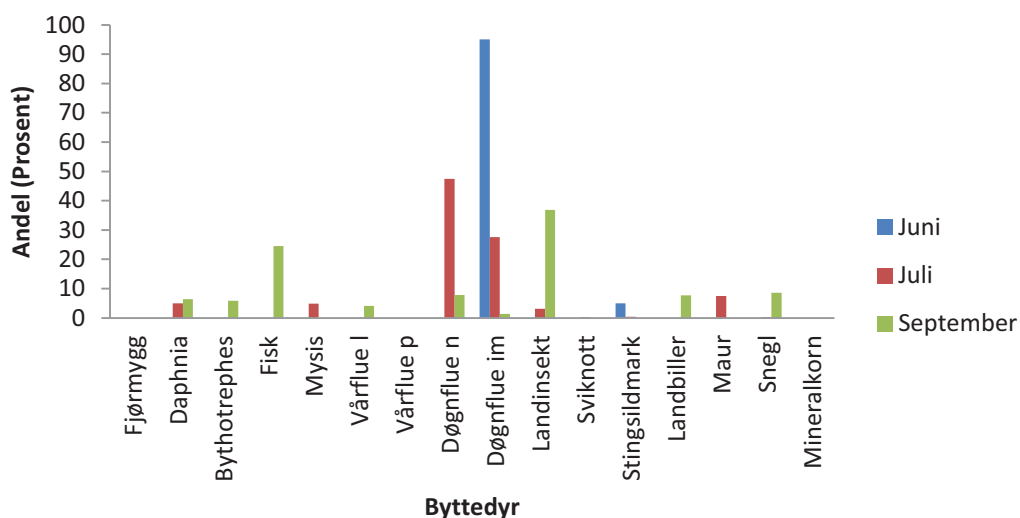
Figur 17: Diett for ørret i lengdeklasse 10-19,9 cm, samlet inn i Snåsavatnet sommeren 2010. Juni (N=1), Juli (N=13) og September (N=10).

I juni var snegl en viktig del av dietten til ørret mellom 20 og 29,9 cm (Figur 18). Fremdeles var diverse landinsekter og vårfluelarver viktige. Det kom også inn noe terrestriske biller. Vårfluelarver, div landinsekter, døgnfluenymfer og døgnfluer var dominerende i juli. Det var også konsumert noe stingsild og terrestriske biller. I september kom *Daphnia* og *Bythotrephes* inn som en viktig del av dietten. Fremdeles var døgnfluenymfer og div landinsekter viktige.



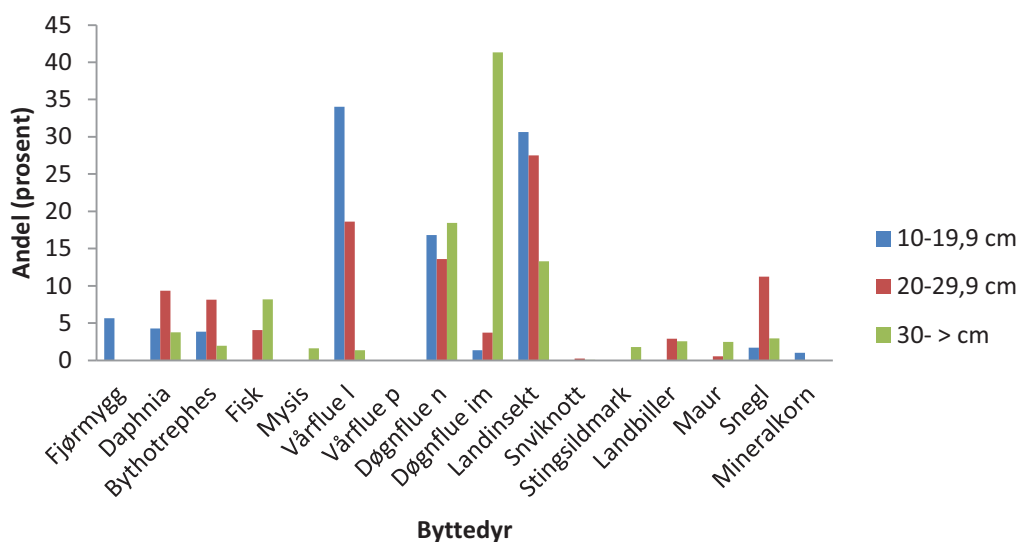
Figur 18: Diett for ørret (20-29,9 cm) fanget i Snåsavatnet sommeren 2010. Juni (N=4), Juli (N=9) og September (N=18).

Den ene ørreten på over 30 cm fanget i juni hadde i all hovedsak døgnfluer i magesekken (Figur 18). Det var også en stingsildmark (*Schistocephalus solidus*) i magesekken, og antyder at den også hadde tatt trepigget stingsild. Døgnfluenymfer og døgnfluer var det mest av i juli (Figur 18). Det var også innslag av *Daphnia*, maur og *M. relicta* i magesekken. Hos ørret over 30 cm kom fisk (stort sett trepigget stingsild) inn i dietten i september (Figur 19). Diverse landinsekter var likevel den vanligste delen i dietten. Det var også innslag av snegl, terrestriske biller, *Daphnia* og *Bythotrephes*.



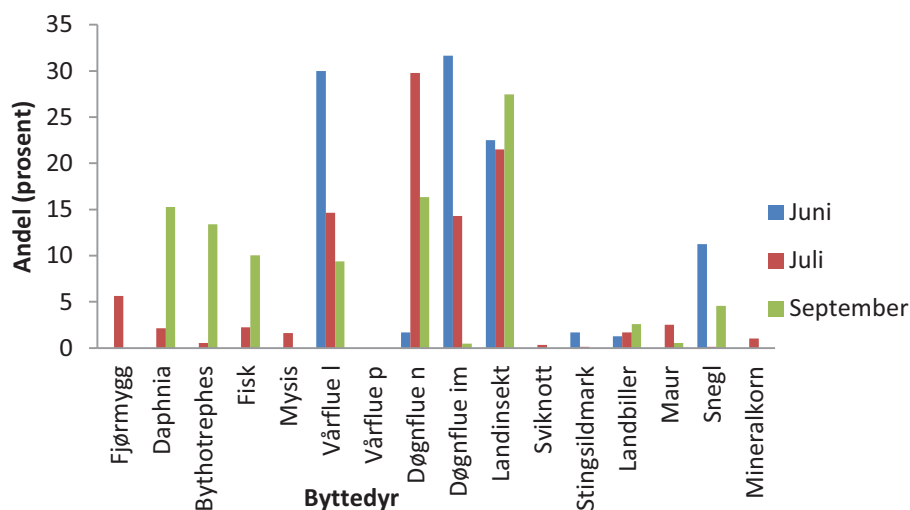
Figur 19: Diett for ørret (30-< cm) fanget i Snåsavatnet sommeren 2010. Juni (N=1), Juli (N=8) og September (N=11).

Mindre fisk har vårfluelarver som sin hovedføde. De eter også mye ulike landinsekter. Fisk kommer noe inn i dietten først ved lengdeklasse 20-29,9 cm, og øker i mengde hos fisk større enn 30 cm. Zooplankton i form av *Daphnia* og *Bythotrephes* er et beskjedent innslag i dietten for små og stor fisk. Den er et moderat innslag for mellomstor fisk (Figur 120).



Figur 20: Diett for ørret fanget i Snåsavatnet sommeren 2010. 10-19,9 (N=24), 20-29,9 (N=31), 30-< (N=20).

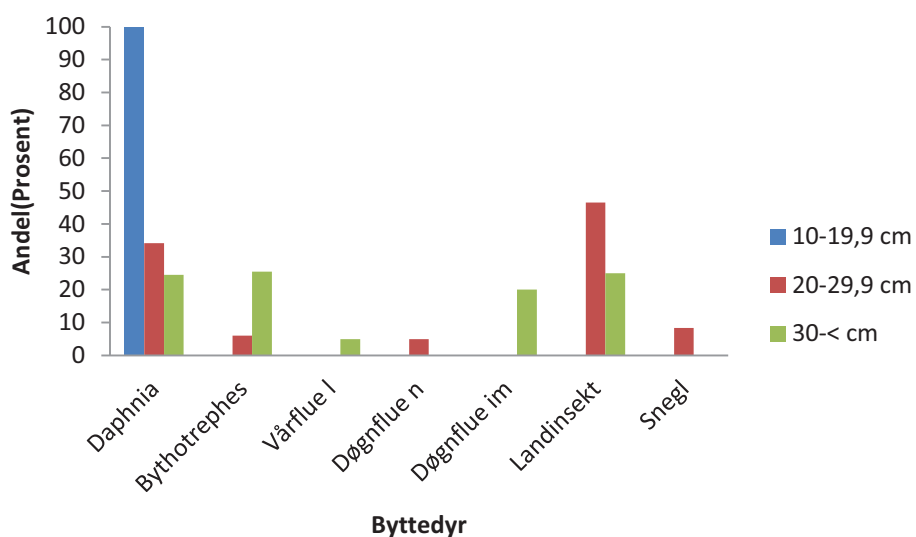
Vårfluelarver, døgnfluer og diverse landinsekter var hoveddietten hos ørret i juni. Det var også noe snegl. Dietten i juli var dominert av døgnfluenymfer, landinsekter, vårfluelarver og voksne døgnfluer. Det var ellers beskjedne innslag av mange andre arter og grupper. I september kommer det inn mye *Daphnia*, *Bythotrephes* og fisk. Fremdeles er hovedføden landinsekter og døgnfluenymfer.



Figur 21: Diett for ørret fanget i juni, juli og september i Snåsavatnet sommeren 2010. Juni (N=6), juli (N=30) og september (N=39).

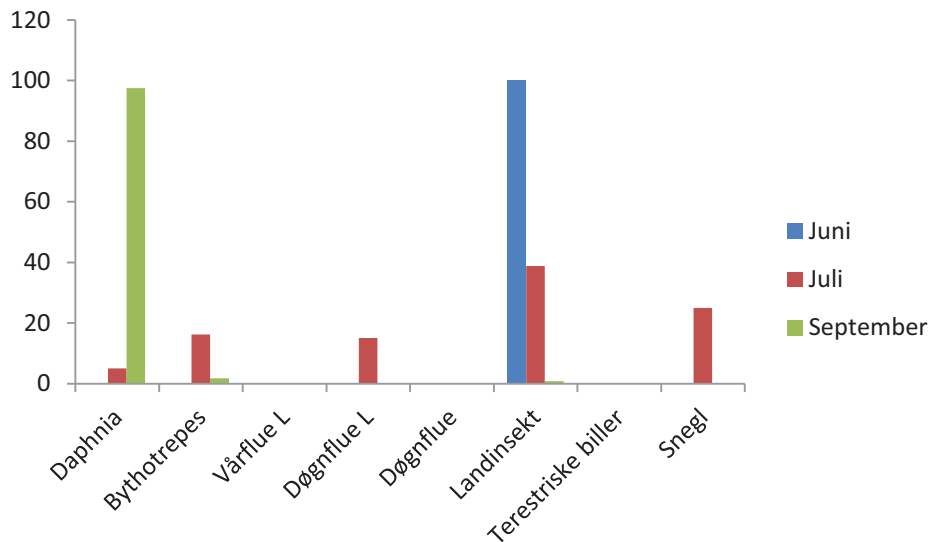
3.7.2. Røye

Daphnia, *Bythotrephes*, vårfluelarver, døgnfluenymfer, landinsekter og snegl inngikk i dietten til de undersøkte røyene fra Snåsavatnet sommeren 2010 (Figur 22). Den ene røya som ble fanget i lengdeklasse 10-19,9 cm hadde kun spist *Daphnia* (Figur 22). Fisk i lengdeklasse 20-29,9 cm har også *Daphnia* som en viktig del av dietten, men diverse landinsekter hadde noe større betydning (Figur 22). Det var også spist beskjedne mengder av snegl, døgnfluelarver og *Bythotrephes*. For røye over 30 cm var andelen av *Bythotrephes* og *Daphnia* om lag like stor (Figur 2). Voksne døgnfluer var også en viktig del av dietten for denne lengdeklassen (Figur 22).



Figur 22: Diett for røye fanget i Snåsavatnet sommeren 2010. 10-19,9 (N=1), 20-29,9 (N=9), 30-< (N=4)

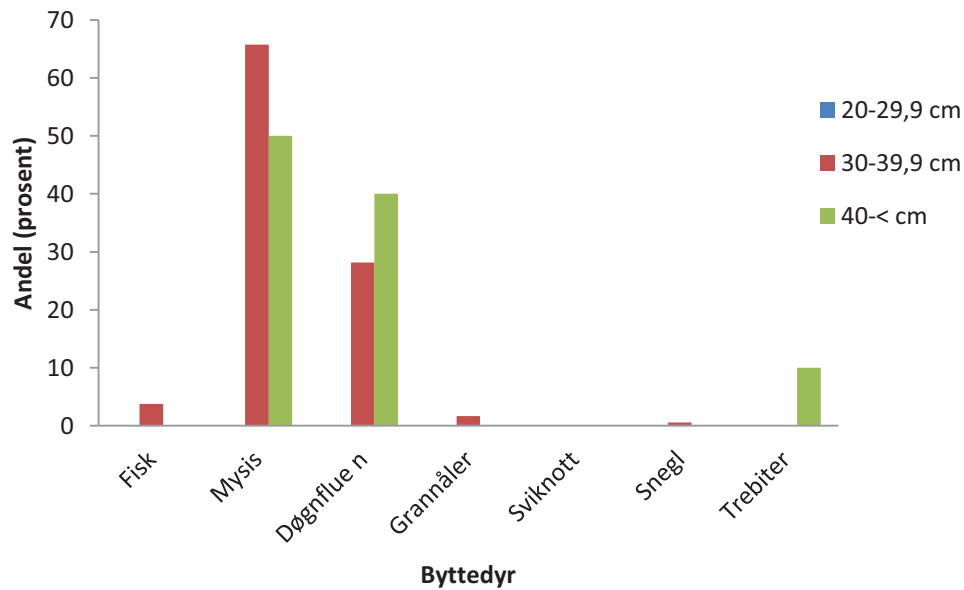
Den ene røya fanget i juni hadde kun spist diverse landinsekt (Figur 23). Dietten i juli var variert med hovedvekt på diverse landinsekter. Det var utelukkende *Daphnia* og *Bythotrephes* i dietten hos røye i september, der *Daphnia* utgjorde 80 % (Figur 23).



Figur 23: Diett for røye fanget i Snåsavatnet sommeren 2010. Juni (N=1), Juli (N=6), September (N=7).

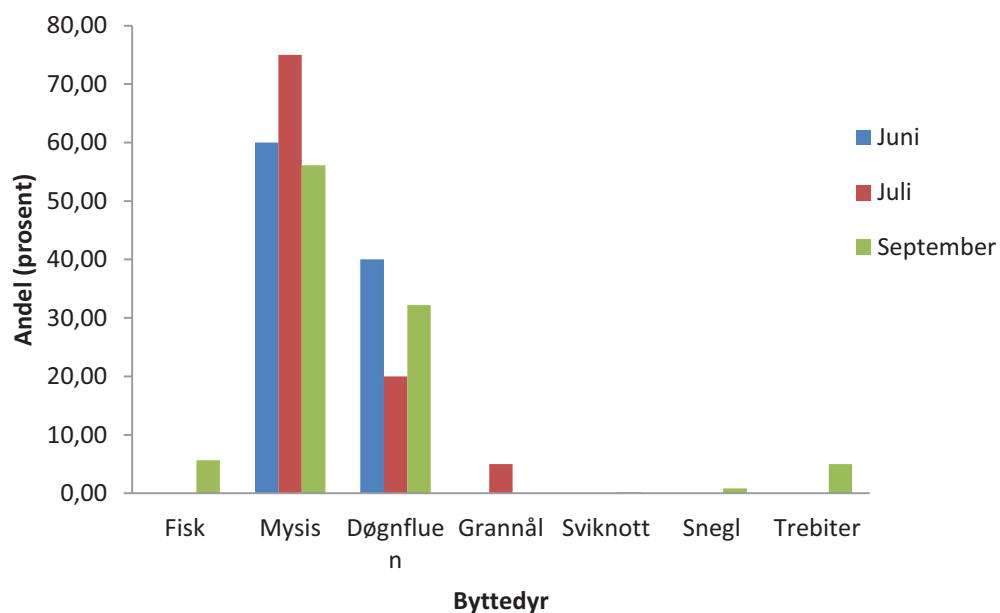
3.8.3 Lake

De aller fleste undersøkte laker var enten uten mageinnhold (15), eller hadde svært lite mageinnhold (8). De resterende seks individene hadde også relativt dårlig magefylling. Ingen av lakene i lengdeklassen 20-29,9 cm hadde noe mageinnhold. For laker i klassen 30-39,9 cm var *M. relicta* klart hovedføden. Det var også en del døgnfluelarver i dietten. Fisk, grannåler, *Palpomyialarver* og snegl var kun en beskjeden del av dietten. For laker over 40 cm var fremdeles *M. relicta* hovedføden, men døgnfluenymfer var en større del av dietten. Det var også en del trevirke i magesekkene.



Figur 24: Diett for lake fanget i Snåsavatnet sommeren 2010. 20-29,9 cm (N=0), 30-39,9 cm (N=13), 40-< (N=2).

Det var kun en lake i fangsten i juni. Det var klart mest *M. relicta* i dietten alle månedene (Figur 25). Døgnfluenymfer var også en viktig næring gjennom hele sommeren. Det var kun små mengder av andre byttedyr i dietten til de undersøkte lakene (Figur 25).

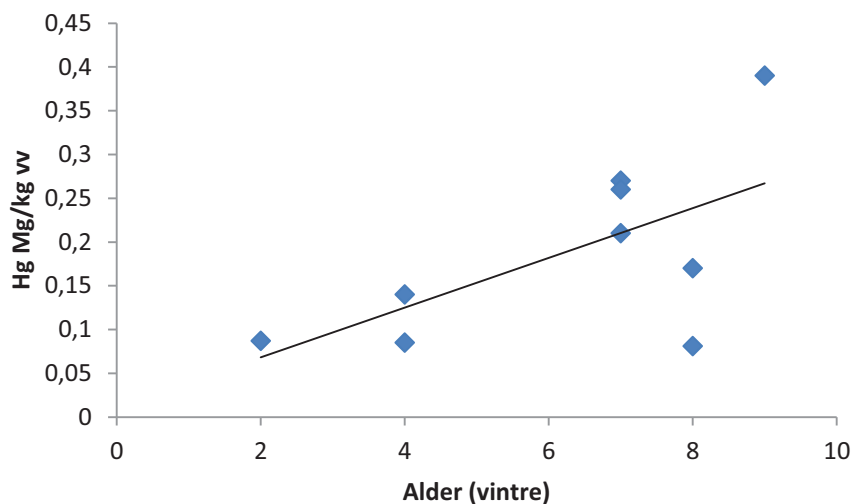


Figur 25: Diett for lake fanget i Snåsavatnet sommeren 2010. Juni (N=1), Juli (N=3), September (N=11)

3.8. Kvikksølvkonsentrasjoner

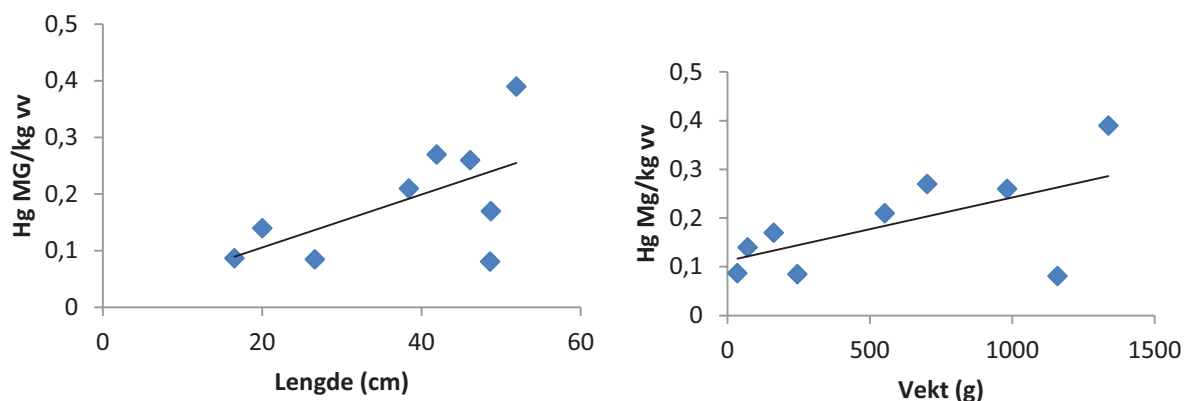
3.8.1 Ørret

Kvikksølvkonsentrasjonene i den undersøkte ørreten lå mellom 0,08 - 0,39 mg Hg/kg våtvekt (vv) (Figur 26 og Figur 27). Den laveste kvikksølvkonsentrasjonen ble funnet i en åtte år gammel ørret som var 48,8 cm og 1159 g, mens den høyeste konsentrasjonen ble funnet i en ni år gammel fisk på 51,9 cm og 1338 g. Med regresjonstest var alder den variabelen som korrelerte signifikant best med kvikksølvkonsentrasjonen i ørret ($P=0,03$), etterfulgt av vekt ($P=0,17$) og lengde ($P=0,21$), men for disse var det ikke en signifikant sammenheng.



Figur 26: Forholdet mellom kvikksølvkonsentrasjon og alder hos ørret samlet inn i Snåsavatnet sommeren 2010. ($Y=0,0284x + 0,0113$, $R^2=0,4$, $F_{1,8}=4,7$, $P=0,07$, $N=9$)

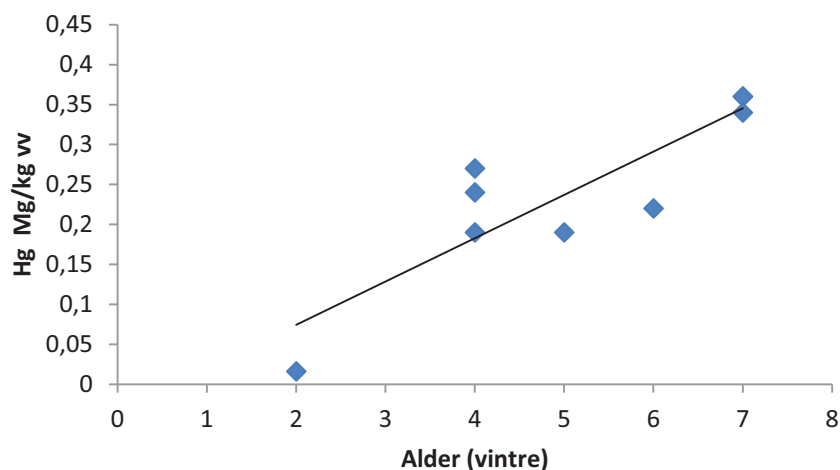
Regresjonene viser at ørret over 7 år, 40 cm og 700 g overskrider 0,2 mg Hg/kg vv. Når ørret passerer 9 år, 50 cm og 1500 g, viser regresjonsmodellen at kvikksølvverdiene kan overskrider 0,3 mg Hg/kg vv.



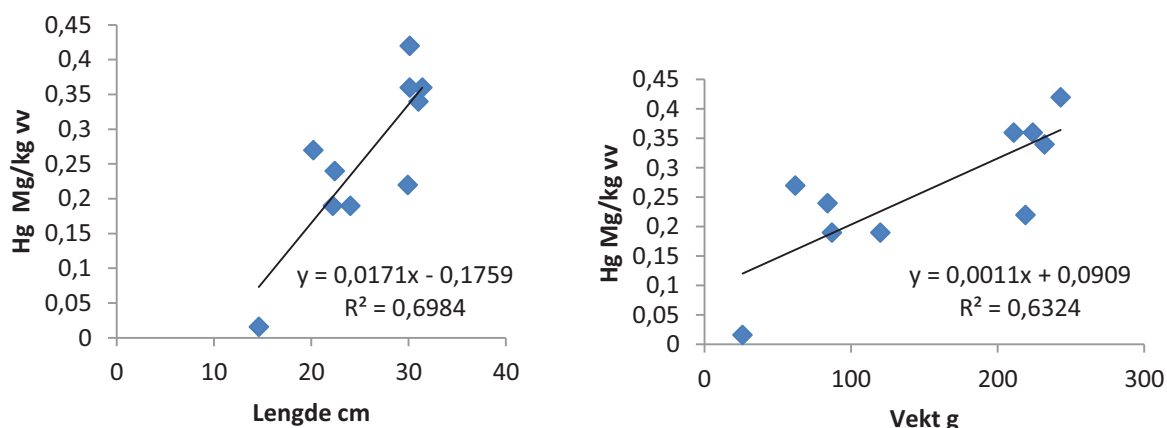
Figur 27: Forholdet mellom kvikksølvkonsentrasjon og lengde ($Y = 0,0047x + 0,0126$, $R^2 = 0,35$, $F_{1,8} = 4,1$, $P = 0,08$, $N = 9$), og kvikksølv og vekt ($Y = 0,0001x + 0,1124$, $R^2 = 0,37$, $F_{1,8} = 8,6$, $P = 0,02$, $N = 9$) hos ørret samlet inn i Snåsavatnet sommeren 2010)

3.8.2. Røye

Kvikksølvkonsentrasjonen hos undersøkt røye i Snåsavatnet lå i intervallet 0,02-0,42 mg Hg/kg (Figur 28-28). Den laveste kvikksølvkonsentrasjonen ble funnet i en to år gammel røye (på 14,6 cm og 26 g), mens den høyeste konsentrasjonen ble funnet i en røye på 30,1 cm og 243 g (Ukjent alder). Alder var den variabelen som best forklarte kvikksølvkonsentrasjonen i røye, etterfulgt av lengde og vekt (Figur 28 og Figur 29).



Figur 28: Forholdet mellom kvikksølvkonsentrasjon og alder for røye samlet inn i Snåsavatnet sommeren 2010. ($Y = 0,0542x - 0,0342$, $R^2 = 0,77$, $F_{1,9} = 29,2$, $P = 0,001$, $N = 10$)

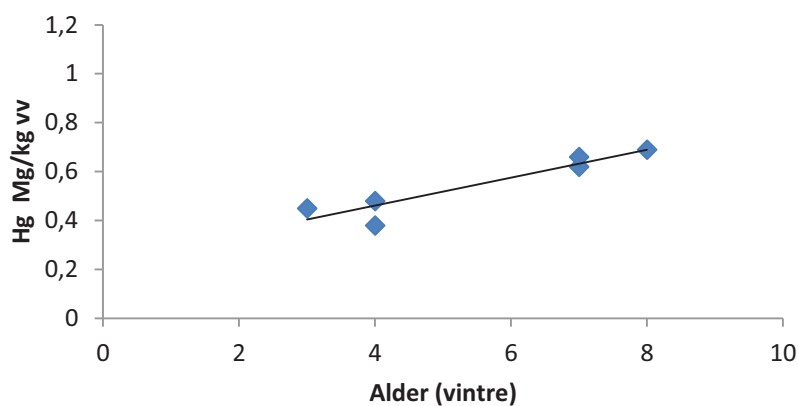


Figur 29: Forholdet mellom lengde og kvikksølvkonsentrasjon ($Y = 0,0171x - 0,1759$, $R^2 = 0,7$, $F_{1,9} = 18,5$, $P = 0,003$, $N = 10$), og vekt og kvikksølvkonsentrasjon ($Y = 0,0011x + 0,0909$, $R^2 = 0,63$, $F_{1,9} = 13,8$, $P = 0,005$, $N = 10$) for røye, samlet inn i Snåsavatnet sommeren 2010.

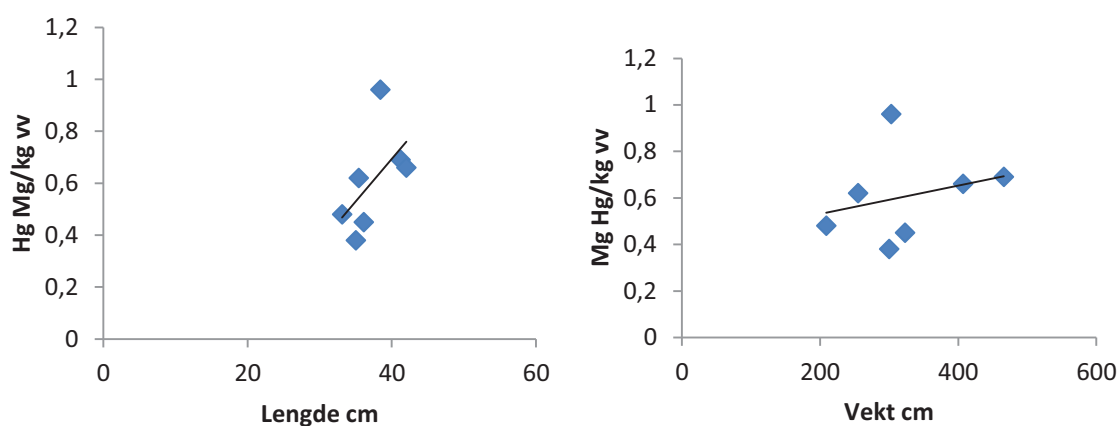
Regresjonene viser at røye over 4 år, 22 cm og 100 g overskrider 0,2 mg Hg/Kg. Når røya passerer 7 år, 35 cm og 270 g kan vi forvente konsentrasjoner over 0,4 mg Hg/kg.

3.8.3 Lake

Analysene viser at kvikksølvkonsentrasjonen i lake i Snåsavatnet ligger i intervallet 0,38-0,96 mg Hg/kg vv (Figur 30 og 31). Den laveste konsentrasjonen av kvikksølv ble funnet i en lake på 35 cm og 300 g (4 år), mens den høyeste verdien ble funnet i en lake på 38,4 cm og 303 g (ukjent alder). Alder viste også her en signifiant sammenheng med kvikksølvkonsentrasjonen i lake ($P = 0,02$), mens hverken lengde ($P = 0,31$) eller vekt ($P = 0,79$) ga en signifikant sammenheng med kvikksølvkonsentrasjonen.



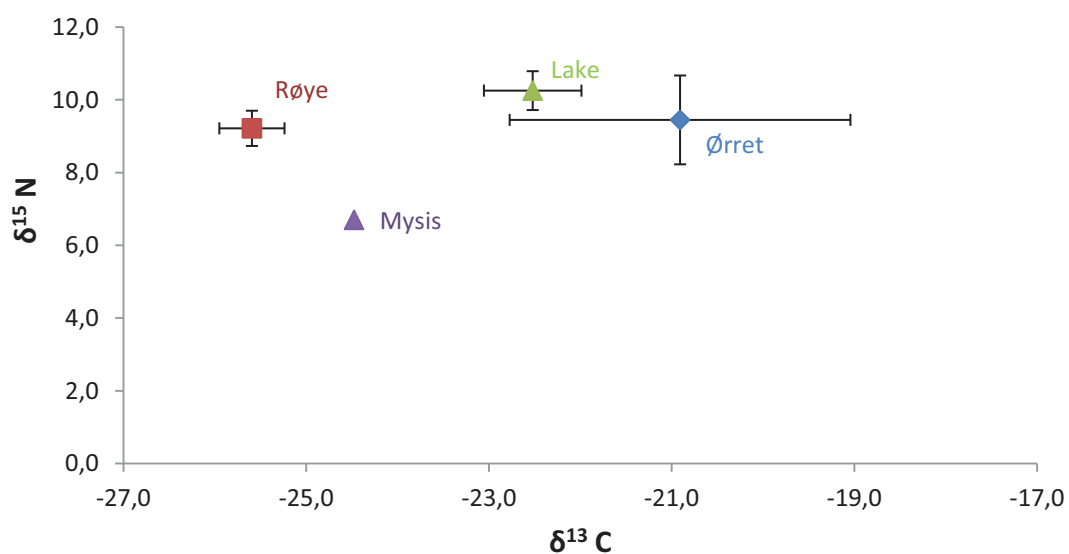
Figur 30: Forholdet mellom alder og kvikksølvkonsentrasjoner hos lake i Snåsavatnet sommeren 2010. ($Y = 0,0572x + 0,232$, $R^2 = 0,88$, $F_{1,5} = 28,2$, $P = 0,006$, $N = 6$).



Figur 31: Forholdet mellom lengde og kvikksølvkonsentrasjoner ($Y = 0,0006x + 0,4086$, $R^2 = 0,08$, $F_{1,6} = 2,3$, $P = 0,19$, $N = 7$), og vekt og kvikksølvkons. ($Y = 0,00328x - 0,618$, $R^2 = 0,32$, $F_{1,6} = 0,4$, $P = 0,26$, $N = 7$) hos lake i Snåsavatnet sommeren 2010.

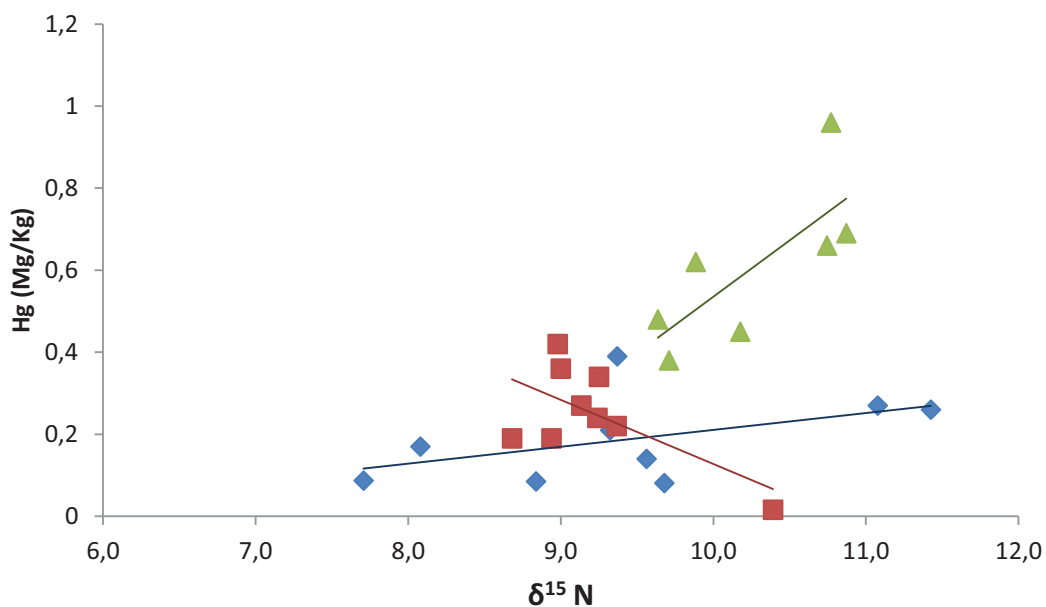
3.9. Stabile isotoper, $\delta^{15}\text{N}$ og $\delta^{13}\text{C}$

Ørret, røye og lake har små forskjeller i $\delta^{15}\text{N}$ – verdier. Gjennomsnittlig $\delta^{15}\text{N}$ – verdi for røye var 9,2 ‰ (standardavvik 0,5), for lake 10,3 ‰ (standardavvik 0,5), og for ørret 9,5‰ (standardavvik 1,2) (Figur 31). *M. relicta* ligger på et lavere trofisk nivå, med $\delta^{15}\text{N}$ – verdi på 6,7 ‰ (Figur 31). De gjennomsnittlige $\delta^{13}\text{C}$ – verdiene var for røye -25,6 ‰ (standardavvik 0,4), lake -22,5‰ (standardavvik 0,4), ørret 20,9‰ (standardavvik 1,4)(Figur 32), mens *M. relicta* ligger mellom røye og lake, med $\delta^{13}\text{C}$ på 24,5‰ (Figur 32).



Figur 32: Forholdet mellom $\delta^{15}\text{N}$ og $\delta^{13}\text{C}$ hos ørret, røye, lake og *M. relicta* samlet inn i Snåsavatnet sommeren 2010.

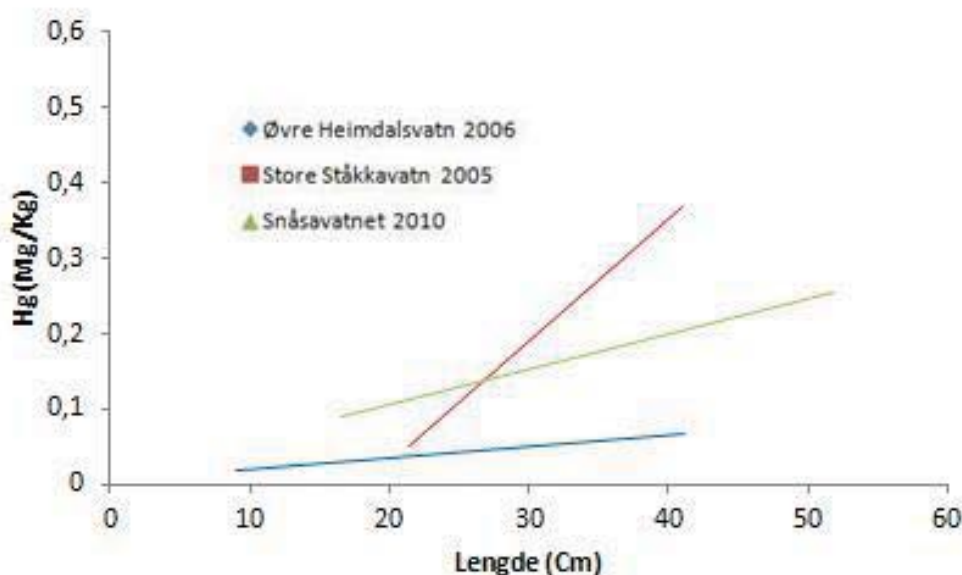
$\delta^{15}\text{N}$ mot kvikksølvkonsentrasjonen for ørret, røye og lake viser positiv vekst i regresjoner for ørret og lake. Veksten er negativ for røye (Figur 33).



Figur 33: Forholdet mellom $\delta^{15}\text{N}$ og Hg (mg/kg) for ørret ($R^2 = 0,23$, $F_{1,8} = 2,1$, $P = 0,2$, $N = 9$), røye ($R^2 = 0,41$, $F_{1,8} = 4,8$, $P = 0,06$, $N = 9$) og lake ($R^2 = 0,57$, $F_{1,6} = 6,6$, $P = 0,05$, $N = 7$) i Snåsavatnet sommeren 2010.

4. Diskusjon

Lake hadde signifikant høyere konsentrasjon av kvikksølv enn røye og ørret i Snåsavatnet sommeren 2010. Røye hadde også en høyere konsentrasjon enn ørret. Forskjellene i kvikksølvkonsentrasjonene var uansett små mellom ørret og røye. Det var alder som korrelerte best med kvikksølv for alle tre artene. Kvikksølvkonsentrasjonene korrelerte dårligst med alder hos ørret ($R^2 = 0,4$). Ørreten med lavest kvikksølvkonsentrasjon (0,08 Mg Hg/Kg vv) var også en av de eldste (8 år) og største med en vekt på 1159 gram og lengde på 48,6 cm. Det er vanskelig å forklare den lave verdien i denne ørreten, men det er ikke uvanlig at store, eldre fisker har lave kvikksølvkonsentrasjoner, enten fordi de har spesialisert seg på byttedyr med et lavt Hg innhold, eller de har en så rask vekst at det dreier seg om biofortynning (Sharma *et al.* 2008). Det er registret enda lavere konsentrasjoner i ørret i Sør-Trønderske innsjøer, ørret over 50 cm hadde under 0,07 mg Hg/kg vv i innsjøen Fundin i 2011 (Fjeld 2004). Tar vi ørreten med den lave verdien ut av regresjonen korrelerte alder og kvikksølv godt ($R^2 = 0,7$). Det er tidligere ikke gjort analyser av kvikksølv i fisk fra Snåsavatnet, men dagens verdier må ansees høye sammenliknet med bl. a. konsentrasjonene funnet i Fundin (Fjeld 2004) og i ørret i Øvre Heimdalsvatn (Jenssen 2007)(Fig. 34). I Store Stokkavatn i Rogaland var det imidlertid høyere kvikksølvkonsentrasjoner (Aase 2006)(Fig. 34).

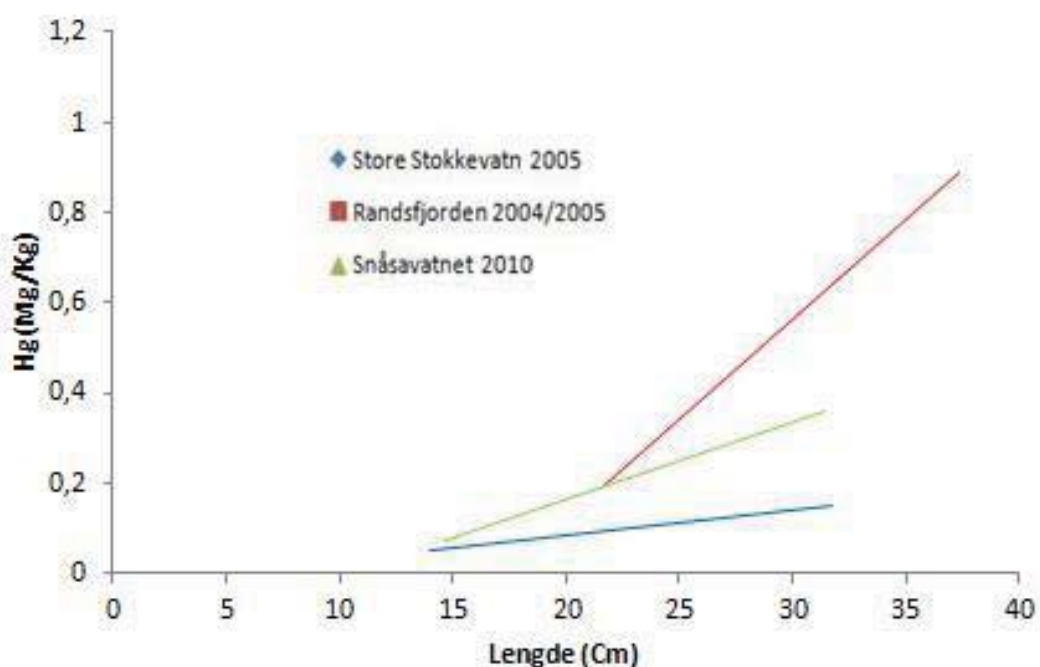


Figur 34: Regresjonslinjer for kvikksølv mot lengde hos ørret i Øvre Heimdalsvatn 2006 $R^2 = 0,4$ (Jenssen 2007), Store Stokkavatn 2005 $R^2 = 0,5$ (Aase 2006) og Snåsavatnet 2010 $R^2 = 0,4$ (egne data)

Ved høy alder (15 år) på ørreten i Øvre Heimdalsvatn var konsentrasjonen kun på 0,07-0,08 mg Hg/kg vv (Jenssen 2007). Fisk med alder på 6-8 år hadde kun 0,03-0,06 mg Hg/kg vv. Dette er svært lave verdier sammenliknet med prøvene fra Snåsavatnet, på tross av at ørreten i Øvre Heimdalsvatn vokser seinere enn ørreten i Snåsavatnet. Mest sannsynlig tyder dette på at ørreten i Snåsavatnet ligger på et høyere trofisk nivå, på grunn av fiskediett og Mysiskonsum. I Store Stokkavatn (Aase 2006) var kvikksølvkonsentrasjonene mer lik verdiene i Snåsavatnet. Det var noe høyere kvikksølvinnhold i forhold til fiskelengde i ørret fra Store Stokkevatn enn i Snåsavatnet. Regresjonene viser at 40 cm lang fisk fra Snåsavatnet har 0,2-0,25 mg Hg/kg vv mens ørret fra Store Stokkevatn har 0,3-0,45 mg Hg/kg vv (Figur 34). Forskjellen var mindre når en vurderer alder mot kvikksølv. Dette kan forklares med en bedre vekst hos ørret i Snåsavatnet enn i Store Stokkavatn. Tilbakeberegnet vekst hos ørret i Snåsavatnet viser en jevnt god vekst i alle leveår, riktignok med noe variasjon mellom årsklassene, og eldre ørret har betydelig bedre vekst enn røye. Dårlig vekst hos røye i Snåsavatnet er beskrevet tidligere og forklart med en reduksjon i zooplanktonmengde som følge av etableringen av *M. relicta* (Langeland 1986). Det kan også tenkes at rekrutteringen til røyebestanden er gått ned som følge av *M. relicta*, på samme måte som det er antatt for røya i Selbusjøen (Langeland et al. 1991). I så fall har etableringen av Mysis i Snåsavatnet gitt høyere kvikksølvkonsentrasjon i røya både som følge av at røya er kommet på et høyere trofisk nivå, samtidig som den har fått dårligere årlig vekst. Røyeengel er viktig næring for lake, og reduksjonen i mengden av røyeengel kan forklare den lave veksten til lake (Langeland et al. 1991). Lakene tatt i prøvefiskeperioden var alle under 600 gram og 47 cm. Det ble ikke brukt maskevidde større enn 35 mm under prøvefisket. Det er mulig at dette er grunnen til at større lake ikke var i fangstene, men jeg har uansett aldri sett særlig større lake i Snåsavatnet. Røye hadde en tidligere stagnasjon i vekst enn ørret (Figur 11). Dette medfører at det blir store forskjeller mellom ørret og røye når kvikksølv sees på mot lengde og vekt. God vekst kan føre til biofortynning av kvikksølv i fisk og er tidligere påvist hos abbor, gjedde og (Sharma et al. 2008). Seintvoksende fisk kan ha motsatt effekt på kvikksølvkonsentrasjoner. Ved lav vekst kan vi få en opphopning av kvikksølv (Jenssen et al. 2010).

Også kvikksølvkonsentrasjon sammenholdt med alder hos røye viser høyere verdier enn hos ørret. Ved alder seks år viser regresjonene at det ut fra mitt materiale kan forventes 0,2 mg

Hg/kg vv for ørret(Figur 25) og 0,3 mg Hg/kg vv for røye (Figur 27). Røye fra Store Stokkavatn hadde lavere verdier av kvikksølv enn røye fra Snåsavatnet. Ved alder 7 år viser regresjonene 0,05 mg Hg/kg vv (Aase 2006), mens regresjonene for Snåsavatnet viser 0,35 mg Hg/kg vv. Den samme forskjellen ser vi for lengde. Røye fanget i Randsfjorden 2004/2005(Engdahl 2006) hadde høye konsentrasjoner av kvikksølv ved høy alder (1,4 mg Hg/kg vv for 17 år). For yngre fisk var kvikksølvkonsentrasjonene mer lik røye fra Snåsavatnet. Kvikksølvkonsentrasjonene i røye i Snåsavatnet, sammenliknet med røye i Store Stokkavatn 2005 (Aase 2006) og i Randsfjorden 2004/2005 (Engdahl 2006), viste vesentlig høyere konsentrasjoner i Randsfjorden, men noe lavere konsentrasjoner i Store Stokkavatn, sammenliknet med Snåsavatnet (figur 35).



Figur 35: Regresjonslinjer for kvikksølv mot lengde hos røye i Store Stokkevatn 2005 $R^2 = 0,6$ (Aase 2006), Randsfjorden 2004/2005 $R^2 = 0,7$ (Engedal 2006) og Snåsavatnet 2010 $R^2 = 0,7$ (egne data).

Lake hadde den høyeste konsentrasjonen av kvikksølv i Snåsavatnet. Det var for lake som for de andre artene alder som korrelerte best med kvikksølv. Laken med høyest innhold av kvikksølv (0,96 mg Hg/kg vv) var 38,4 cm og veide 303 gram. Det lyktes ikke å bestemme alder på denne, men følger den regresjonen er den 10-12 år. Som hos røye stagnerer veksten til lake i større grad enn hos ørret (Figur 10). Dette kan være årsaken til de høye

konsentrasjonene. Dietten til lake var dominert av *M. relicta* og fisk og kan være med å forklare den høye kvikksølvkonsentrasjonen. $\delta^{15}\text{N}$ -analysene plasserer *M. relicta* et trofisk nivå under lake. Denne høye trofiske posisjonen kan bety en høy kvikksølvkonsentrasjon i *M. relicta*. Det er derfor ikke unaturlig at lake har høye konsentrasjoner av kvikksølv, med *M. relicta* og fisk som hovednæring.

Ingen av de undersøkte ørreter fra Snåsavatnet hadde konsentrasjoner over 0,5 mg Hg/kg vv, men konsentrasjonene er likevel såpass høge at folk som eter mye fisk bør begrense sitt inntak. Dette gjelder særlig kvinner og barn. For lake viser regresjonene at fisk over 150-200 g inneholder mer enn 0,5 mg Hg/kg vv. Enkelte av lakene inneholder opp mot 1 MgHg/Kg og bør definitivt ikke spises av noen grupper. Det bør derfor gis kostholdsråd med hensyn til konsum av fisk fra Snåsavatnet.

Til tross for forskjellen i kvikksølvkonsentrasjoner for ørret, røye og lake viser $\delta^{15}\text{N}$ -analysene at alle de tre artene ligger på det samme trofiske nivå. Forskjeller i trofisk posisjon kan derfor ikke forklare forskjellene i kvikksølvkonsentrasjon, som derfor må skyldes hvilket byttedyr som dominerer gjennom året og over tid for de ulike artene. Det var likevel en positiv sammenheng mellom $\delta^{15}\text{N}$ -signatur og kvikksølvinnhold for lake ($P=0,05$) og ørret ($P=0,2$) (figur 33). For røye var det en negativ sammenheng i regresjonen ($P=0,06$). Den ene røya hadde spesielt lave kvikksølvverdier og en høy $\delta^{15}\text{N}$ -signatur (Figur 33). $\delta^{15}\text{N}$ -signatur er på rundt 10, noe som burde plassere de på det tredje trofiske nivået (Cabana & Rasmussen 1994). Det var noe uventet at røye ligger på samme trofiske nivå som ørret og lake.

Diettanalysene indikerer for røye har en diett basert på zooplankton og andre evertebrater. Det er likevel tidligere kjent at røye kan være en fiskepredator (Amundsen et al. 1995; Amundsen 1997), så en fiskediett for røye i Snåsavatnet kan ikke utelukkes selv om det ikke ble funnet i mageprøvene i 2010. Det kan også være noe *M. relicta* i dietten til røye, men $\delta^{13}\text{C}$ -signaturen tyder på at hovedkilden til $\delta^{13}\text{C}$ ikke er fra *M. relicta*. $\delta^{13}\text{C}$ -signaturen plasserer røye som en pelagisk fisk som får sitt $\delta^{13}\text{C}$ -signal fra pelagiske næringsdyr (Rognerud et al. 2002, France 1997). Det ble i hovedsak funnet zooplankton i mageprøvene hos røye, og spesielt stor andel for mindre fisk. Dette tyder også på at røye i hovedsak får sitt $\delta^{13}\text{C}$ -signal fra pelagiske næringsdyr.

Lake har $\delta^{13}\text{C}$ -signatur som indikerer en tilværelse i profundalsonen. Verdien ligger mellom ørret og røye, og kan tolkes som om lake får sitt karbon både fra pelagiske alger, men også

gjennom evertebrater. Døgnfluenymfer viste seg gjennom diettanalyser å være en viktig del av dietten til lake, men *M. relict*a var hovedføden. $\delta^{13}\text{C}$ -signaturen til *M. relict*a befinner seg mellom lake og røye. Det tyder på at *M. relict*a ikke bare lever på zooplankton, men er mer nyansert i dietten (Grossnickle 1982). Det er tidligere påvist at *M. relict*a kan spise planteplankton, zooplankton, bunndyr, avfallsprodukter og sedimenter (Grossnickle 1982; Branstrator et al. 2000; Johannsson et al. 2001; Lasenby & Shi 2004; Scharf et al. 2008). Denne tidligere påviste varierte dietten kan forklare at $\delta^{13}\text{C}$ -signaturen til *M. relict*a ligger mellom røye og lake. $\delta^{13}\text{C}$ -signaturen til ørret tyder på at mye av C^{13} kommer fra terrestriske byttedyr. Det er tidligere kjent at ørret bruker littoralsonen av innsjøen i stor grad (Simonsen 1994), og $\delta^{13}\text{C}$ - verdiene fra Snåsavatnet med diettanalysen bekrefter dette.

De tre artene har klart forskjellige diettvalg. Ørret har en variert diett hovedsakelig fra littoralsonen. Røye har en mindre variert diett fra den pelagiale sonen der zooplankton dominerer, men bruker også øvre deler av pelagialen der flere luftinsekt går inn i dietten. Laken har en lite variert diett, hovedsakelig bestående av dyr fra profundalsonen, med *M. relict*a, fisk og insektslarver/nymfer.

Det ble funnet et stort antall terrestre insekter i magene til ørret, noe mindre hos røye og helt fraværende hos lake. Røye hadde den største andelen zooplankton i sin diett. Det var også en del zooplankton i magene til ørret, men helt fraværende i dietten til lake. Både for ørret og røye var det mest luftinsekter i juni. Dette stemmer godt med mine observasjoner på vannet under prøvefiskeperioden i juni. Det var store klekkinger av døgnfluer og andre luftinsekter. Det var til tider store mengder fisk oppe i overflaten for å beite. Zooplankton kom sterkere inn i dietten utover sommeren. Det var klart mest zooplankton i mageprøvene i september. Dette kan forklares med nedbeitingen av zooplankton av *M. relict*a på vinteren (Moen & Langeland 1989). Røye hadde i stor grad konsumert *Daphnia* fremfor *Bythotrephes* gjennom hele sommeren, mens ørret beitet like mye på begge arter. Det var også de minste røyene som i størst grad beitet zooplankton. For røye fra 10- 19,9 cm var det kun *Daphnia* i mageprøvene. For større røye kom *Bythotrephes*, snegl og insekter inn i dietten. Røye er bedre spesialisert for beiting av zooplankton enn ørret (Hegge et al. 1989). Røya har flere og lengre gjellegitterstaver enn ørret og kan med dette beite mer effektivt og på mindre individer (Nilsson 1973). Røye har også et bedre syn ved lav lysintensitet (Henderson & Northcote 1985). Disse egenskapene gjør at røye kan beite mer effektivt på zooplankton ved

lavere tetthet og ved mindre størrelse enn ørret (Svårdson 1976). Etter at *M. relicta* ble introdusert til Snåsavatnet har røyebestanden gått kraftig tilbake (Koksvik 1988). Det er godt dokumentert at introduksjon av *M. relicta* til dype, næringsfattige innsjøer fører til en tilbakegang av pelagiske arter som røye (Fürst. M 1984; Langeland 1986). Utsetting av *M. relicta* i rene ørretvann har hatt en positiv effekt for vekst hos ørret (Arnekleiv & Ofstad 1991). Introduksjon av *M. relicta* har også en positiv effekt på lake (Fürst. M 1984). Røye kan også være en næringskonkurrent for ørret på bunndyr (Jensen 1972). En reduksjon av røyebestanden kan dermed redusere konkurransen om bunndyr fra røye for ørret, og dette kan være en grunn til veksten i ørretbestanden i Snåsavatnet.

Resultatene fra garnfisket antyder at ørret, røye og lake har en segregert habitatbruk, med ørreten oftest fanget på settegarn i litoralsonen, røya oftest fanget i pelagialen, og laken fanget i profundalsonen. Dette er en adferd som er beskrevet fra flere vann der ørret og røye lever sammen (Nilsson 1963; Johnson 1980; Aase 2006). Voksen lake foretrekker profundalsonen av innsjøen uansett hvem den lever sympatrisk med (Ryder & Pesendorfer 1992).

Det er lyst hele natten i juni og juli i Nord-Trøndelag, og det kan ha hatt innvirkning ved en redusert fangbarhet, spesielt på grunnere vann. Likevel ble det tatt flest ørret på garn satt nær overflaten, og det styrker inntrykket av at ørreten utnytter mest de grunne delene av innsjøen og volumet nærmest overflaten. Det meget gode fisket med oter i juni de samme nettene som garnene var i vannet kan ha hatt sammenheng med en betydelig klekking av døgnfluer. Årsaken til de lave garnfangstene i juni og juli er derfor lite trolig lav fisketetthet, men skyldes mest sannsynlig de lyse nettene. At vær- og lysforhold er viktige faktorer for garnfangst blir også pekt på av Jensen (1972) som beskriver at fangstene fra en natt til den neste kan variere betydelig som følge av vær- og lysforhold.

5. Konklusjon

Det var positiv sammenheng mellom kvikksølvkonsentrasjonene og alder, lengde og vekt for ørret, røye og lake i Snåsavatnet sommeren 2010. Denne positive sammenhengen kan forklares med bioakkumulering og biomagnifisering av kvikksølv over tid.

Kvikksølvkonsentrasjonene varierte mye mellom artene og kan forklares med forskjellig vekst, diett, alder og størrelse. Analyse av $\delta^{15}\text{N}$ tyder på at det er liten forskjell i trofisk posisjon mellom ørret, røye og lake. Dette kan derfor ikke forklare forskjellen i kvikksølv. $\delta^{13}\text{C}$ -analysene viser at ørret, røye og lake får sin $\delta^{13}\text{C}$ -signatur fra ulike områder i Snåsavatnet. Ørreten får sin $\delta^{13}\text{C}$ -signatur i hovedsak fra littoralsonen, røye fra pelagialsonen og lake fra profundalsonen. Ørret i Snåsavatnet har en variert diett med mye luftinsekter. Det er også en del zooplankton, snegl og fisk i dietten. For røye var det mest av zooplankton i dietten, og særlig for mindre individer. For større fisk kom luftinsekter inn i dietten. Det var størst andel av *M. relict*a i dietten til lake, men evertebrater og fisk var også viktig.

Det er kun lake som overstiger EUs omsetningsgrenser og grenser mht. kostholdsråd (TWI) på 0,5 mg Hg/kg vv. Det var likevel såpass høge kvikksølvkonsentrasjoner i ørret og røye også, at folk som evt. eter mye fisk fra Snåsavatnet bør vurdere sitt totale konsum av fisk fra Snåsavatnet. Siden røya vokser seinere i dag enn før *Mysis* ble etablert, kan *Mysis* ha bidratt til økt kvikksølvinnhold i røye, og dermed også økt kvikksølvinnhold i den fisken som eter røye.

6. Referanser

- Aase, S. (2006). Kartlegging av fiskebestander og innholdet av kvikksølv i fisk i Store Stokkevatn, Stavanger en forvaltningsplan. *Masteroppgave ved Universitetet For Miljø Og Biovitenskap*.
- Amundsen, P. (1997). Significance and temporal persistence of individual specialization in cannibalistic Arctic char, *Salvelinus alpinus*. *Nordic Journal of Freshwater Research*, 73: 28-34.
- Amundsen, P. A., Damsgård, B., Arnesen, A. M., Jobling, M. & Jørgensen, E. H. (1995). Experimental evidence of cannibalism and prey specialization in Arctic charr, *Salvelinus alpinus*. *Environmental Biology of Fishes*, 43 (3): 285-293.
- Arnekleiv, J. V. & Koksvik, J. (1986). <Fisk, zooplankton og Mysis relicta i Bangsjøene 1983 1985..pdf>.
- Arnekleiv, J. V. & Ofstad, K. (1991). Reguleringsvirkninger på fisk og fiske i Bangsjøene. Fiskerisakkyndig uttalelse til overskjønn, juni 1991.
- Arnekleiv, J. V., Koksvik, J. & Koksvik, J. I. (2004). Økologisk tilstandsrapport for Snåsavatnet år 2000, med vekt på plankton, mysis og fisk.
- Berninger, K. & Pennanen, J. (1995). Heavy metals in perch (*Perca fluviatilis* L.) from two acidified lakes in the Salpausselkä esker area in Finland. *Water, Air, & Soil Pollution*, 81 (3): 283-294.
- Bishop, K., Allan, C., Bringmark, L., Garcia, E., Hellsten, S., Högbom, L., Johansson, K., Lomander, A., Meili, M. & Munthe, J. (2009). The effects of forestry on Hg bioaccumulation in nemoral/boreal waters and recommendations for good silvicultural practice. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 38 (7): 373-380.
- Branstrator, D. K., Cabana, G., Mazumder, A. & Rasmussen, J. B. (2000). Measuring life-history omnivory in the opossum shrimp, *Mysis relicta*, with stable nitrogen isotopes. *Limnology and oceanography*: 463-467.
- Cabana, G. & Rasmussen, J. B. (1994). Modelling food chain structure and contaminant bioaccumulation using stable nitrogen isotopes. *Nature*, 372 (6503): 255-257.

- Christensen, J. M. (1964). Burning of otoliths, a technique for age determination of soles and other fish. *Journal du conseil*, 29 (1): 73.
- Clarkson, T. W., Magos, L. & Myers, G.J. (2003). The toxicology of Mercury – Current exposures and clinical manifestations. *The New England Journal of Medicine* 349: 1731-1737.
- Dempson, J. & Power, M. (2004). Use of stable isotopes to distinguish farmed from wild Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Ecology of Freshwater Fish*, 13 (3): 176-184.
- DeNiro, M. J. & Epstein, S. (1978). Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 42 (5): 495-506.
- Engdahl, G. E. (2006). Evidence of trophic polymorphism in Lake Randfjorden, Norway? Analyses of morphology, stable isotopes and mercury concentrations in Arctic charr (*Salvelinus alpinus*). *Masteroppgave ved Universitetet For Miljø Og Biovitenskap*.
- Fitzgerald, W. F., Engstrom, D. R., Lamborg, C. H., Tseng, C. M., Balcom, P. H. & Hammerschmidt, C. R. (2005). Modern and historic atmospheric mercury fluxes in northern Alaska: global sources and Arctic depletion. *Environmental science & technology*, 39 (2): 557-568.
- Fjeld, E. R., S. (2004). Kvikksølv i ferskvannsfisk fra Sør-Norge i 1998-2002, nivåer og tidsmessig utvikling. *Rapport 893/03 Norsk institutt for vannforskning*.
- Fjeld, E. R., S. (2009). Regional undersøkelse av kvikksølv i abbor og organiske miljøgifter i ørret.
- France, R. (1997). Stable carbon and nitrogen isotopic evidence for ecotonal coupling between boreal forests and fishes. *Ecology of Freshwater Fish*, 6 (2): 78-83.
- Fürst, M., Hill, C., Boström, U., Kinsten, B. (1984). Effekter av introduktion av *Mysis relicta* i reglerade sjöar i Sverige. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (in Swedish with English Abstract).
- Grandjean, P., Weihe, P., White, R.F., Debes, F., Araki, S., Yokoyama, K., Murata, K., Sorensen, & N., D., R. & Jørgensen, P.J. (1997). Cognitive deficit in 7-year-old children with prenatal exposure to methylmercury. *Neurotoxicology and Teratology* 19: 417-428.

- Grieb, T. M., Bowie, G. L., Driscoll, C. T., Gloss, S. P., Schofield, C. L. & Porcella, D. B. (1990). Factors affecting mercury accumulation in fish in the upper Michigan peninsula. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 9 (7): 919-930.
- Grossnickle, N. E. (1982). Feeding habits of *Mysis relicta*—an overview. *Hydrobiologia*, 93 (1): 101-107.
- Harris, R. C. & Bodaly, R. (1998). Temperature, growth and dietary effects on fish mercury dynamics in two Ontario lakes. *Biogeochemistry*, 40 (2): 175-187.
- Hegge, O., Dervo, B. K., Skurdal, J. & Hessen, D. A. G. O. (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 (1): 143-152.
- Henderson, M. & Northcote, T. (1985). Visual prey detection and foraging in sympatric cutthroat trout (*Salmo clarki clarki*) and Dolly Varden (*Salvelinus malma*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42 (4): 785-790.
- Heron, H. D., H. Reinhardt, C. Bendixen, E. Jørgensen, C. Heidam, N. Christensen, N. Rebsdorf, A. Møhlenberg, F. Hansen, E. (1987). Redegørelse fra Miljøstyrelsen. Kviksvoldredet. Nr. 5.
- Hyslop, E. (1980). Stomach contents analysis—a review of methods and their application. *Journal of fish biology*, 17 (4): 411-429.
- Jensen, K. W. (1972). Drift av fiskevann. - Fisk og fiskestell 5: 1-16.
- Jenssen, M. T. S., Borgstrøm, R., Salbu, B. & Rosseland, B. O. (2010). The importance of size and growth rate in determining mercury concentrations in European minnow (*Phoxinus phoxinus*) and brown trout (*Salmo trutta*) in the subalpine lake, Øvre Heimdalsvatn. *Hydrobiologia*, 642 (1): 115-126.
- Johannsson, O. E., Leggett, M. F., Rudstam, L. G., Servos, M. R., Mohammadian, M. A., Gal, G., Dermott, R. M. & Hesslein, R. H. (2001). Diet of *Mysis relicta* in Lake Ontario as revealed by stable isotope and gut content analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58 (10): 1975-1986.
- Johnson, L. (1980). The arctic charr, *Salvelinus alpinus*. *Charrs, salmonid fishes of the genus Salvelinus*: 15-98.
- Kidd, K., Schindler, D., Hesslein, R. & Muir, D. (1995). Correlation between stable nitrogen isotope ratios and concentrations of organochlorines in biota from a freshwater food web. *Science of the total environment*, 160: 381-390.

- Kim, J. P. (1995). Methylmercury in rainbow trout (< i> Oncorhynchus mykiss</i>) from Lakes Okareka, Okaro, Rotomahana, Rotorua and Tarawera, North Island, New Zealand. *Science of the total environment*, 164 (3): 209-219.
- Kinsten, B. & Olsen, P. (1981). Impact of Mysis relicta Lovén introduction on the plankton of two mountain lakes, Sweden. *Institute of Freshwater Research Drottingholm Report*, 59: 64-74.
- Kjellberg, G., Hessen, D. A. G. O. & Nilssen, J. P. (1991). Life history, growth and production of Mysis relicta in the large, fiord-type Lake Mjøsa, Norway. *Freshwater Biology*, 26 (2): 165-173.
- Koksvik, J. A., J.V. (1988). Zooplankton, Mysis relicta og fisk i Snåsavatnet 1984-87. *Vitenskapsmuseet rapp. Zoll. Ser.*, 1988-3: 1-50.
- Koksvik, J. I., Reinertsen, H. & Koksvik, J. (2009). Plankton development in Lake Jonsvatn, Norway, after introduction of Mysis relicta: a long-term study. *Aquat Biol*, 5: 293-304.
- Langeland, A., Koksvik, J. & Nydal, J. (1991). *Impact of the introduction of Mysis relicta on the zooplankton and fish populations in a Norwegian lake*. 98-114 s.
- Langeland, A., Koksvik, J.I. og Nydal, J. (1986). Reguleringer og utsetting av Mysis relicta i Selbusjøen - virkninger på zooplankton og fisk.
- Lasenby, D., Northcote, T. & Fürst, M. (1986). Theory, practice, and effects of Mysis relicta introductions to North American and Scandinavian lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 43 (6): 1277-1284.
- Lasenby, D. & Shi, Y. (2004). Changes in the elemental composition of the stomach contents of the opossum shrimp Mysis relicta during diel vertical migration. *Canadian journal of zoology*, 82 (3): 525-528.
- Lasenby, D. C. & Langford, R. R. (1973). Feeding and assimilation of Mysis relicta. *Limnology and oceanography*: 280-285.
- Leermakers, M., Baeyens, W., Quevauviller, P. & Horvat, M. (2005). Mercury in environmental samples: Speciation, artifacts and validation. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 24 (5): 383-393.
- Lien, L., Arnekleiv, J., Brettum, P. & Koksvik, J. (1988). Tiltaksorientert overvåkning av Snåsavatn. Statlig program for forurensningsovervokning. Rapport322/88.

- Moen, V. & Langeland, A. (1989). Diurnal vertical and seasonal horizontal distribution patterns of *Mysis relicta* in a large Norwegian lake. *Journal of Plankton Research*, 11 (4): 729-745.
- Mæhlumsveen, G. (2011). Personlig meddelelse Gunnar Mæhlumsveen.
- Nero, R. W. & Sprules, W. G. (1986). Predation by three glacial opportunists on natural zooplankton communities. *Canadian journal of zoology*, 64 (1): 57-64.
- Nilsson, N.-A. (1963). Interaction between Trout and Char in Scandinavia. *Transactions of the American Fisheries Society*, 92 (3): 276-285.
- Nilsson, N. (1973). On the relation between fish fauna and zooplankton composition in north Swedish lakes. *Inst Freshwater Res Drottningholm Rep. 53 p 51-77, 1973.*
- Rikstad, A. P. L., Kinderås, K. (1988). Fisket i Snåsavatnet i perioden 1983-87. -Fylkemannen i Nord-Trøndelag, Miljøvern avdelingen. Rapport nr. 5-1988: 1-19.
- Rosseland, B. O., Rognerud, S., Collen, P., Grimalt, J. O., Vives, I., Massabuau, J. C., Lackner, R., Hofer, R., Raddum, G. G. & Fjellheim, A. (2007). Brown trout in Lochnagar: Population and contamination by metals and organic micropollutants. *Lochnagar: the natural history of a mountain lake*: 253-285.
- Ryder, R. & Pesendorfer, J. (1992). Food, growth, habitat, and community interactions of young-of-the-year burbot, *Lota lota* L., in a Precambrian Shield lake. *Hydrobiologia*, 243 (1): 211-227.
- Scharf, J., Krappe, M., Koschel, R. & Waterstraat, A. (2008). Feeding of European cisco (*Coregonus albula*) and *C. lucinensis* on the glacial relict crustacean *Mysis relicta* in Lake Breiter Luzin (Germany). *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*, 38 (2): 147-158.
- Schetagne, R. & Verdon, R. (1999). Mercury in fish of natural lakes of northern Quebec.
- Sharma, C. M., Borgstrøm, R., Huitfeldt, J. S. & Rosseland, B. O. (2008). Selective exploitation of large pike *Esox lucius*--Effects on mercury concentrations in fish populations. *Science of the total environment*, 399 (1-3): 33-40.
- Simonsen, T. A. A. (1994). Bestandsdynamikk, habitatbruk og ernæring for aure i Litlosvatn--ein innsjø på Hardangervidda. *Hovedoppgave Inst. for biologi og naturforvaltning, Norges landbrukshøgskole.*

- Spencer, C. N., Potter, D. S., Bukantis, R. T. & Stanford, J. A. (1999). Impact of predation by *Mysis relicta* on zooplankton in Flathead Lake, Montana, USA. *Journal of Plankton Research*, 21 (1): 51-64.
- Spry, D. J. & Wiener, J. G. (1991). Metal bioavailability and toxicity to fish in low-alkalinity lakes: a critical review. *Environmental Pollution*, 71 (2-4): 243-304.
- Surma-Aho, K., Paasivirta, J., Rekolainen, S. & Verta, M. (1986). Organic and inorganic mercury in the food chain of some lakes and reservoirs in Finland. *Chemosphere*, 15 (3): 353-372.
- Svärdson, G. (1976). Interspecific population dominance in fish communities of Scandinavian lakes. *Report of the Institute of Freshwater Research, Drottningholm*, 55: 144-171.
- Tronstad, S. (2011). *Personlig meddelelse fra Stig Tronstad, Høgskolen i Nord-Trøndelag*. .
- Wängberg, I. A. P., K, Berg, T, Hakola, H, Kyllönen, K, Munthe, J, Porvari, P. Verta, M. (2010). Atmospheric and catchment mercury concentrations and fluxes in Fennoscandia.