

EFFEKTER AV LAV SOMMERVANNSTAND PÅ ØRRET (*SALMO TRUTTA*) I REGULERINGSMAGASINET KJELAVATN.

EFFECTS OF LOW SUMMER WATER LEVEL ON BROWN TROUT (*SALMO TRUTTA*) IN THE RESERVOIR KJELAVATN.

ARNE MAGNUS HEKNE

UNIVERSITETET FOR MILJØ- OG BIOVITENSKAP
INSTITUTT FOR NATURFORVALTNING
MASTEROPPGAVE 30 STP. 2008



Forord

Denne oppgaven er min masteroppgave i fiskeforvaltning ved Institutt for naturforvaltning (INA), Universitet for miljø og biovitenskap (UMB).

Først og fremst vil jeg få takke min medstudent Annlaug Meland. Alle forberedelser, alt feltarbeid og laboratoriearbeid har vi utført sammen, og uten hennes hjelp og gode selskap ville ikke denne oppgaven vært gjennomførbar. En stor takk rettes også til min hovedveileder, professor Reidar Borgstrøm ved Institutt for naturforvaltning ved UMB, for rettleiding underveis med oppgaven. Den faglige kompetansen og erfaring han innehar, har vært av uvurderlig hjelp.

Jeg vil også takke Hydrofish ved Sigurd Rognerud, NIVA, og Institutt for naturforvaltning ved UMB, for økonomisk støtte til prosjektet. Til slutt vil jeg få takke Jostein Kristiansen, ved Statkraft i Dalen, for lån av hytte under feltarbeidet og for hjelp til innhenting av eldre rapporter om prøvefiske i magasinene, Jon Museth for lesing og kommentering av manus og John Gunnar Dokk for hjelp under feltarbeidet. Grunneierlag og Røldal fjellstyre takkes også for tillatelse til innsamling av ørret i Ståvatn og Kjelavatn.

Universitet for Miljø- og Biovitenskap

Ås, 13. mai 2008

Arne Magnus Hekne

Sammendrag

I løpet av sommeren 2007 ble det utført prøvefiske i Kjelavatn og Ståvatn, i Vinje i Telemark fylke på grensen mot Hordaland fylke. Dette er to reguleringsmagasin som sto ferdig utbygd i 1960. Ståvatn har høyeste regulerte vannstand på 978,5 m o.h., og en reguleringshøyde på 12,5 m. Kjelavatn har høyeste regulerte vannstand på 944 m o.h., og magasinet har en reguleringshøyde på 26 m. I begge vatn finnes både ørret (*Salmo trutta*) og ørekyt (*Phoxinus phoxinus*). Vinteren 2006 var preget av lite snø og stor kraftproduksjon, noe som førte til at sommervannstanden i Kjelavatn ble holdt unormalt lav. Det ble meldt om små fangster og mager fisk fra lokale fiskere fra en rekke reguleringsmagasin denne sommeren og høsten, og med bakgrunn i dette ble denne oppgava gjennomført for å undersøke eventuelle negative effekter av den lave sommervannstanden. Det ble prøvefisket i tre perioder, i uke 26, 30 og 36 i 2007, og totalt ble det samlet inn 128 ørret i Kjelavatn og 108 ørret i Ståvatn. Det ble benyttet settegarn og flytegarn for denne innsamlingen. Ståvatn hadde tilnærmet normal sommervannstand i 2006, og er derfor benyttet som et kontrollvatn. Fangst per innsatsenhet, og andelen fisk fanget i pelagialsonen, antydte at det var en høyere fisketetthet i Kjelavatn enn i Ståvatn. Fangst i flytegarn i Ståvatn var nesten fraværende. Generelt hadde fisk i Kjelavatn dårligere vekst enn fisk i Ståvatn. Dette skyldes antakeligvis i første rekke den større fisketettheten i Kjelavatn, og ikke den lave sommervannstanden i 2006 som enkelttilfelle. Effekter av den lave sommervannstanden kan sees ved å sammenligne årlig lengdetilvekst hos 5- og 6-åringer i Kjelavatn i 2004, 2005 og 2006. Veksten var klart mindre i 2006 enn i de to foregående årene. Ut fra snømengde vinteren 2006 og lufttemperatur sommeren 2006 skulle man forvente en ekstra god vekst denne sommeren, men dette var altså ikke tilfellet, og den dårligere veksten kan mest sannsynlig tilskrives den lave sommervannstanden. Det var ikke redusert vekst hos noen aldersklasse i 2006 i Ståvatn. Resultater fra prøvefiske i Kjelavatn i 2006, viste en gjennomsnittlig kondisjonsfaktor på 0,87, og en klar tendens til nedgang i kondisjon med økende lengde på fisken. Resultatene fra 2007 viser en høyere gjennomsnittlig kondisjonsfaktor (0,91) og ingen tendens til endringer i kondisjon med økende lengde. Dette kan tyde på at fisken tar seg opp igjen etter én sommer med lav vannstand. Dietten forandrer seg utover sommeren i begge vatn. Fra å omfatte i hovedsak fjærmygg (*Chironomidae*) tidlig på sommeren, inngår terrestriske insekter og spesielt linsekreps (*Eurycercus lamellatus*) i dietten i september. Andelen linsekreps i dietten er vesentlig høyere i Ståvatn enn i Kjelavatn, mens fisken i Kjelavatn har en høyere andel dyreplanktonarter, og da spesielt hoppekreps (*Copepoda*) og gelékreps (*Holopedium gibberum*). Det ble funnet fisk i dietten i begge vatn.

Abstract

During the summer of 2007, fish samples were taken in the reservoirs Kjelavatn and Ståvatn, situated in Vinje in the western part of Telemark county, on the border to Hordaland county. Both lakes were first regulated in 1960. Ståvatn is regulated between 978.5 and 966 metres a.s.l., and Kjelavatn between 944 and 918 metres a.s.l. Both reservoirs are inhabited by brown trout *Salmo trutta* and European minnow *Phoxinus phoxinus*. Snow depth in spring 2006 was relatively low, giving little meltwater for filling of the reservoirs during spring and summer, and combined with a high power production during the summer, this led to a very low water level in the reservoir Kjelavatn. The water level of the reservoir Ståvatn was, on the other hand, normal during the summer 2006. Local fishermen reported about low catches and lean fish in Kjelavatn, which was seen as a result of the low water level. To evaluate the effects on the brown trout population, fish sampling was conducted in Kjelavatn as well as in the reservoir Ståvatn. Fish samples were taken during three periods (week 26, 30 and 36) in 2007, and a total of 128 trout were taken in Kjelavatn and 108 trout in Ståvatn, by gillnets set in both the littoral areas and in the pelagic part of the reservoirs. Ståvatn was used as a control locality. Catch per unit effort and the amount of fish captured in the pelagic zone, indicated a higher fish density in Kjelavatn compared to Ståvatn. Nearly no fish was captured by gillnets set in the pelagic in Ståvatn. Growth was in general lower for fish in Kjelavatn compared to fish in Ståvatn. This was probably due to the higher fish density in Kjelavatn. The effects of the low water level in the summer 2006 could be seen by comparing the backcalculated annual length increments for 5 and 6 year old fish in Kjelavatn in the years 2004, 2005, and 2006. Reduced length increments were observed for 2006 compared with the corresponding increments in the previous years, 2004 and 2005. Results from fish samples in Kjelavatn 2006, showed a mean conditional factor of 0.87, and a clear tendency of decrease in condition with increasing length. The results from 2007 showed a higher mean conditional factor (0.91), and no tendency of decrease in condition with increasing length. This could indicate that the fish rapidly restores after one summer with low water level.

The diet changed during the summer in both reservoirs, from mainly chironomids in week 26 and 30, to a dominance of terrestrial insects and *Eurycercus lamellatus* in week 36.

Eurycercus lamellatus was more common in stomach contents from fish in Ståvatn compared to Kjelavatn, while the fish in Kjelavatn had a higher content of zooplankton, especially copepods and *Holopedium gibberum*. Fish was found in the diet in both waters.

Innhold

Sammendrag.....	II
Abstract	III
1.0. Innledning.....	1
2.0. Metode.....	3
2.1. Områdebeskrivelse	3
2.2. Innsamling av materiale	6
2.3. Registreringer av data i felt	7
2.4. Bearbeiding i laboratorium.....	7
2.5. Statistikk og fremstilling av materialet	10
3.0. Resultater.....	11
3.1. Fangst	11
3.2. Alder, vekst og dødelighet	15
3.3. Vekt- lengde forhold	17
3.4. Kjønnsmodning	19
3.5. Diett.....	19
3.6. Stabile isotoper.....	25
4.0. Diskusjon.....	26
4.1. Konklusjon	30
6.0. Referanser.....	31

1.0. Innledning

Regulering av innsjøer og elver for produksjon av elektrisk kraft kom for alvor i gang tidlig på 1900-tallet. Allerede i 1906 var det første store reguleringsmagasinet, Møsvatn, utbygd (Halvorsen 1993). Utover etterkrigstiden og fram til år 2000 var det bygd vannkraftverk stort sett i alle større vassdrag her til lands, og i dag finnes det over 800 kraftverksmagasin i Norge (Borgstrøm og Aass 2000). Vannkraft står for mesteparten av kraftproduksjonen i Norge, og i 2005 utgjorde den 98,9 % av all elektrisitetsproduksjon (NVE 2008).

Regulering av innsjøer medfører vanligvis en heving og senking av vannspeilet utover det som er normalt. Det ble tidlig vist at slike endringer i innsjøene kunne gi alvorlige konsekvenser for fisk og bunndyr (Dahl 1933), og dette er ytterligere belyst i flere oversiktsarbeid (Elgmork 1972a, Faugli m.fl. 1993, Borgstrøm og Aass 2000). Regulerings virkning på fiskebestander vil avhenge av de fysiske og biologiske endringer som ellers skjer i magasinet, og hvilke fiskearter som er til stede. Dette vil i hovedsak omfatte endringer i produksjon av næringsdyr og forhold knyttet til rekruttering (Dahl 1933, Borgstrøm 1993). Avhengig av blant annet bunnprofil, bunnmateriale, bølgepåvirkning og reguleringshøyde vil det skje endringer i magasinbunnen (Halvorsen 1993). Organisk og uorganisk materiale vil bli transportert fra reguleringsssonen til områdene under laveste regulerte vannstand (LRV)(Grimås 1962), og finpartiklet materiale kan bli transportert ut av magasinet og også føre til en tilslamming nedover i vassdraget (Baxter 1977). Denne massetransporten fører til en total omforming av innsjøbunnen, og får store konsekvenser for hele innsjøøkosystemet (Grimås 1961). Produksjonen av bunndyr går ned som følge av habitatendringene i reguleringsssonen (Grimås 1961, 1962, Hunt og Jones 1972, Halvorsen 1993). Hvor stor nedgangen i bunndyrproduksjonen er, avhenger av reguleringshøyden. Større reguleringshøyder fører til større negative konsekvenser enn små reguleringshøyder (Grimås 1962, Nøst m. fl. 1986) Bunndyr som kan utnytte arealer under LRV vil klare seg best, som for eksempel fjærmygg (*Chironomidae*) (Grimås 1961, 1962). Dyreplankton vil på kort sikt kunne øke i mengde, men vil etter hvert falle tilbake til samme nivå som før reguleringen, og vil i det store og hele ikke påvirkes i særlig grad (Elgmork 1972b). Dyreplankton vil imidlertid få økt betydning som næring for fisk i og med at bunndyrmengden går ned (Jensen 1979, Halvorsen 1993). Høy turbiditet som følge av sterk erosjon i reguleringsssonen kan også

føre til kraftig nedgang i dyreplanktonproduksjonen, men den vil ta seg opp igjen når turbiditeten avtar (Borgstrøm m. fl. 1992a).

Utbygging av Tokke-Vinje vassdraget tok til i 1957, og hele sju kraftverk ble satt i drift i løpet av årene fram til 1979 (J. Kristiansen, pers. medd.). Kjela kraftverk var det siste som ble satt i drift. Til Kjela kraftverk kommer vann fra blant annet Kjelavatn og Ståvatn/Ulevåvatn, som ligger lengst opp i Kjelavassdraget. Disse to innsjøene var ferdig utbygd allerede i 1960 (NVE 2008). Sommeren 2006 ble vannstanden i Kjelavatn holdt unormalt lav. Lite snø i fjellet og lite nedbør om våren og forsommeren, sammen med høy produksjon av elektrisk kraft førte til at vannstanden ble holdt på et veldig lavt nivå, nær LRV, hele sommeren. Sen fylling av magasinene fører til vesentlig større konsekvenser en tidlig fylling (Halvorsen 1993). Dette på grunn av at lengre tørrlegging av reguleringssonen kan føre til redusert klekking av næringsdyr, og dermed mindre tilgjengelig næring og antakelig lavere kondisjon og redusert vekst hos fisk. Er næringsmangelen stor, kan det føre til sterk avmagring og økt dødelighet (Borgstrøm 1973, Borgstrøm m.fl. 1992a)

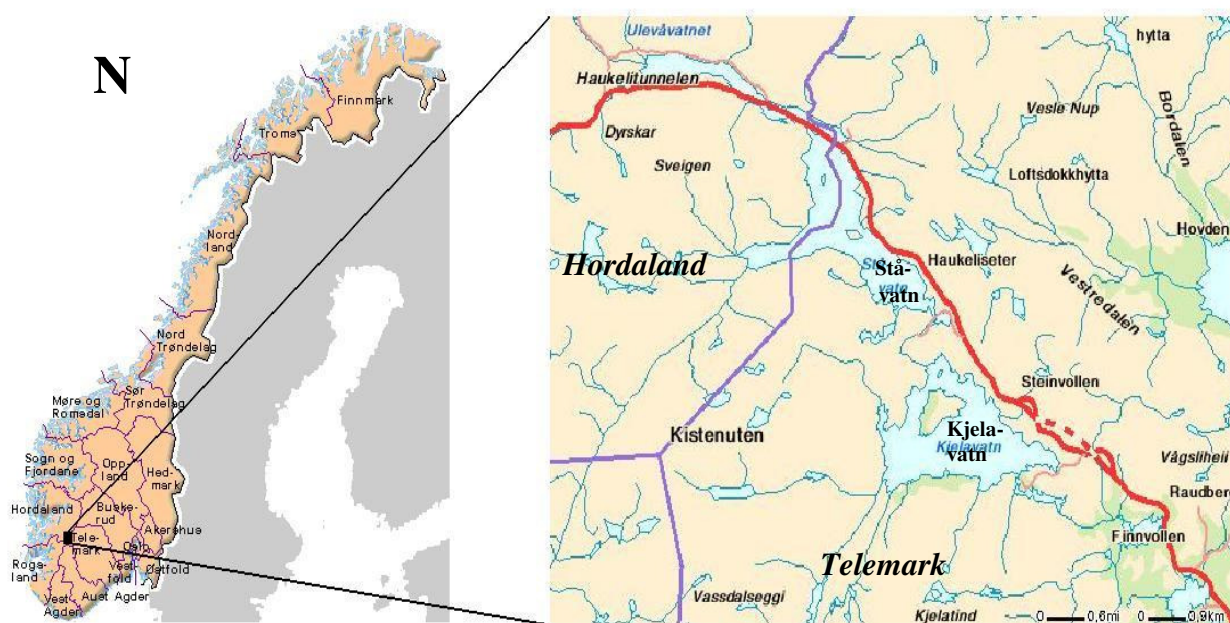
Fra ulike reguleringsmagasin der sommervannstanden i 2006 var ekstra lav, ble det i løpet av sommeren rapportert fra lokale fiskere om at ørretfangstene var mindre og at ørreten var i dårligere kondisjon enn tidligere, og det ble antydnet at dette var forårsaket av den lave vannstanden (Brabrand 2007). På bakgrunn av dette ble Kjelavatn og Ståvatn valgt ut som prøvefiskelokaliteter for dette studiet. Kjelavatn på grunn av den lave sommervannstanden, og Ståvatn som et kontrollvatn fordi vannstanden der var tilnærmet normal sommeren 2006. Ståvatn har dessuten en mindre reguleringshøyde enn Kjelavatn. Ut fra forskjeller i manøvreringsregimer og vannstandsamplituder mellom disse to magasinene er det i denne studien satt opp følgende forventninger med hensyn til de to ørretbestandene:

- redusert lengdetilvekst hos ørret i Kjelavatn i 2006, sammenlignet med tidligere år.
- ingen forskjell i fiskens lengdetilvekst i Ståvatn i 2006, sammenlignet med tidligere år.
- lavere kondisjon og vekst hos fisk i Kjelavatn sammenlignet med Ståvatn.
- forskjeller i diett og næringsgrunnlag for ørretbestandene i de to vatna.

2.0. Metode

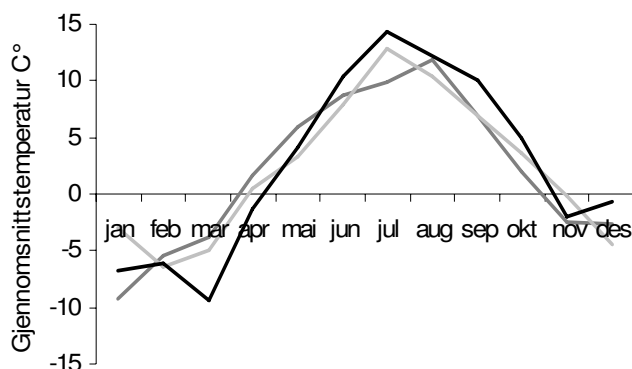
2.1. Områdebeskrivelse

Ståvatn (59°49'N, 07°09'E) og Kjelavatn (59°47'N, 07°13'E) er to regulerede vann oppdemt i 1960, og begge inngår i Tokke- Vinjereguleringen i Vest-Telemark. Vannene ligger i øvre del av Skiensvassdraget (NVE 2007), på grensen mellom Telemark og Hordaland (Fig.1). Vannet fra Ståvatn tappes til Kjelavatn og vannet derfra blir overført til Kjela kraftverk. Generelt kan vannene reguleres fritt innen høyeste og laveste regulerede vannstand (HRV og LRV), men utbygger har fastsatt selvpålagte miljørestriksjoner for sommeren i Ståvatn (J. Kristiansen, pers. medd.). Normalt er vannstanden lavest rett før snøsmelting og vårflom, for så å fylles opp utover forsommeren. Tapping foregår utover høsten og vinteren. I begge vannene finnes både ørret (*Salmo trutta*) og ørekyte (*Phoxinus phoxinus*) (J. Kristiansen, pers. medd., Tranmæl og Midttun 05)

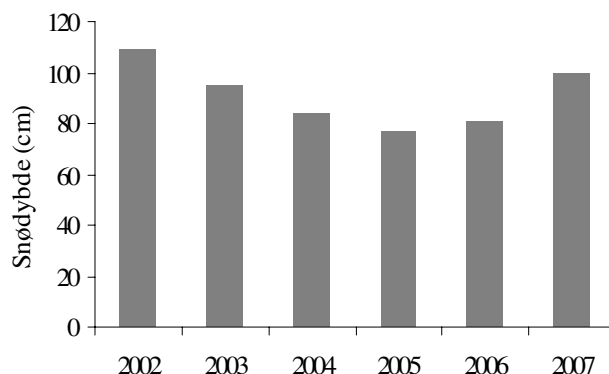


Figur 1: Oversiktskart over Ståvatn og Kjelavatn, med beliggenhet i Norge.

Temperaturmålinger utført ved Vågsli værstasjon viser at temperaturen fra juni til oktober i 2006 var høyere enn i 2004 og 2005 (Fig. 2). Snømålinger gjort ved Møsvatn målestasjon, viser at snødybden den 31. mars 2006 var lavere enn i årene 2002-2004, og 2007, men noe høyere enn i 2005 (Fig.3).



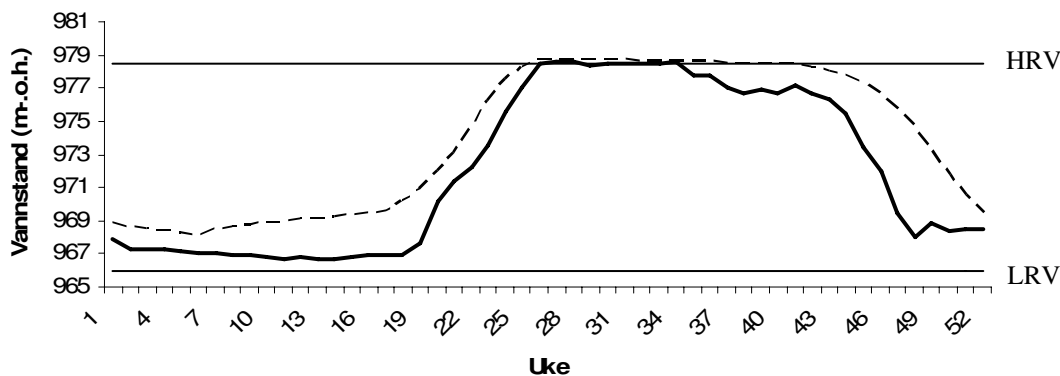
Figur 2: Gjennomsnittlig månedstemperatur for 2004 (—), 2005 (—) og 2006 (—). Temperaturene er målt ved Vågsli værstasjon (www.eklima.met.no).



Figur 3: Snødybde målt 31. mars ved Møsvatn – Haug målestasjon (www.eklima.met.no).

Ståvatn

Ståvatn ligger i Vinje og Odda kommuner. Etter heving av vannspeilet i Ståvatn ble vannet hengende sammen med Ulevåvatn via et smalt sund (Fig.1). Ståvatn har høyeste regulerede vannstand (HRV) på 978,5 m o.h., og har en reguleringshøyde på 12,5 m. Overflatearealet ved HRV er 6,7 km² og nedbørfeltet er på 85 km² (Solhøi 1994). Haukeli fjellstue ligger nær inntil vannets nordøstre bredd, og det er derfor ønskelig å holde vannstanden så nær HRV som mulig gjennom sommeren, av hensyn til det landskapsmessige inntrykk og småflytrafikk på vannet (J. Kristiansen, pers medd.). Normalt fylles vannet opp til HRV i perioden april til juni og tappes ned så sent på høsten som mulig (J. Kristiansen, pers medd.). Som følge av de selvpålagte miljørestriksjonene er sommervannstanden i Ståvatn relativt stabil hvert år. Gjennomsnittlig sommervannstand for årene 1988-2008 ligger helt opp mot HRV. Også sommeren 2006 var vannstanden høy, men med en lavere vannstand tidligere på høsten enn gjennomsnittet (Fig.4).

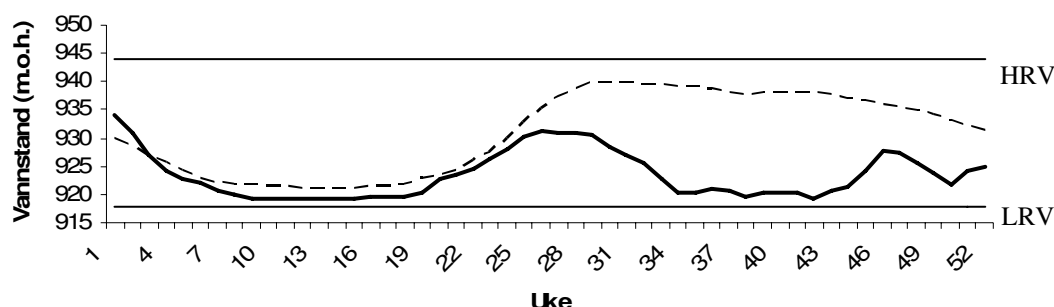


Figur 4: Vannstandskurve for Ståvatn i 2006 (—), gjennomsnittsverdi for årene 1988-2008(---) (J. Kristiansen, pers. medd.).

Vanntilførselen kommer fra en rekke mindre bekker og elver. Vannet ligger på høyde med tregrensen, med noe vier og innslag av bjørk på de minst vindutsatte områdene. Berggrunnen består hovedsakelig av granitt og fyllitt (NGU 08). Ørretbestanden i vannet blir beskattet relativt hardt. Haukeli jeger og fiskerforening, i samarbeid med Haukeli fjellstue, leier ut garn og båt til fritidsfiskere. Sommeren 2007 ble det innrapportert 285 ørret fanget av garnfiskere i vannet, i tillegg til ca 500 fisk fanget av Haukeli fjellstue (K. Hovden, pers. medd.). I 2005 ble det påvist store stimer med ørekyt i sundet mellom det lille tjernet Kistetjønn og Ståvatn (Tranmæl og Midttun 05), men det er ikke påvist ørekyt i vannet før denne observasjonen (J. Kristiansen, pers. med.).

Kjelavatn

Kjelavatn ligger i Vinje kommune, nedstrøms Ståvatn (Fig.1). HRV ligger på 944 m o.h., og magasinet har en reguleringshøyde på 26 m. Overflatearealet ved HRV er 5 km², og vannet har et nedbørfelt på 135 km² (NVE 2008). Kjelavatn fylles opp på etterm vinteren og våren, og holdes på ca kote 940 utover sommeren. Magasinet tappes utover høsten, og er maksimalt nedtappet på forvinteren. Det spares vann for å overholde konsesjonskravet til minstevannføring i Kjelaåi, som er på 0,3 m³/s i vintersesongen (J. Kristiansen, pers. medd.). Vanntilførselen kommer hovedsakelig fra Ståvatn via elva Kjela, i tillegg til en rekke mindre bekker rundt vannet. Sommervannstanden i 2006 var betydelig lavere enn gjennomsnittlig sommervannstand for årene 1988-2008. Fylling foregikk tilnærmet som normalt frem til uke 27, men deretter gikk vannstanden kraftig ned og holdt seg på et nivå nær LRV fra uke 35 til uke 45. Vannstanden i Kjelavatn i 2006 nådde aldri opp til gjennomsnittlig sommervannstand (Fig.5).



Figur 5: Vannstandskurve for Kjelavatn i 2006 (—), og gjennomsnittsverdi for årene 1988-2008(---) ((J. Kristiansen, pers. medd.).

Vannet ligger like under tregrensen, med spredt bjørkeskog i de minst vindutsatte områdene. Berggrunnen består i hovedsak av granitt (NGU 08). Det finnes både ørret og ørekyt i vannet (J. Kristiansen, pers. medd.). Ørretbestanden ble beskattet relativt beskjedent i 2007. Det ble

innrapportert til sammen 89 ørret, fordelt på tre garnfiskere (K. Hovden, pers. medd.). Dette er betydelig mindre enn fangstene som er beskrevet av Solhøi (1995) i årene før 1995, da samlet fangst var over 2000 ørret årlig.

2.2. Innsamling av materiale

Fangst av fisk ble utført i tre perioder, i uke 26, 30 og 36, i løpet av sommeren 2007. Det ble brukt settegarn og flytegarn for innsamling av fisk. Garna ble satt om ettermiddagen/kvelden og trukket neste morgen. Settegarnserien besto av ni standardgarn med lengde 25 m og dybde 1,5 m, og ett garn med lengde 25 m og dybde 2 m (maskevidde 52). Følgende maskevidder ble brukt: 16,5, 19,5, 22,5, 26, 29, 31, 35, 39, 45 og 52 mm. Settegarnene ble satt omtrent vinkelrett fra land på tilfeldige plasser i magasinet. Flytegarnene hadde lengde 25 m og dybde 6 m, bortsett fra ett garn med lengde 25 m og dybde 4 m (maskevidde 22,5 mm). Det ble benyttet to flytegarnlenker à tre garn. Den ene lenken besto av garn med maskeviddene 19,5, 31 og 35 mm, den andre med maskeviddene 22,5, 26 og 45 mm. Flytegarnlenkene ble plassert et godt stykke fra land der det var 10-20 m dypt. I magasin hvor det ble fisket mer enn en natt ble samme garnplass brukt hver natt, men garnene ble byttet. Samlet fangst ble 108 ørret i Ståvatn og 128 ørret i Kjølavatn (Tabell 1).

Tabell 1: Antall netter fisket og fangst i de to vannene i de tre periodene, samt totalt for hele innsamlingen.

	Uke 26		Uke 30		Uke 36		Totalt	
	Antall netter	Fangst	Antall netter	Fangst	Antall netter	Fangst	Antall netter	Fangst
Ståvatn	3	31	2	34	2	43	7	108
Kjølavatn	1	43	1	36	2	49	4	128

I tillegg til innsamling av fisk ble det tatt zooplanktonprøver med en planktonhåv med diameter 29,5 cm og maskevidde 90 μ . Planktonhåven ble senket ned til 20 m dyp og heist sakte opp igjen til vannflata. Ti dråper lugols løsning ble tilsatt hvert dramsglass med planktonprøve. Det ble tatt to prøver per vann per periode. Siktedypet ble målt ved å senke en Secchiskive ned i vannet til den ikke syntes, for så å heise den opp igjen til den kunne sees. Vannfargen ble avlest mot Secchiskiven på dybde tilsvarende halve siktedypet.

Tabell 2. Siktedyp og vannfarge i Kjølavatn og Ståvatn i uke 26, 30 og 36.

	Uke 26		Uke 30		Uke 36	
	Siktedyp	Vannfarge	Siktedyp	Vannfarge	Siktedyp	Vannfarge
Ståvatn	10,3	Grønn/blå	11,8	Blå	9,2	Blågrønn
Kjølavatn	9,3	Blå/grønn	8,8	Blå/grønn	13,4	Grønn

Vanntemperaturern ble målt med en temperaturlogger (Tinytag Miniature Temperature Datalogger) i de nettene det ble fisket. Temperaturloggeren var festet på den ene ankerlinen på flytegarmlenken (ca 5m dyp). En teknisk feil på temperaturloggeren førte til at vanntemperaturen i tredje periode ikke ble registrert.

2.3. Registreringer av data i felt

Det ble tatt prøver av all fisk i fangstene. Totallengde av fisken ble målt til nærmeste mm, mens vekten ble målt til nærmeste hele gram. Det ble benyttet en "Laica" digitalvekt, med ett grams nøyaktighet. Det ble tatt skjellprøver fra området rundt sidelinja i bakkant av ryggfinnen, og otolitter ble tatt ut. Disse prøvene ble lagt i en egen skjellkonvolutt. I tillegg ble det notert kjøttfarge, kjønn, kjønnsstadium og forekomst av eventuelle cyster av bendelmark. Hvis fisken manglet fettfinne ble også dette notert. All utsatt fisk i vannene skal være merket ved at fettfinnen er fjernet (J. Kristiansen pers. medd.). Kjøttfargen ble bestemt til rød, lys rød eller hvit. Kjønnsmodning ble registrert etter en skala fra I til VII (Dahl 1917). Det ble tatt mageprøver fra opptil 15 fisk i hver av lengdeklassene <20 cm, 20-30 cm og >30 cm., i hver periode. Innholdet i spiserøret og magesekken ble tatt ut og fyllingsgraden i prosent ble notert. Prøvene ble konserveret i 96 % etanol i dramsglass. I noen tilfeller ble også cyster tatt ut og konserveret i etanol. Det ble frosset ned 20 fisk fra hvert vann, fanget i uke 36, for senere analyse av stabile isotoper av karbon og nitrogen.

2.4. Bearbeiding i laboratorium

Aldersbestemmingen ble foretatt ved avlesing av vintersoner på skjell og otolitter. Begge strukturer ble benyttet for å kontrollere om vekststagnasjon hadde inntruffet. Det ble laget avtrykk av skjell i en celluloid-strimmel ved bruk av en skjellpresse, og avtrykkene ble så forstørret ved hjelp av



Figur 6: Otolitt fra ørret fanget i Kjølavatn
Viser 9 tydelige hyaline soner.

en mikrofillemsleser. Vintersoneene ble avmerket på en papirstrimmel for senere bruk til tilbakeberegning av lengde. Alle otolitter ble knekt og brent før aldersavlesing. Otolitthalvdelen ble så satt på høykant i plastilina i et svart urglass med 1-,2 propandiol og avlest ved hjelp av et "Leica MS5" mikroskop (Fig.6).

For tilbakeberegning av lengde ut i fra skjellene er det brukt Lea Dahl's metode:

$$Ln = (Sn/S) \times L,$$

der Ln er lengde av fisken ved alder n år, L er lengde av fisken da prøven ble tatt, Sn er lengde fra sentrum av skjellet til avsluttet vintersone ved alder n år og S er totallengde av skjellet, fra sentrum til ytterkant. Denne metoden forutsetter at det er direkte proporsjonalitet mellom fiskelengden og størrelsen av den strukturen som er brukt ved aldersbestemmelse (Borgstrøm 2000).

Totalt ble 90 mageprøver analysert fra Ståvatn og 69 mageprøver fra Kjelavatn. Innholdet ble delt inn i følgende kategorier; larver, pupper og imago av fjærmygg (Chironomidae), larver, pupper og imago av vårfluer (Trichoptera), nymfer og imago av døgnfluer (Ephemeroptera), nymfe og imago av steinfluer (Plecoptera), nymfe og imago av mudderfluer (Megaloptera), stankelbeinlarver (Tipuloidea), fåbørstemark (Oligochaeta), ertemusling (Pisidium), buksvømmere (Corixidae), igler (Hirudinea), øyestikkerlarver (Odonata), terrestriske insekter, larver og imago av biller (Coleoptera), linsekreps (*Eurycercus lamellatus*), *Bythotrephes longimanus*, gelékreps (*Holopedium gibberum*), cyclopoide og calanoide hoppekreps (*Copepoda*), plantemateriale, fisk, smånagere og en klasse for udefinert materiale. Ved hjelp av mikroskop ble byttedyrkategoriene bestemt og oppgitt i volumprosent av totalt mageinnhold for hver fisk. Spesifikk volumprosent for hver byttedyrkategori ble angitt ved:

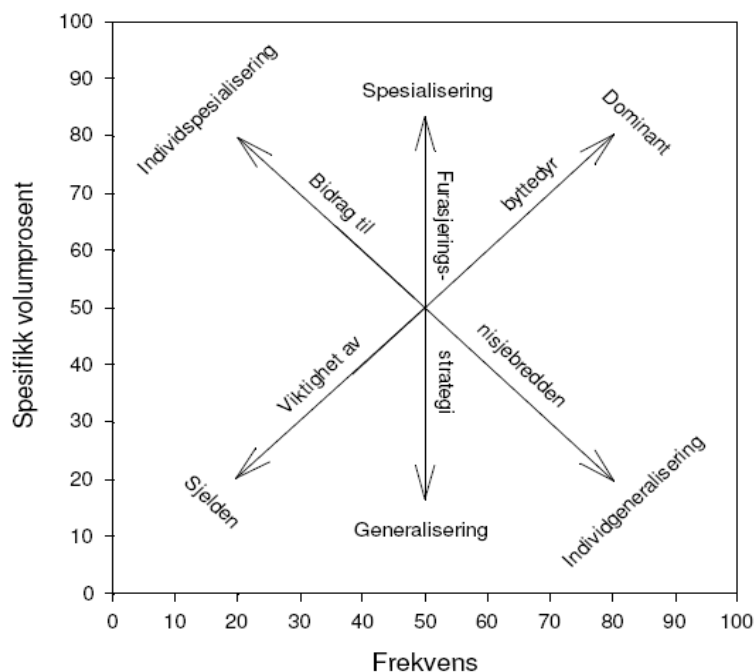
$$Pi = (\sum Si / \sum Sti) \times 100,$$

der Pi er spesifikk volumprosent av byttedyrkategori i , Si er total fyllingsgrad av byttedyrkategori i , og Sti er den totale fyllingsgraden av de magerprøver hvor byttedyrkategorien i finnes.

Frekvens ble angitt ved:

$$F = N_i / N \times 100$$

der N_i var antall fisk som hadde spist byttedyrkategori i , og N var det totale antall ørret med mageinnhold. Ved å plote spesifikk volumprosent (P_i) mot frekvens (F) får man en fremstilling som viser forskjellige grader av individuell spesialisering, og den generelle viktigheten av de ulike byttedyrkategoriene i dietten (Fig.7.)(Amundsen m. fl. 1996).



Figur 7: Forklaringsdiagram for tolking av diett analyse. Utarbeidet etter Amundsen m. fl. (1996)

Totalt seks zooplanktonprøver (to fra hver periode) fra hvert vann ble analysert. Ved hjelp av en pipette ble zooplankton overført til et tellebrett. Før uttaket med pipetten ble prøven ristet for å få en tilfeldig fordeling av zooplankton. Med et mikroskop kunne vi telle de ulike typene. Det ble også målt lengde av 50 *Bosmina* fra hver prøve ved hjelp av et måleokular i mikroskopet. Lengden ble målt som totallengde av kroppen. Zooplankton ble delt inn i gelékreps, *Bosmina spp*, *Bythotrepes longimanus*, *Daphnia spp*. og cyclopoide- og calanoidehoppekreps.

Det ble tatt kjøttprøver fra totalt 20 fisk fra hvert vann for analyse av stabile isotoper. En muskelfilet uten skinn og bein ble tatt fra området rundt sidelinja bak ryggfinnen på fisken.

Prøvene ble pakket godt inn i aluminiumsfolie og lagt i hver sin tette plastpose, og deretter frosset ned. På isotoplaboratoriet ble litt fiskekjøtt blandet med vann ved hjelp av en stavmikser. Prøvene ble så satt til frysetørking. Deretter ble ca 1 mg frysetørket fiskematerialet veid opp i små tinnkapsler og klargjort for analysering. Denne analyseringen ble foretatt ved å brenne prøvene i en Flash Elemental Analyser (EA). Forbrenningsproduktene ble separert i en poraplot Q kolonne og overført til en Finnigan Delta^{Plus} XP continuous-flow isotope ratio mass spectrometer (CF-IRMS). Analysene ble gjennomført på isotoplaboratoriet ved Universitetet for miljø og biovitenskap. Forholdet mellom stabile isotoper av karbon og nitrogen ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$, $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$) blir benevnt i ‰ og det benyttes betegnelsen δ i henhold til følgende ligning:

$$\delta^{15}\text{N} \text{ eller } \delta^{13}\text{C} (\text{‰}) = [(R_{(\text{prøve})} - R_{(\text{standard})}) / R_{(\text{standard})}] \times 1000,$$

der "R" representerer forholdet mellom tung og lett isotop ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ eller $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$). Standarden er atmosfærisk luft for nitrogen og VPDB (Vienna Pee Dee Belemnite) for karbon. Prøvene blir kontrollert opp mot analyser av internasjonale standarder (IAEA-N₁ og IAEA-N₂ for nitrogen, og IAEA-CH₆ for karbon), og en hus-standard (ørret, *Salmo trutta*) (G. Strømman, pers. medd.)

2.5. Statistikk og framstilling av materialet

All databearbeiding er foretatt i Mikrosøft Excel 2003. ANOVA (enveis) og regresjonsanalyse er utført i Minitab 14, og det er brukt signifikansnivå $p < 0,05$. Log - transformering av data er gjennomført i enkelte tilfeller for å få dataene normalfordelte.

Fangst per innsatsenhet (CPUE) ble beregnet som antall fisk fanget per 100 m² per 12 timer, etter følgende formel: $\text{CPUE} = (C \times 12\text{timer} \times 100\text{m}^2) / (t \times a)$.

C = antall ørret fanget, t = antall garntimer, a = totalt garnareal.

Fultons kondisjonsfaktor (K) er utregnet etter følgende formel:

$K = 100 \text{ V/L}^3$, der V er vekta i gram og L er lengden i cm (Borgstrøm 2000).

Dødelighet (A) er utregnet etter Heinckes metode:

$A = N_0 / \sum N$, der N_0 er antall fisk i yngste aldersklasse som fullt ut er fangbar, og $\sum N$ er summen av fisk fra og med denne aldersklassen (Borgstrøm 2000).

3.0. Resultater

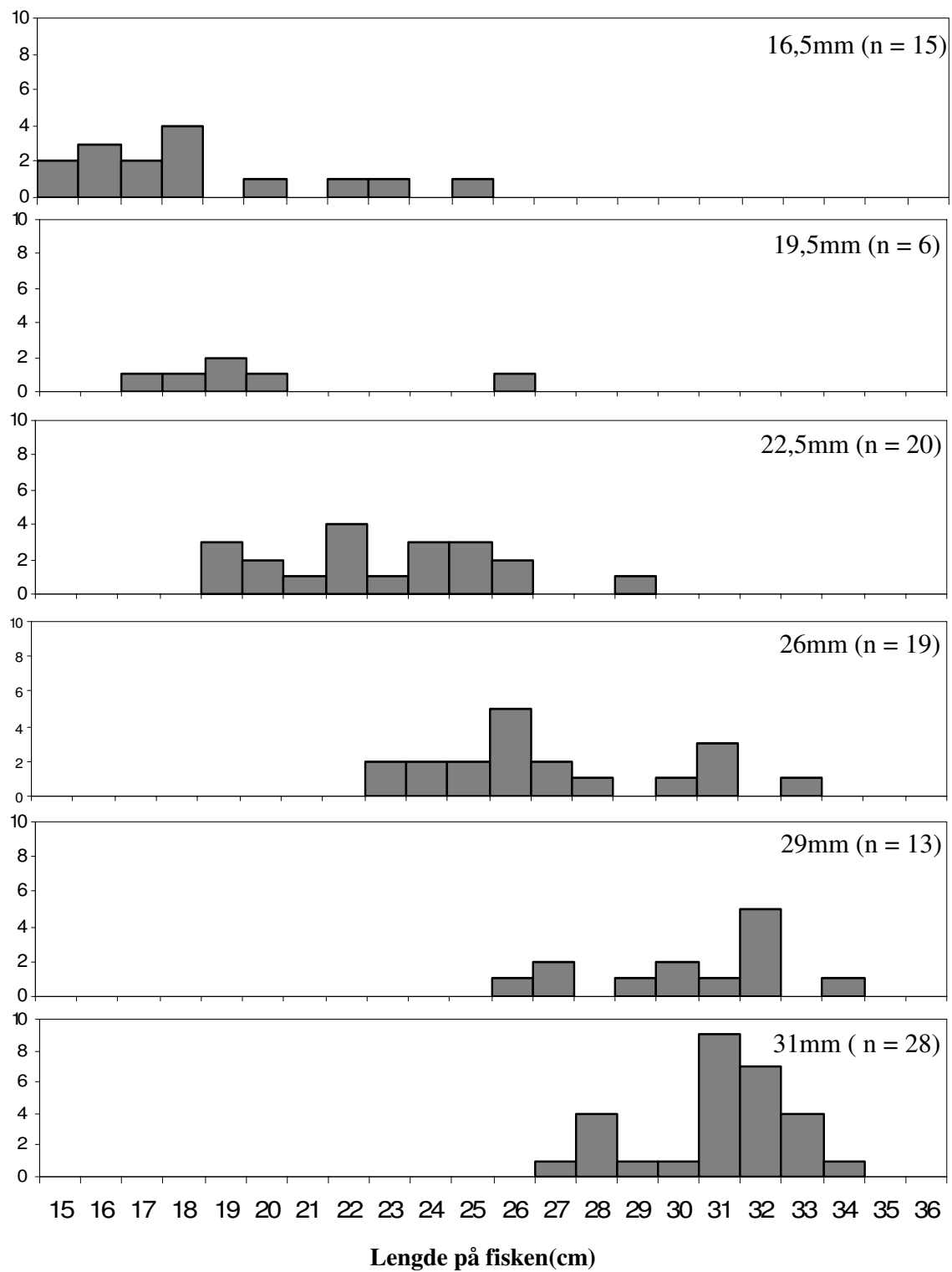
3.1. Fangst

Fangst pr. innsatsenhet med settegarn i uke 26 og uke 30, og flytegarn i alle tre periodene var klart større i Kjelavatn enn i Ståvatn, bortsett fra i uke 36 da fangst pr. innsatsenhet på settegarn var størst i Ståvatn (Tabell 3). I begge vatn var fangsten i settegarn betydelig større enn i flytegarn, men med langt større fangst på flytegarna i Kjelavatn enn i Ståvatn. I Ståvatn var det en økning i fangst per innsats i settegarn utover sommeren. Fangsten i flytegarn var relativt beskjeden i uke 26 og 30, og med ingen fangst i uke 36. I Kjelavatn var fangsten omtrent like stor i uke 26 som i uke 30, men med en klar nedgang i uke 36. Av fangsten i Ståvatn var 47,2 % gjenfangst av merket fisk, mens andelen merket fisk i Kjelavatn bare var 3,1 %.

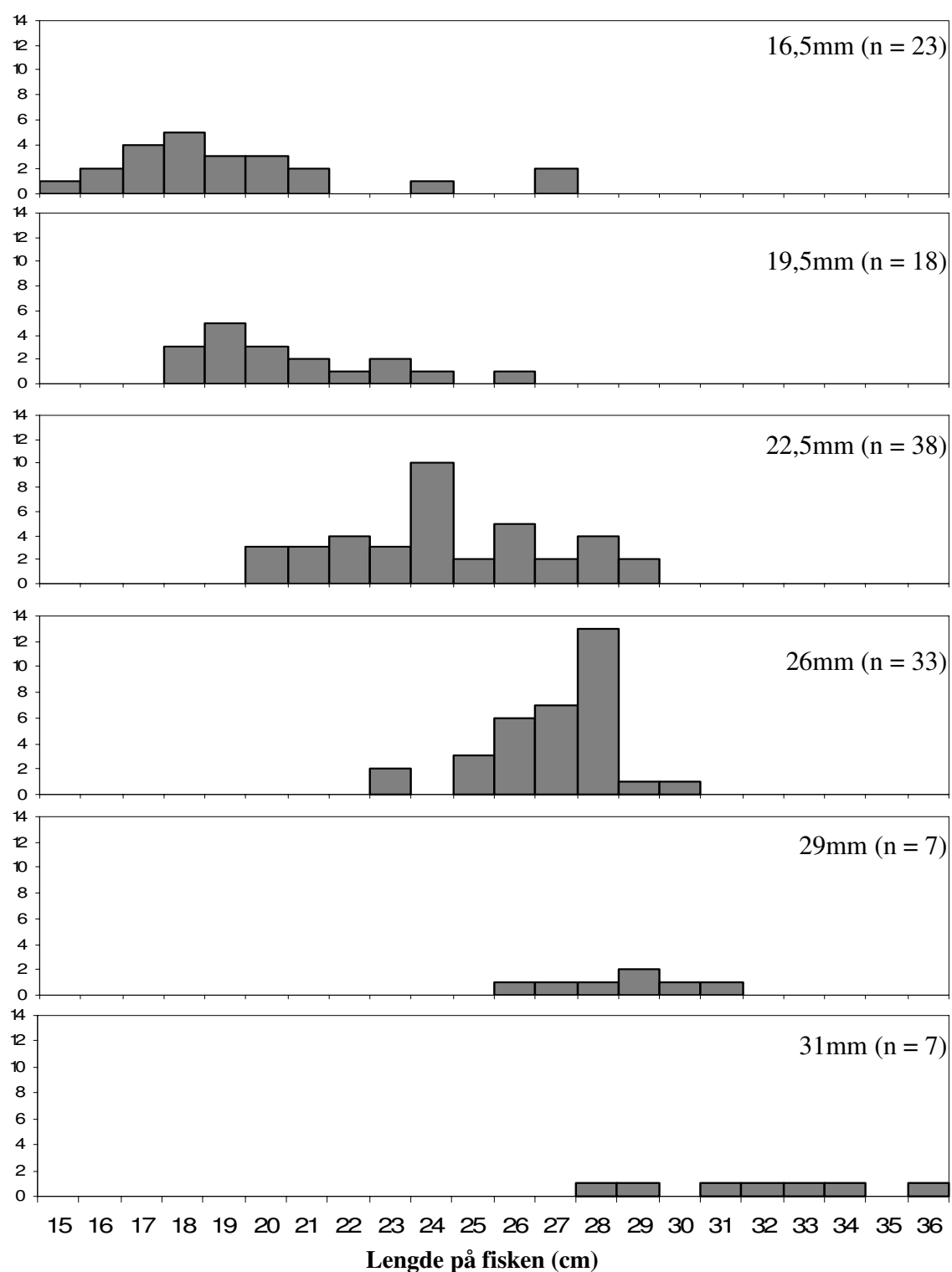
Tabell 3: Fangst av ørret per innsatsenhet på sette- og flytegarn (fangst per 100 m², per 12 timer) i Ståvatn og Kjelavatn de tre innsamlingsperiodene.

	Settegarn			Flytegarn		
	Antall fisk pr 100m ² pr 12 t			Antall fisk pr 100m ² pr 12 t		
	Uke 26	Uke 30	Uke 36	Uke 26	Uke 30	Uke 36
Ståvatn	1,8	2,5	4	0,06	0,15	0
Kjelavatn	5	5,5	3,3	1,1	1,1	0,5

I Ståvatn ble det fanget fisk på alle maskevidder i settegarnsserien i løpet av de tre periodene, riktignok med bare én fisk på hver av maskeviddene 39, 45 og 52 mm. I Kjelavatn ble det fanget fisk i alle settegarn bortsett fra de tre med størst maskevidde (39, 45 og 52 mm). I Ståvatn ble det fanget bare seks fisk i flytegarn, to stk. i hver av maskeviddene 19,5, 26 og 35 mm. I Kjelavatn var det fangst i alle flytegarn bortsett fra maskevidde 45, og med størst fangst i maskevidde 22,5 og 26 mm. Totalt sett var den største andelen av fisken fanget i maskevidder mindre enn 29 mm i begge vatn (Ståvatn: 56,5%, Kjelavatn: 87,5 %). I Ståvatn var det en langt større andel fisk fanget i maskeviddene 29 og 31mm (37 %)(Fig. 8) i forhold til i Kjelavatn (10,9 %)(Fig. 9). Det ble fanget svært få fisk i maskeviddene 35 mm og større i begge vatn (Ståvatn: 6,5 %, Kjelavatn: 1,6 %).

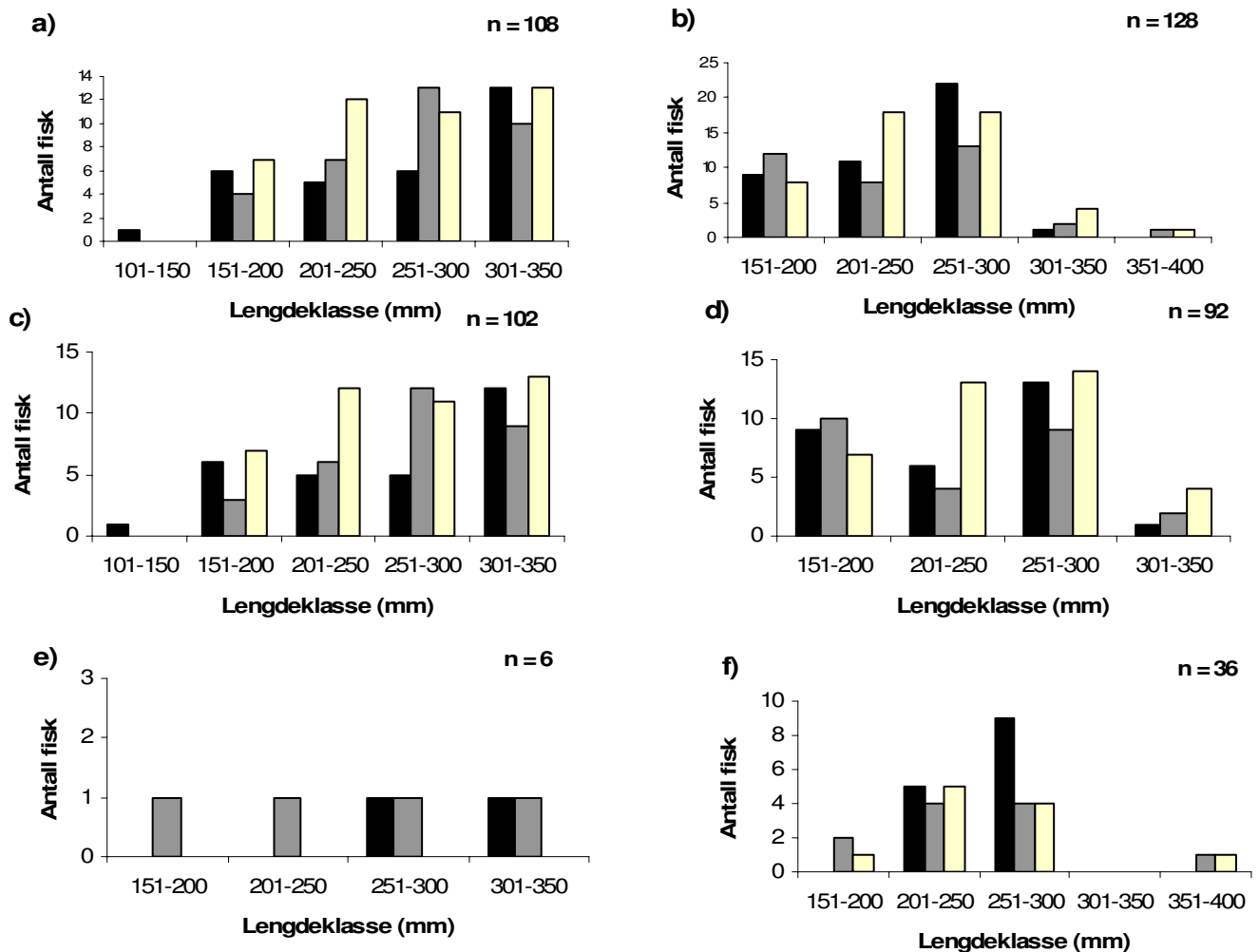


Figur 8: Samlet fangst i forskjellige maskevidder i settegarn- og flytegarnserien brukt i Ståvatn i uke 26, 30 og 36 sommeren 2007. Antall fisk er representert på y-aksen.



Figur 9: Samlet fangst i forskjellige maskevidder i settegarn- og flytegarnserien brukt i Kjelavatn i uke 26, 30 og 36 sommeren 2007. Antall fisk er representert på y-aksen.

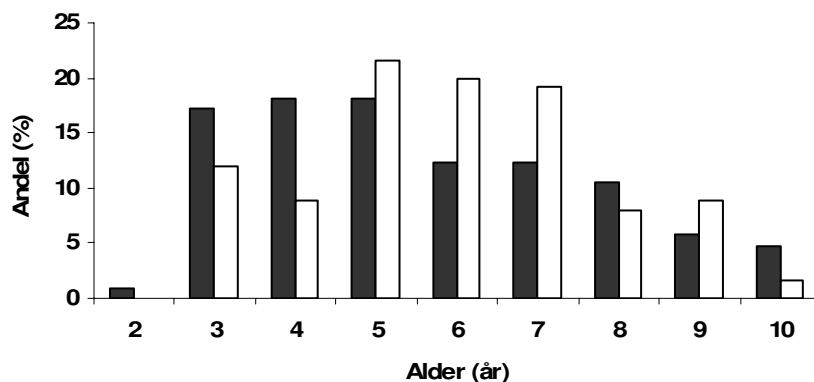
Det var signifikant forskjell på gjennomsnittsstørrelsen av fisk fanget i Ståvatn i forhold til i Kjelavatn (ANOVA; $p = <0,05$) (Fig.10.a og b). I Ståvatn var 33,3 % av total fangst over 300 mm, mens i Kjelavatn hadde bare 7 % av fangsten nådd denne lengden. I Kjelavatn var det en større andel fisk i fangstene i lengdeklassen 151-200 mm (22,7 %) enn i Ståvatn (15,7 %).



Figur 10: Lengdefordeling av samlet fangst (a), fangst i settegarn (c) og fangst i flytegarn (e) for Ståvatn, og samlet fangst (b), fangst i settegarn (d) og fangst i flytegarn (f) for Kjelavatn i de tre periodene (Uke 26 (svart), uke 30 (grå) uke 36 (hvit)) i 2007.

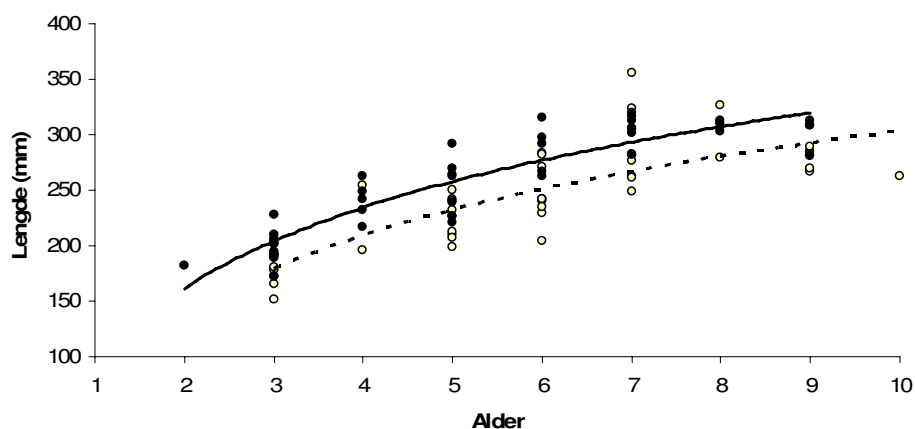
3.2. Alder, vekst og dødelighet

Ørreten som ble fanget i Ståvatn var i aldersintervallet 2-10 år (årsklasse 1997 til 2005) (Fig.11). Det var flest fisk i aldersklassene 3-5 år (53,3 %). Fisk fanget i Kjelavatn var fra 3-10 år, og det var flest fisk i aldersklassene 5-7 år (60,8 %). Det ble fanget tilnærmet lik andel 8 og 9 åringer i de to vatna (Fig.11). Det var ikke tegn til spesielt sterke årsklasser i noen av vatna (Fig.11). Årlig dødelighet i Ståvatn beregnet med Heinckes metode er 28 % fra alder 5 til 10 år, mens dødeligheten i Kjelavatn ble beregnet til 27 % fra alder 5 til 10 år.



Figur 11: Aldersfordeling (%) for ørret fanget ved prøvefisket i Ståvatn (sort) ($n = 105$) og Kjelavatn (hvit) ($n=125$) i 2007.

Ørreten fra Ståvatn har hatt en bedre vekst enn ørreten i Kjelavatn (Fig.12). Det ser imidlertid ut til at denne forskjellen er tilnærmet konstant og at forskjellen i lengde oppnås i løpet av de tre første leveårene. Det er ikke signifikant forskjell i lengde på utsatt og stedegen fisk ved tre års alder (ANOVA: $p>0,05$). Gjennomsnittlig årlig tilvekst hos all fanget fisk, uavhengig av alder og leveår er 42 mm i Ståvatn og 38 mm i Kjelavatn.



Figur 12: Empirisk lengde hos ørret med alder 2- 9 år fanget ved prøvefisket i Ståvatn i 2007 (●) med trendlinje (—), og med alder 3-10 år fanget i Kjelavatn i 2007 (○) med trendlinje (---).

Ørret fanget i Ståvatn hadde en årlig tilvekst på nær 40 mm i første leveår, og det var ingen signifikant forskjell i vekst mellom utsatt og stedegen fisk (ANOVA: $p>0,05$). I andre og fjerde leveår var veksten opp mot 50 mm. Klart høyest gjennomsnittlig tilvekst var det i tredje leveår (56 mm) (Tabell 4a). Veksten synker med økende alder på fisken etter femte leveår. I Kjelavatn var tilveksten ganske lik til og med sjette leveår, og årlig tilvekst var på ca 40 mm (Tabell 4b).

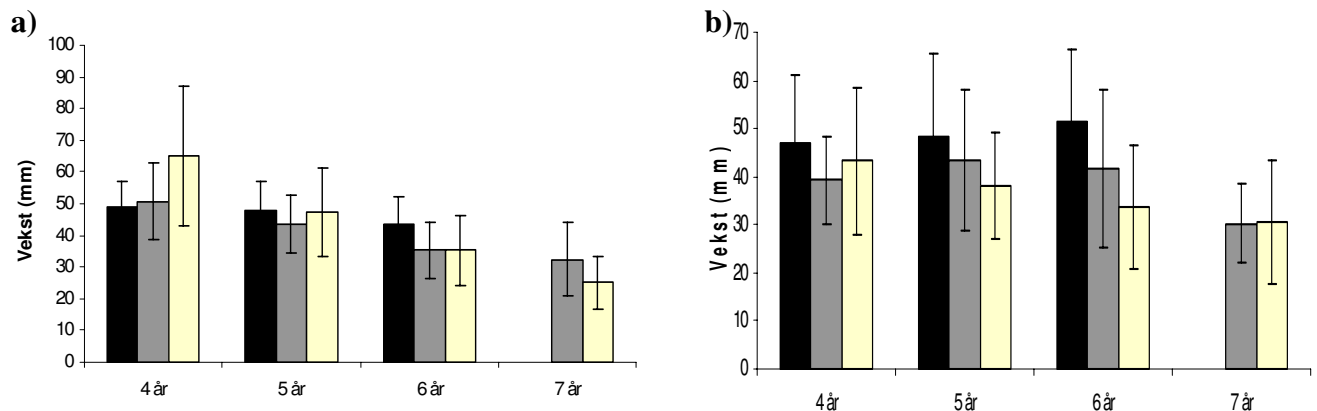
Tabell 4: Tilbakeberegnet årlig lengdetilvekst (oppgitt i mm) for ørret i årsklasse 1997-2005, fanget i Ståvatn i 2007 (a) og ørret i årsklasse 1998-2004, fanget i Kjelavatn i 2007 (b).

a)		Tilvekst (mm)									
Årsklasse	Antall	1 år	2 år	3 år	4 år	5 år	6 år	7 år	8 år	9 år	10 år
2005	1	44	101								
2004	16	41	44	76							
2003	19	42	40	62	65						
2002	19	39	40	61	51	47					
2001	13	41	53	58	49	44	35				
2000	13	48	42	49	48	48	35	25			
1999	10	37	36	47	43	45	43	32	22		
1998	5	30	31	52	37	32	46	33	22	14	
1997	4	30	37	46	36	33	30	36	25	24	18
Gj. Snitt		39	47	56	47	42	38	32	23	19	18

b)		Tilvekst (mm)								
Årsklasse	Antall	1 år	2 år	3 år	4 år	5 år	6 år	7 år	8 år	9 år
2004	15	51	51	53						
2003	11	42	53	45	43					
2002	27	33	46	49	39	38				
2001	25	32	39	45	47	43	34			
2000	23	29	37	43	47	48	42	31		
1999	8	33	27	26	35	48	54	30	23	
1998	5	31	33	35	42	44	39	20	20	13
Gj. snitt		36	41	42	42	44	42	27	22	13

Det var forholdsvis liten forskjell i gjennomsnittlig årlig tilvekst hos fisk med samme alder i årene 2004, 2005 og 2006 i Ståvatn (Fig.13a). Unntaket er 4 åringer i 2006 som hadde signifikant bedre vekst enn 4 åringer i 2004 og 2005 (ANOVA; $p<0,05$), og også bedre vekst enn fisk i andre aldersklasser i 2006. I Kjelavatn var det også små forskjeller, men det ser ut til at det er en nedgang i vekst fra 2004 til 2005 og 2006, i aldersklassene 4 til 6 år (Fig.13b). Veksten til 4 åringer i 2006 var litt større enn i 2005, men mindre enn i 2004. Hos 5- og 6-åringer var veksten mindre i 2006 enn i 2005 og 2004, og for 7-åringer tilnærmet lik i 2005 og 2006. Det er ikke tatt med fisk som var 7 år i 2004, da disse var svært fåtallig i fangstene.

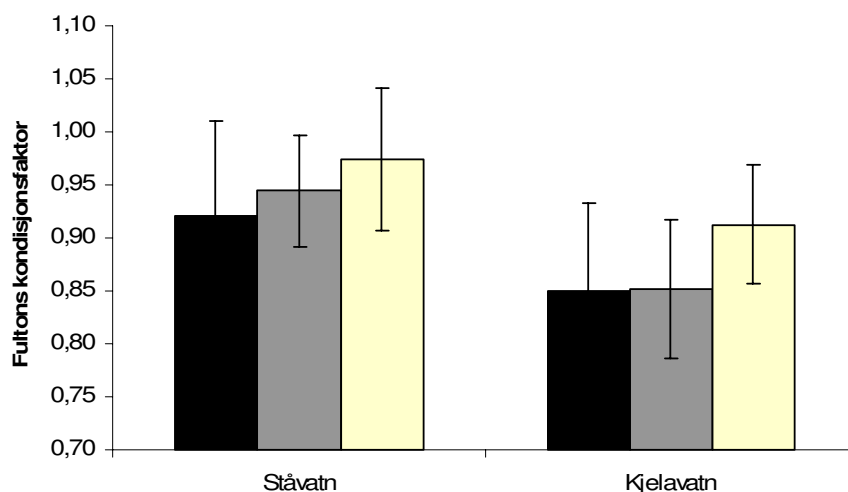
Veksten hos 5- og 6- åringer er betydelig mindre i 2006 enn i 2004 og 2005, men det er likevel ingen signifikant forskjell (ANOVA; $p = 0,066$; $0,086$)



Figur 13: Gjennomsnittlig årlig tilvekst i mm, hos 4-, 5- og 6- år gammel ørret, i 2004 (sort), 2005 (grå) og 2006 (hvit), og for 7 år gammel ørret i 2005 og 2006. Ståvatn (a) og Kjølavatn (b) (med 2 x standardavvik).

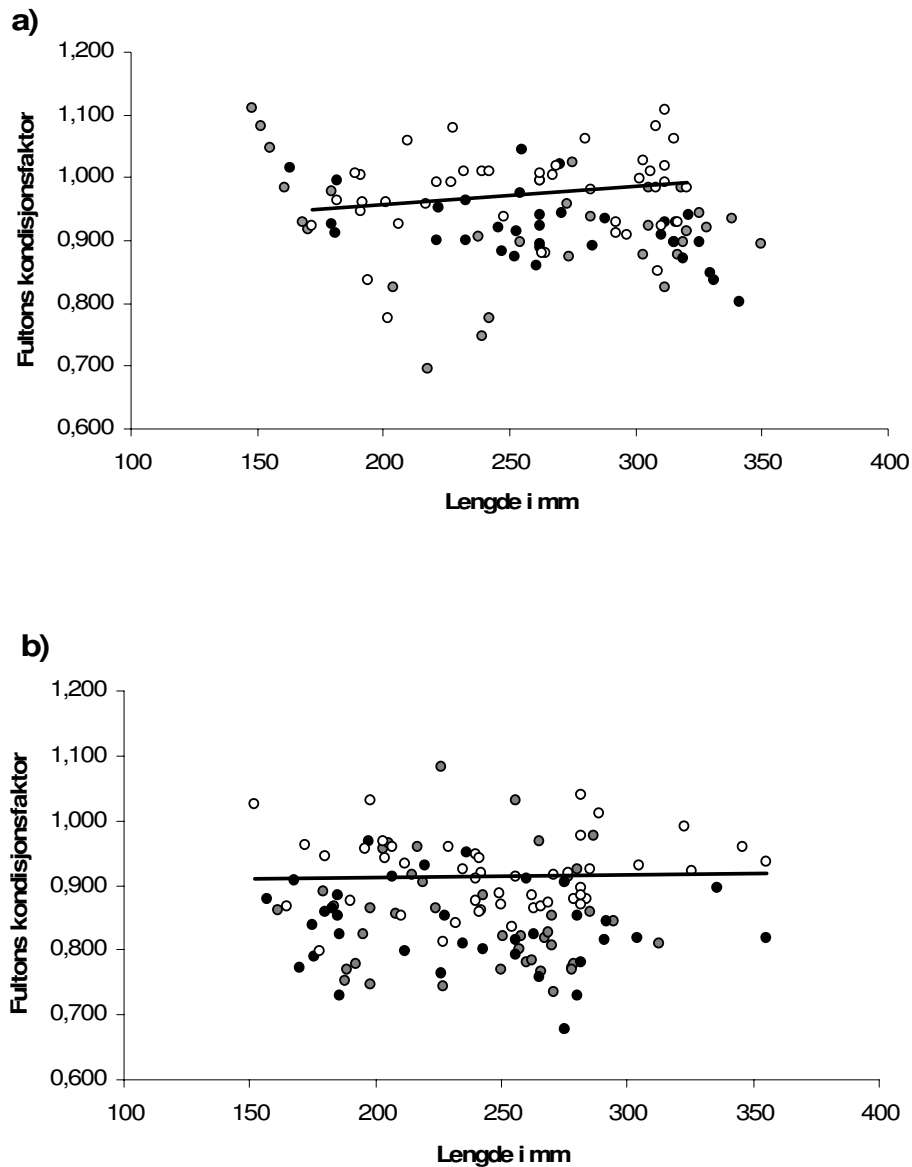
3.3. Vekt- lengde forhold

Gjennomsnittlig kondisjon hos fisk fanget i Ståvatn var betydelig bedre enn i Kjølavatn i alle perioder (Fig.14). Det var økning i gjennomsnittlig kondisjon utover sommeren i begge vatn. For fisk fanget i Kjølavatn var den høyeste gjennomsnittlige kondisjonen 0,91 (uke 36). For fisk i Ståvatn var høyeste gjennomsnittlige kondisjon 0,97 (uke 36).



Figur 14: Gjennomsnittlig kondisjonsfaktor(Fulton) (med 2 x standardavvik) for ørret fanget i Ståvatn og Kjølavatn i uke 26 (svart), uke 30 (grå) og uke 36 (hvit).

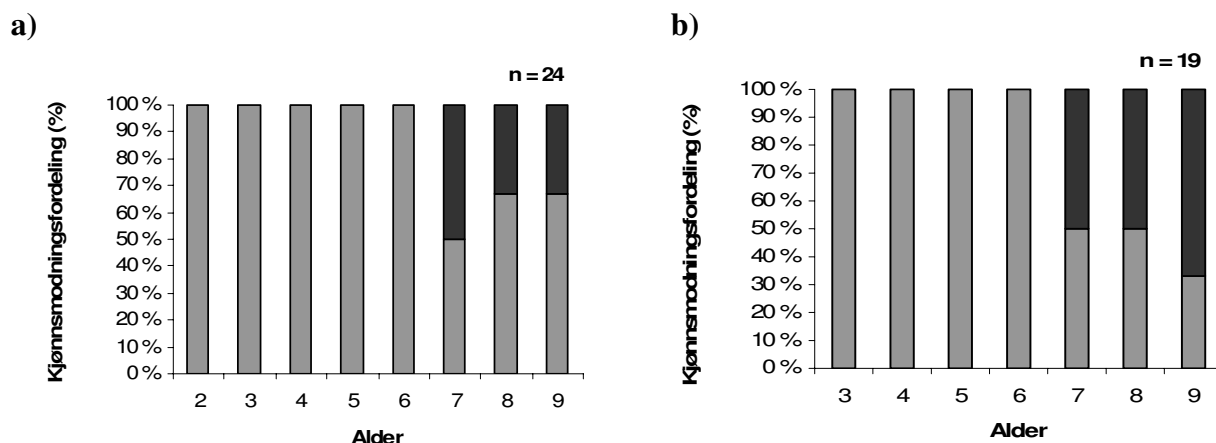
I uke 36 var det en svak tendens til at kondisjonen økte med økende lengde i Ståvatn, men økningen er ikke signifikant ($y = 0,897 + 0,0003x$, $df = 41$, $p = 0,18$) (Fig.15a) I Kjølavatn var det stor variasjon i kondisjon uavhengig av lengde på fisken, og det var ingen signifikant endring i kondisjon med økende lengde i uke 36 ($y = 0,903 + 0,000046x$, $df = 46$, $p = 0,79$) (Fig.15b).



Figur 15: Fultons kondisjonsfaktor for ørret fanget i Ståvatn (a) og Kjølavatn (b) i uke 26 (●), uke 30 (●) og uke 36 (○) med regresjonslinje (—).

3.4. Kjønnsmodning

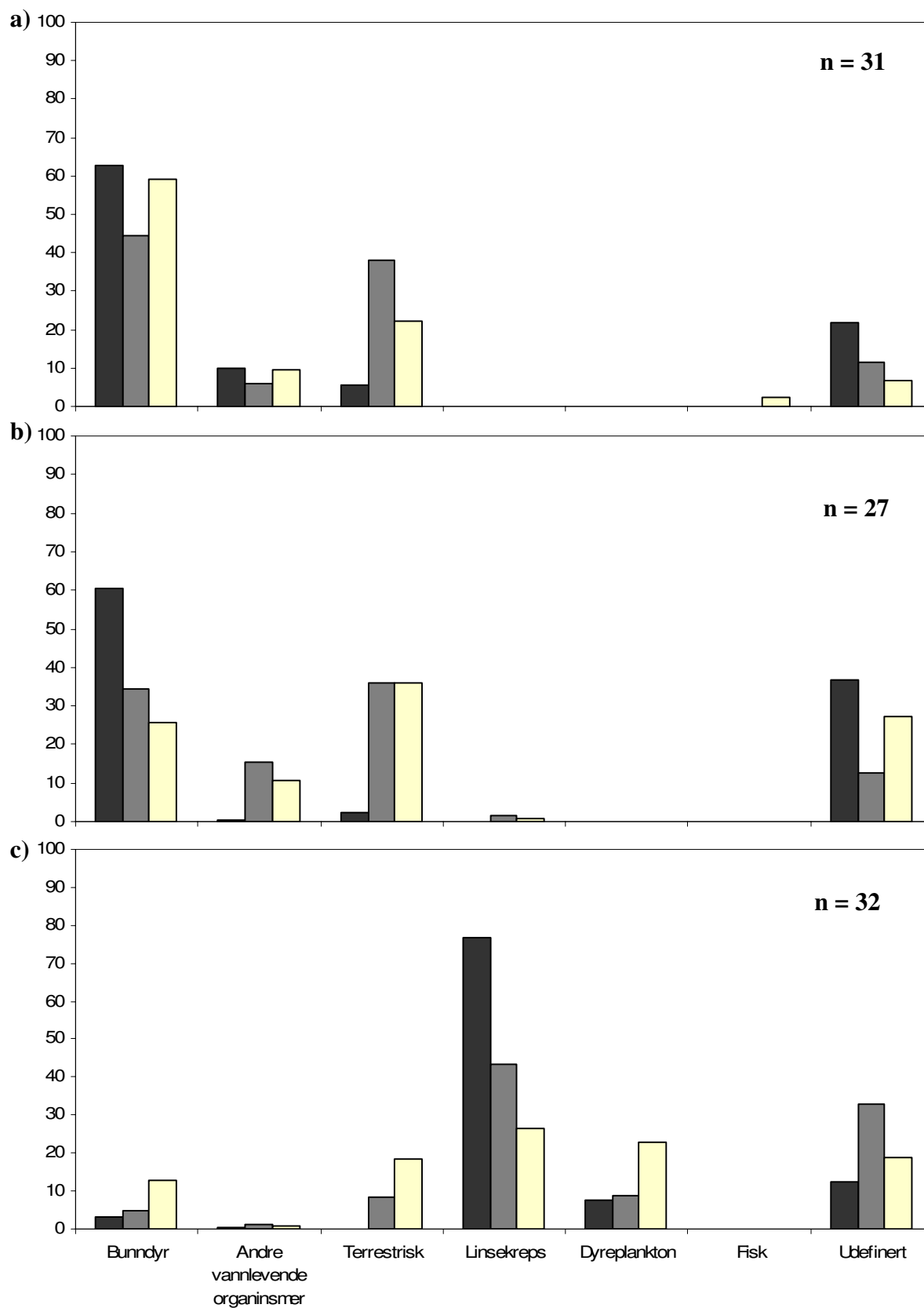
Tidspunkt for kjønnsmodning hos hunnørret ser ut til å være ganske lik i de to vatna. I fangstene fra Ståvatn og Kjelavatn ble hunnene først kjønnsmodne ved 7 års alder (Fig.16). Av hunnørret over 7 år i Ståvatn og Kjelavatn var henholdsvis 40 % og 55 % kjønnsmodne. For hanner inntreffer kjønnsmodning tidligere. I Kjelavatn var hannørret kjønnsmoden allerede ved 3 års alder, mens i Ståvatn kommer kjønnsmodning først ved 5 års alder.



Figur 16: Tidspunkt for kjønnsmodning hos hunnørret fanget i Ståvatn (a) og Kjelavatn (b) i uke 36 i 2007. Umoden (■), moden (■).

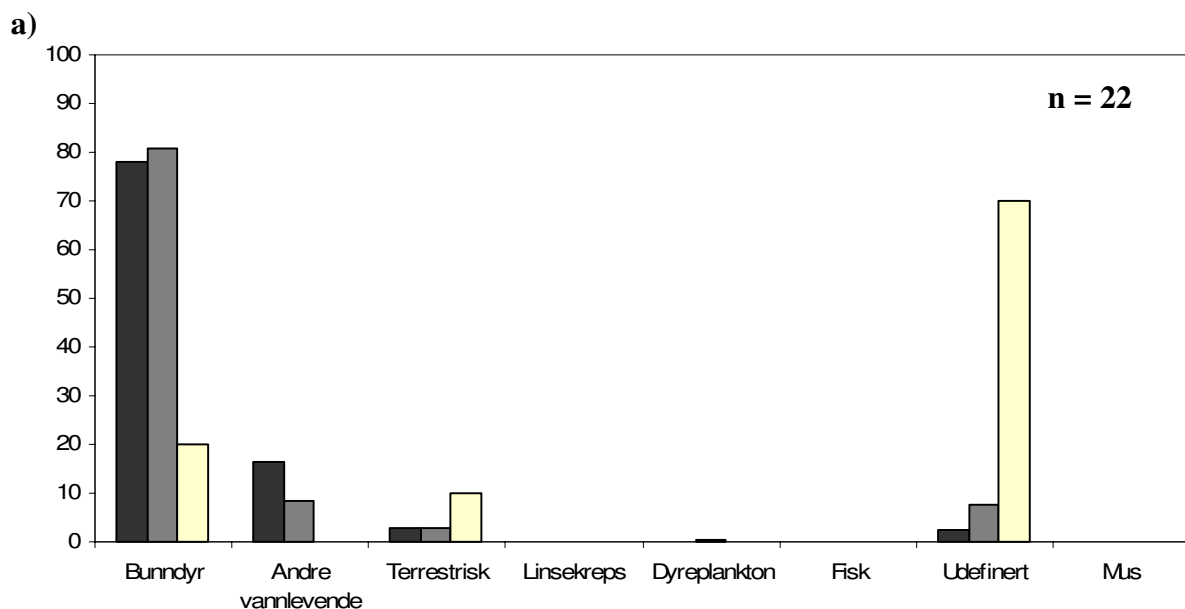
3.5. Diett

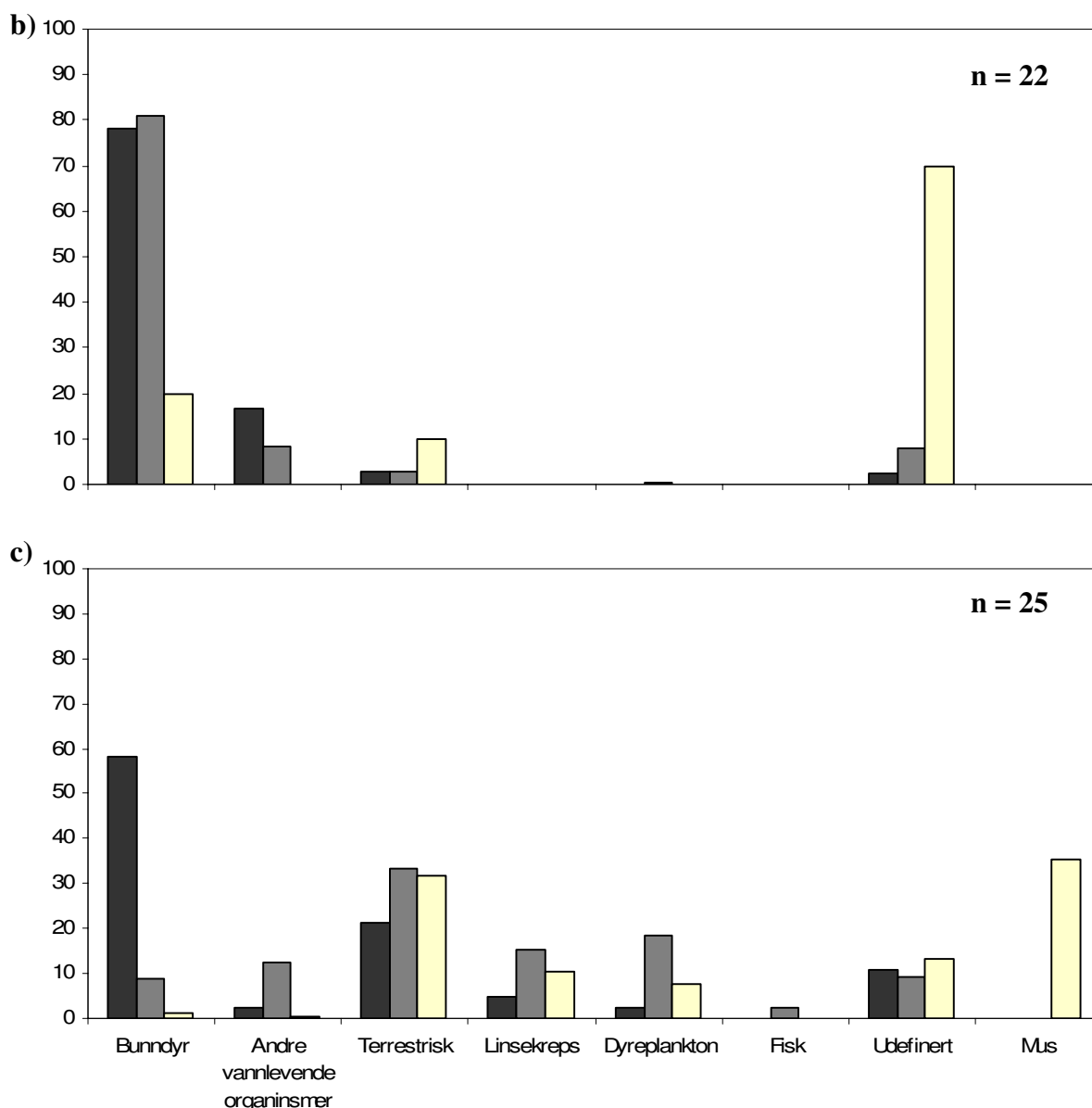
I Ståvatn representerte bunndyr en stor andel av dietten for alle lengdeklasser i uke 26 og uke 30 (Fig.17 a og b). Dette skyldtes i hovedsak inntak av larver og pupper av fjærmygg, men også noen nymfer av mudderfluer. Fisk i lengdeklasse 200-300 mm og fisk over 300 mm hadde i tillegg et betydelig innslag av terrestriske insekter i dietten. Hos én ørret over 300 mm, fanget i uke 26, ble fisk (ubestemt) påvist i mageinnholdet. Hovedandelen av dietten hos alle lengdeklasser i uke 36 besto av linsekreps (Fig.17b). Det var også innslag av dyreplankton som gelékreps, calanoide hoppekreps og *Bythotrephes longimanus*. Hos alle lengdeklasser var det andre vannlevende evertebrater i dietten, særlig i uke 26 og 30. Dette var da i hovedsak ertemusling og ulike billearter.



Figur 17: Dietten til ørret (oppgitt i volumprosent) fanget i Ståvatn i uke 26 (a), uke 30 (b) og uke 36 (c) sommeren 2007. Prøvene er fordelt på lengdeklassene <200mm (svart), 200-300mm (grå) og >300mm (hvitt).

I Kjelavatn utgjorde bunndyr en stor andel (ca 80 %) av dietten i uke 26, både hos fisk under 200 mm og hos fisk i lengdeklasse 200-300 mm (Fig.18 a). Dette var i hovedsak larver og pupper av fjærmygg. Andre vannlevende organismer, i hovedsak ertemusling og biller, var også å finne i dietten. Fisk i lengdeklassen over 300 mm var representert med bare ett individ, men også hos denne fisken var bunndyr representert, i tillegg til en stor andel uidentifiserbart materiale. I uke 30 utgjorde fortsatt bunndyr en stor andel hos fisk under 200 mm (ca 84 %) (Fig.18b), men hos fisk fra 200-300 mm var terrestriske insekter hoveddietten (ca 42 %). For fisk med lengde over 300 mm var bare bunndyr representert (78 %), i tillegg til en liten andel udefinert materiale. Larver av stankelbein sto for en høy andel av bunndyrene, i tillegg til larver og pupper av fjærmygg og noen steinfluenymfer. Bunndyr utgjorde en stor andel (58 %) av dietten hos fisk under 200mm i uke 36, i tillegg til en del terrestriske insekter (21 %). Linsekreps og dyreplankton i form av hoppekreps og gelékreps var også representert. Hos fisk med lengde 200-300 mm utgjorde terrestriske insektene (33 %), linsekreps og dyreplankton hovedandelen av dietten i uke 36 (Fig.18c). Dyreplanktonet var i hovedsak calanoide hoppekreps og gelékreps. Terrestriske insekter (32 %) og spissmus (35 %) utgjorde en stor andel hos fisk over 300 mm. Spissmusa i en av fiskene utgjorde 100 % av fyllingsgraden hos denne fisken, og får derfor stor betydning.



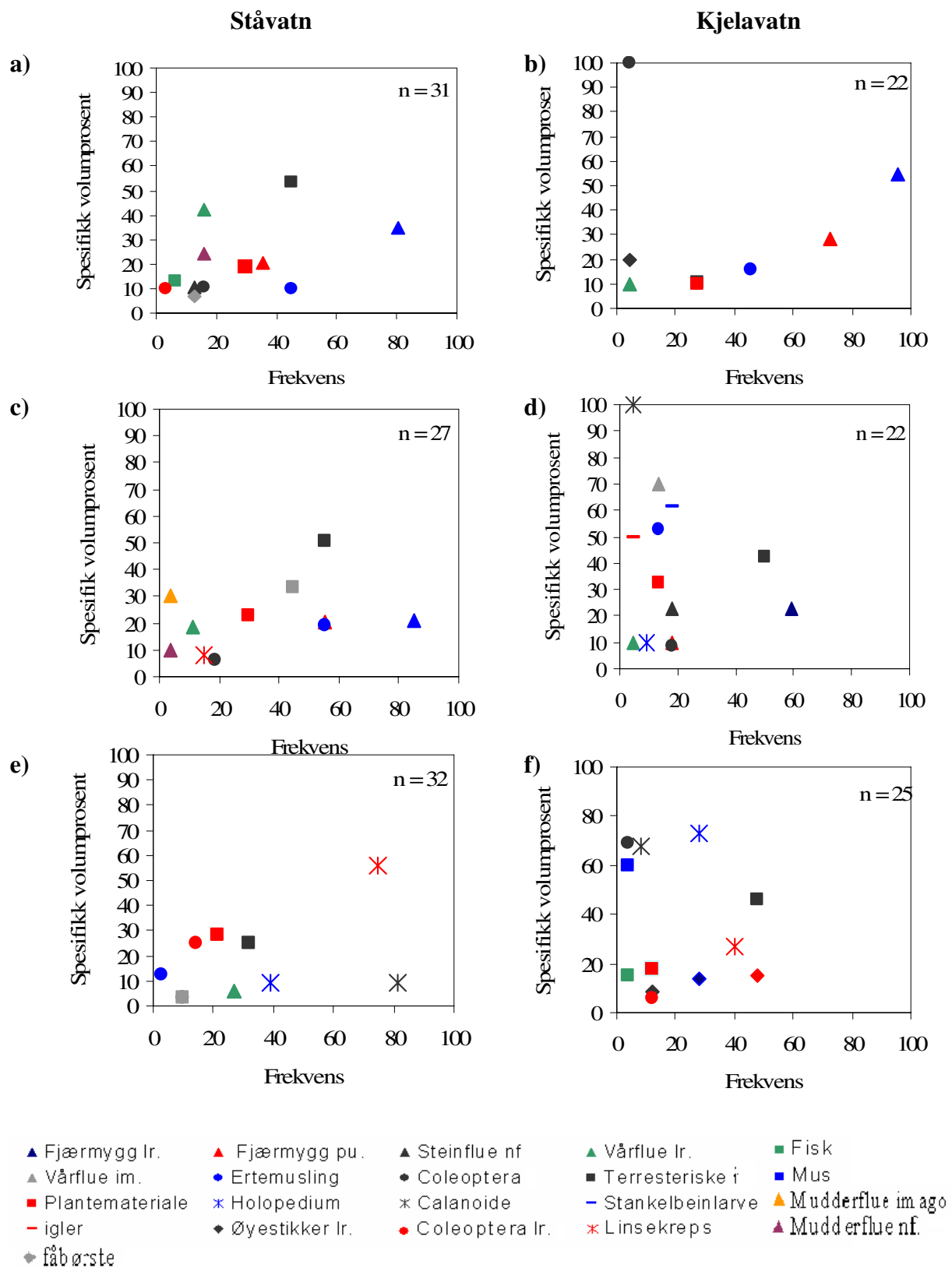


Figur18: Dietten til ørret (oppgitt i volumprosent) fanget i Kjelavatn i uke 26 (a), uke 30 (b) og uke 36 (c) sommeren 07. Prøvene er fordelt på lengdeklassene <200mm(svart), 201-300mm (grå) og >300mm(hvit).

I Ståvatn forekom larver av fjærmygg hyppigst både i uke 26 og uke 30, og fantes i over 80 % av mageprøvene (Fig.19 a og c). Terrestriske insekter utgjorde mye av mageinnholdet, og ca halvparten av fiskene hadde dette i dietten. Ertemusling forekom også hyppig, men utgjorde en liten mengde av det totale mageinnholdet. I uke 30 var pupper av fjærmygg representert i over halvparten av mageprøvene. I uke 36 hadde dietten endret seg, og de fleste fiskene hadde gått over til å ete linsekreps og dyreplankton (Fig.19e). Linsekreps ble funnet i et høyt antall av mageprøvene og utgjorde også en stor del av det totale mageinnholdet. Calanoide

hoppekreps var representert i de fleste mageprøvene, men utgjorde en liten andel av mageinnholdet. Fjærmygg var helt fraværende i uke 36, og andelen terrestriske insekter hadde gått kraftig ned.

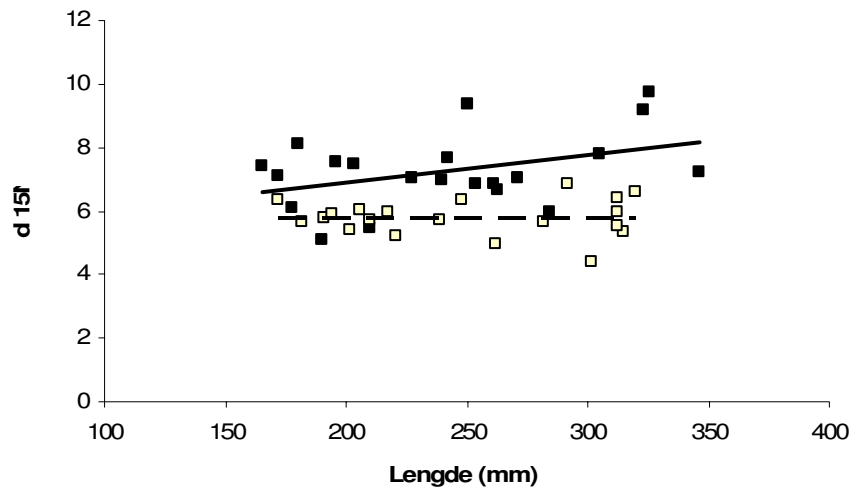
I uke 26 stod biller for 100 % av mageinnholdet hos noen fisker i Kjelavatn (Fig.19b). Larver og pupper av fjærmygg var representert hos et svært høyt antall fisk, og fjærmygglarver var å finne i nesten alle mageprøvene. I fangstene fra uke 30 hadde et fåtall fisk en spesialisering til beiting på calanoide hoppekreps (Fig.19d). Ertemusling, vårfluer og stankelbeinlarver utgjorde over 50 % av mageinnholdet hos noen fisker. Larver av fjærmygg og terrestriske insekter var representert i mageprøvene til over halvparten av fiskene. I uke 36 var biller og calanoide hoppekreps dominerende i dietten hos noen fisker (Fig.19f). Gelékreps var også godt representert i mageprøvene til noen fisker. Pupper av fjærmygg fantes i ca. halvparten av mageprøvene, men utgjorde ikke så mye av totalt mageinnhold. Terrestriske insekter ble funnet i ca. halvparten av fiskene og utgjorde også ca. 50 % av totalt mageinnhold.



Figur 19: Frekvens av ulike byttedyr mot spesifikk volumprosent, i dietten til ørret fanget i Ståvatn i uke 26 (a), uke 30 (c), uke 36 (e) og Kjølavatn i uke 26 (b), uke 30 (d) og uke 36 (f).

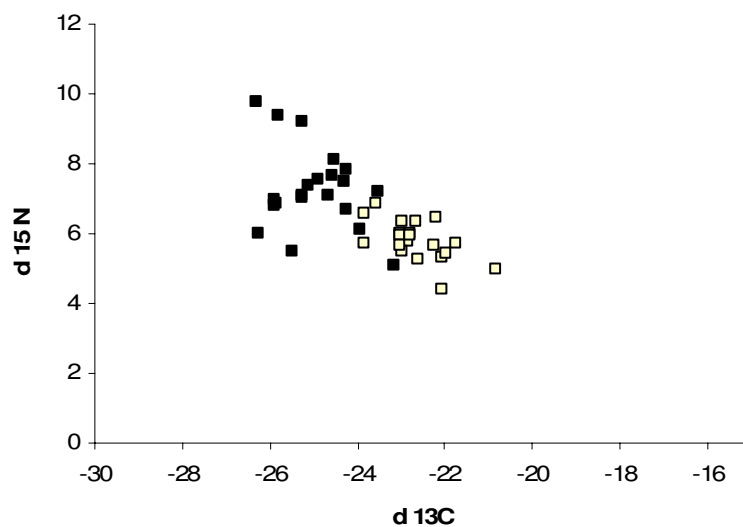
3.6. Stabile isotoper

Det var ingen endring i $\delta^{15}\text{N}$ signaturen med økende lengde på fisken (Fig.20), bortsett fra tre fisker i Kjelavatn som hadde en klart høyere $\delta^{15}\text{N}$ - signatur enn de andre fiskene. Det er signifikant høyere $\delta^{15}\text{N}$ signaturer for ørret i Kjelavatn enn i Ståvatn (ANOVA: $p < 0,05$).



Figur 20: $\delta^{15}\text{N}$ -signatur mot fiskelengden i mm for ørret fanget i Ståvatn (□) med regresjonslinje (---) ($y = 5,81 - 0,00008x$, $df = 18$, $p = 0,98$) og Kjelavatn (■) med regresjonslinje (—) ($y = 5,18 + 0,00864x$, $df = 19$, $p = 0,07$).

Biplottene av $\delta^{15}\text{N}$ og $\delta^{13}\text{C}$ viser at karbonkildene var ulike i Ståvatn og Kjelavatn (Fig.21). Det er signifikant forskjell mellom plottene for Kjelavatn og Ståvatn (ANOVA: $p < 0,05$). I begge vatn var det tendens til at $\delta^{13}\text{C}$ - signaturen var avtagende med økende $\delta^{15}\text{N}$ - signatur, men $\delta^{13}\text{C}$ - signaturen var vesentlig lavere i Kjelavatn enn i Ståvatn.



Figur 21: Biplott av $\delta^{15}\text{N}$ mot $\delta^{13}\text{C}$ for ørret fra Ståvatn (□) og Kjelavatn (■).

4.0. Diskusjon

Totalt sett var fangst per innsatsenhet størst i Kjelavatn, både i settegarn og flytegarn, og det er derfor sannsynlig at fisketettheten er høyere enn i Ståvatn. Dette underbygges av en undersøkelse i fire innsjøer på Hardangervidda (Borgstrøm 1992), der det ble funnet en klar sammenheng mellom fangst per innsats og fisketettheten i ulike vann. Borgstrøm m. fl. (1992b) fant også at bruken av pelagialsonen økte med økt fisketetthet. Bruk av pelagialsonen kan også skyldes liten næringstilgang i littoralsonen uavhengig av fisketettheten (Borgstrøm m. fl. 1992b, Borgstrøm 1995). Reguleringen kan ha ført til dårligere produksjon av bunndyr i grunnere områder (Grimås 1961, 1962, Hunt og Jones 1972, Halvorsen 1993), og fisken må derfor søke etter næring i pelagialsonen (Borgstrøm m.fl. 1992b). Fangst per innsatsenhet i settegarn økte utover sommeren i Ståvatn, og fangsten i uke 36 var over dobbelt så stor som i uke 26 og uke 30. Faktorer som avgjør fangbarheten er blant annet fiskens svømmeaktivitet og lysforholdene (Borgstrøm og Qvenild 2000, Finstad 2002), og det kan tenkes at svømmeaktiviteten øker med økt temperatur og næringstilgang utover sommeren i Ståvatn. Samtidig vil mørkere netter kanskje gi større fangstsannsynlighet. Det kan også være en sammenheng mellom nedgangen i fangsten i flytegarn og økningen i fangsten i settegarn i uke 36. Fisken kan ha trekt inn til littoralsonen på næringssøk, eller ha begynt vandring mot gyteplassene (Dahl 1933). Fangst per innsatsenhet i settegarn og flytegarn i Kjelavatn var lik i uke 26 og uke 30, men noe uventet halvert i uke 36. Nedgangen i uke 36 kan skyldes at den kjønnsmodne ørreten alt har vandret fra innsjøen og opp i elver og bekker for å gyte (Dahl 1933). Det kan ikke skyldes endringer i vannvolum i og med at vannstanden var den samme i uke 30 og 36. Det ser heller ikke ut til at fisk hadde vandret ut i pelagien i uke 36, da fangsten i flytegarn også var halvert.

Den store vannstandsvariasjonen i begge magasinene vil ha innvirkning på produksjon av næringsdyr (Grimås 1961, 1962, Hunt og Jones 1972, Borgstrøm 1973, Borgstrøm 1992a, Halvorsen 1993). Begge vatna har reguleringshøyder over det som Nøst m.fl. (1986) beskriver som en kritisk grense (5-6 m) for produksjon av store insektlarver og snegl. Effekter på bunndyrproduksjonen som følge av regulering av Blåsjøen i Sverige, ble undersøkt av Grimås (1961, 1962), og han fant at den største nedgangen skjedde etter den første reguleringen på 6 m, men at nedgangen fortsatte da magasinet ble senket ytterligere 7 m. Ståvatn er regulert 12,5 m og Kjelavatn 26 m, og det er derfor sannsynlig at bunndyrproduksjonen i begge vatn er kraftig påvirket av reguleringen. Størst påvirkning er det sannsynligvis i Kjelavatn.

Ved en nedgang i bunndyrproduksjonen vil dyreplankton og terrestriske insekter bli en viktigere del av dietten (Brabrand og Saltveit 1988), slik det i første rekke ble påvist i Ståvatn.

Den lavere årlige tilveksten og dårligere kondisjonen som ørreten hadde i Kjelavatn sammenliknet med i Ståvatn, kan derfor tenkes å ha sammenheng med forskjellene i reguleringshøyde, og dermed næringsdyrproduksjonen, mellom de to vatna. Det er imidlertid ikke bare reguleringshøyde og bortfall av næringsdyr som påvirker vekst og kondisjon hos fisk, men også fisketettheten har stor betydning (Sømme 1941, Campbell 1971). Den mindre veksten og lavere kondisjonen i Kjelavatn enn i Ståvatn kan derfor i første rekke skyldes for høy fisketetthet med hensyn til tilgjengelig næring. Dette er belyst blant annet i Øvre Heimdasvatn, der Jensen (1977) fant at redusert fisketetthet førte til en betydelig økning av årlig vekstrate hos ørret, noe som indikerer at næringstilgang er en begrensende faktor for vekst. Kjønnsmodning inntraff ved samme alder for hunnfisk i de to vatna, men litt ulikt for hanner. I likhet med resultater fra en undersøkelse utført av Jonsson (1977), var det en nedgang i vekst etter kjønnsmodning.

Sommeren 1970 var vannstanden i Mårvatn unormalt lav, og de påfølgende årene ble garnfangstene betydelig redusert. Årsaken var antakelig økt dødelighet på grunn av matmangel og sterk avmagring av fisken, eller utvandring av fisk fra magasinet (Borgstrøm 1973). Den lave vannstanden førte til at store arealer ble liggende tørrlagt, og førte dermed til en nedgang i produksjon av viktige næringsdyr som skjoldkreps og linsekreps. Magasinet fikk også økt turbiditet. Negative effekter på dyreplanktonproduksjonen på grunn av økt turbiditet er vist i blant annet Ringedalsmagasinet (Borgstrøm m.fl. 1992a). Resultatene fra prøvefisket i Kjelavatn, utført av fylkesmannen i Telemark i august 2006 (F. Johansen pers. medd.), viste en gjennomsnittlig kondisjonsfaktor for fangsten på 0,87, og det var en klar tendens til at kondisjonsfaktoren avtok med økende lengde. Det samme ble funnet i Mårvatn i 1971 (Borgstrøm 1973). I 2007 var det derimot ingen tendens til endringer i kondisjonsfaktor med økende lengde i Kjelavatn, og den gjennomsnittlige kondisjonsfaktoren økte utover sommeren. Gjennomsnittlig kondisjon var høyere i september 2007 (0,91) enn den var i august 2006, og dette kan tyde på at næringstilgangen har økt utover sommeren 2007 i forhold til hva den var året før. Dette kan bety at lav vannstand som enkelthendelse ikke har så stor negativ innvirkning, og at ørreten tar seg opp igjen på relativt kort tid. En økning i kondisjon hos fisk i årene etter lav sommervannstand fant også Borgstrøm (1973) i Mårvatn.

Målinger av lufttemperatur ved Vågsli værstasjon viser en høyere temperatur fra juni til oktober i 2006 enn i 2004 og 2005. Lite vann i Kjelavatn og høy sommertemperatur skulle dermed tilsi at vanntemperaturen også ville være høyere enn i de to foregående årene. At temperatur er en viktig faktor for vekst hos fisk er vist av blant annet Jensen (1977) og Elliott (1975), og med høyere temperatur i 2006 enn i de foregående årene skulle man forvente en større tilvekst. Ut fra tilbakeberegnet årlig lengdetilvekst var veksten hos 5- og 6- åringer i Kjelavatn i 2006 likevel dårligere enn for de samme aldersgruppene i 2004 og 2005. Denne tendensen ser man derimot ikke i Ståvatn. Her var vekst hos 5- åringer større i 2006 enn i 2005 og omtrent lik som i 2004. Hos 6- åringer var veksten den samme i 2006 som i 2005, men litt mindre enn i 2004. Det var en klart større vekst hos 4- åringer i 2006 enn de to årene før. For 4- åringer i Kjelavatn var veksten bedre i 2006 enn i 2005, men litt dårligere enn i 2004, men det kan tenkes at en del 4- åringer fremdeles står på elv. Om så er tilfelle, vil disse ikke ha vært berørt av den lave sommervannstanden i Kjelavatn i 2006.

Grimås (1961) fant at de viktigste gjenværende næringsdyrene etter en innsjøregulering var linsekreps og ulike arter av fjærmygg. Dette ser også ut til å være tilfellet i Kjelavatn og Ståvatn. I begge vatn er fjærmygg dominerende i dietten både i uke 26 og uke 30, og fantes i mageprøvene til nesten all fisk. Både i uke 26 og 30 var terrestriske insekter også viktig som næringsdyr i Ståvatn, men i uke 36 hadde dietten endret seg til i hovedsak å innholde linsekreps. I Kjelavatn endret dietten seg til å omfatte hovedsakelig terrestriske insekter, linsekreps og dyreplankton. Dette er sammenfallende med den sterke reduksjonen i bunnfaunaen i reguleringsmagasin (Grimås 1961, 1962, Hunt og Jones 1972, Borgstrøm 1973, Halvorsen 1993), samtidig med at planktonsamfunnet antakelig er så å si uendret (Elgmork 1972). Dette kan føre til at fisk skifter til et mer pelagisk næringssøk og overgang til mer dyreplakton og terrestriske insekter i dietten (Nilsson 1961, Aass 1969 og 1986, Borgstrøm m.fl. 1992a). Den største forskjellen i dietten i de to vatna var forekomsten av linsekreps. I Ståvatn var linsekreps dominerende i dietten i uke 36, mens den i Kjelavatn bare utgjorde en liten del. Årsaken til dette er antakelig lavere produksjon av linsekreps i Kjelavatn. En viktig faktor som avgjør dette er vannstanden i magasinet ved egglegging og eventuell klekking. Dersom vannstanden ikke når opp til den kotehøyden der det ligger egg, fører dette til en betydelig reduksjon i produksjonen (Brabrand 2007). Dette betyr at det antakelig var en sterkt redusert klekking i 2006. Vannstanden i 2007 var derimot høyere enn vannstanden under egglegging i 2006 slik at klekkingen da skulle vært bra. Det kan likevel tenkes at bestanden fikk en nedgang i 2006 og at det tar tid før den øker igjen. Det ble ikke funnet

skjoldkreps i noen av vatna i 2007, til tross for at dette er påvist tidligere (Solhøy 1995, Solhøy 2003). I Kjelavatn kan årsaken til dette være tørlegging av egg som følge av lav vannstand om forsommeren i forhold til vannstanden under eggleggingen (Borgstrøm 1975, Brabrand 2007). Nedbeiting av skjoldkreps fra både ørret og ørekyt kan dessuten være en årsak i begge vatn (Borgstrøm og Saltveit 1975), men det er imidlertid usikkert når ørekyt etablerte seg i vannet og hvor stor bestanden er. Det kan tenkes at skjoldkrepsen blir utsatt for et ekstra hardt beitepress når vannstanden i magasinet er lav og vannvolumet betydelig redusert.

Analysene av stabile isotoper bekrefter at det er forskjeller i dietten hos ørreten i de to vatna. Påvekstalger har $\delta^{13}\text{C}$ -verdier som er tyngre enn verdier fra både terrestriske planter, og planktonalger (France 1995). $\delta^{13}\text{C}$ -verdiene fra fisk fra Kjelavatn er klart lettere enn fra Ståvatn, og tilsier at fisk i Kjelavatn har en karbonkilde som hovedsakelig kan komme fra terrestrisk miljø, mens $\delta^{13}\text{C}$ -verdiene for ørret i Ståvatn tyder på påvekstalger som karbonkilde. Dette betyr antakelig at bunndyrproduksjonen i Kjelavatn er så redusert at fisken må beite på andre næringsdyr, som terrestriske insekter og dyreplankton, mens fisken i Ståvatn fortsatt har bunndyr, deriblant mye linsekreps, som en større del av sin diett. Det ser ikke ut til å være endringer i $\delta^{15}\text{N}$ signaturen med økende lengde på fisken i noen av vatna, men den høyere $\delta^{15}\text{N}$ signaturen for fisk i Kjelavatn enn i Ståvatn kan indikere et noe større inntak av fisk, og mest sannsynlig ørekyt.

Ved det ordinære garnfisket i Ståvatn og Kjelavatn blir det brukt garn med maskevidde 31 og 35 mm. (K. Hovden, pers. medd.), og siden fisk i Ståvatn vokser raskere enn fisk i Kjelavatn, vil den bli tidligere fangbar på garn. Garnfangstene viser at garn med maskevidde 31mm fanger fisk fra ca 27 cm og større i Ståvatn, og 28 cm og større i Kjelavatn. I og med at fisk i Ståvatn allerede har oppnådd denne lengden ved fem års alder, er det stor sannsynlighet for at nedgangen i antall fisk fra fem til seks år skyldes økt dødelighet som følge av garnfiske. I Kjelavatn når ikke fisken denne alderen før ved 7 års alder, og dette kan derfor være årsaken til at det er en større andel eldre fisk i fangstene her enn i Ståvatn. Det var ingen fisk over 10 år i fangstene fra noen av vatna, noe som antyder at årlig dødelighet må være relativt høy. I Ståvatn var det en liten tendens til at kondisjonen økte med økende lengde, og høy naturlig dødelighet som følge av avmagring er derfor lite trolig. Det er derfor trolig at garnfisket i Ståvatn står for mesteparten av dødeligheten. I Kjelavatn er det derimot observert fisk med kondisjonsfaktor som er vesentlig lavere. Laveste kondisjonsfaktor målt i august 2006 var 0,78 (F. Johansen, pers. medd.), mens laveste kondisjon i 2007, observert i uke 30, var helt

nede i 0,68. Begge disse verdiene er høyere enn verdien som Reimers (1957) antyder som grense for økt sannsynlighet for dødelighet, men det kan ikke ses bort fra at magrere fisk alt har strøket med.

4.1. Konklusjon

Hos fisk samlet inn sommeren 2007 var veksten generelt lavere i Kjelavatn enn i Ståvatn. Forskjeller i vekst i de to vatna skyldes derfor ikke bare den lave sommervannstanden i Kjelavatn i 2006, men i første rekke forhold tilknyttet næringstilgang og fisketetthet. Hos fisk som ble samlet inn i Kjelavatn i løpet av sommeren 2007 var det lavere tilvekst hos 5 og 6 åringer i 2006 enn i 2004 og 2005. Dette var ikke tilfellet i Ståvatn hvor lengdetilveksten var lik eller bedre i 2006 enn de to årene før. I og med at sommertemperaturen i 2006 var høyere enn i 2004 og 2005 skulle man forvente at tilveksten også var bedre enn i de foregående årene. Dette var altså ikke tilfelle, og er en ekstra indikasjon på at den lave veksten i Kjelavatn i 2006 skyldes den lave sommervannstanden.

Ørretens diett var forskjellig i de to vatna, med større innslag av bunndyrlevende evertebrater i Ståvatn, og mer planktonkrepsdyr og landinsekter i Kjelavatn. Dette stemmer godt med $\delta^{13}\text{C}$ -signaturene som viste at fisk i Kjelavatn hadde en karbonkilde som hovedsakelig kom fra terrestrisk miljø, mens i Ståvatn var karbonkilden hovedsakelig påvekstalger.

Med den lave næringsdyrproduksjonen i Kjelavatn og stor fisketetthet vil det ikke kunne forventes at vekst og kvalitet på fisken skal bli særlig god. Det vil være verdt å forsøke å redusere bestandsstørrelsen, og stans i utsettingene kan være et steg i riktig retning.

6.0. Referanser

- Amundsen, P.A., Gabler, H.-M. & Staldvik, F.J. 1996. A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data - modification of the Costello (1990) method. *Journal of Fish Biology* 48: 607-614.
- Baxter, R. M. 1977. Environmental effects of dams and impoundments. *Annual review of ecology and systematics* 8: 255-283
- Borgstrøm, R. 1973. The effect of increased water level fluctuation upon the brown trout population of Mårvatn, a Norwegian reservoir. *Norw. J. Zool.* 21: 101-112.
- Borgstrøm, R. 1975. Skjoldkreps, *Lepidurus arcticus* Pallas, i regulerte vann. I. Forekomst av egg i reguleringssonen og klekking av egg. *Laboratorium for ferskvannsökologi og innlandsfiske. Rapport 22 (1).* 11 s.
- Borgstrøm, R. 1992. Effect of population density on gillnet catchability in four allopatric populations of brown trout (*Salmo trutta*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49:1539-1545
- Borgstrøm, R. 1993. Innlandsfisk. I: Faugli, P. E., Erlandsen, A. H. og Eikenæs, O. (red.). *Inngrep i vassdrag; konsekvenser og tiltak - en kunnskapsoppsummering. Norges vassdrags- og energiverk. Publikasjon 13- 1993.* s. 280-310.
- Borgstrøm, R. 1995. Dynamiske endringer i ørretbestander. –I: Borgstrøm, R., Jonsson, B. og L'Abée-Lund, J. H. (red.). *Ferskvannsfisk. Økologi, kultivering og utnytting. Norges Forskningsråd. Oslo,* s. 57-66.
- Borgstrøm, R. 2000. Alder, vekst og dødelighet. –I: Borgstrøm, R. og Hansen, L. P. (red.), *Fisk i ferskvann. Et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning. Landbruksforlaget, Oslo.* s. 179-193.

- Borgstrøm, R., Brabrand, Å. og Solheim, J. T. 1992a. Effects of siltation on resource utilization and dynamics of allopatric brown trout, *Salmo trutta*, in a reservoir. *Environmental Biology of Fishes* 34: 247-255.
- Borgstrøm, R., Ingebrigsten, S., Kambestad, O., Pedersen, K og Scobie, L. 1992b. Effect of population density on habitat utilization in four lentic populations of allopatric brown trout (*Salmo trutta*). I: Borgstrøm, R. Dynamics and resource use in populations of brown trout, *Salmo trutta*. Dr. agric. thesis, NLH. s 147-160.
- Borgstrøm, R. og Saltveit, S. J. 1975. Skjoldkreps, *Lepidurus arcticus Pallas*, i regulerte vann. II. Ørekyt og ørrets beiting på skjoldkrepslarver. Laboratorium for ferskvannsøkologi og innlandsfiske. Rapport nr. 22 (2). 12 s.
- Borgstrøm, R. og Qvenild, T. 2000. Fiskeredskaper- selektivitet og prøvefiske. –I: Borgstrøm, R. og Hansen, L. P. (red.). Fisk i ferskvann. Et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning. Landbruksforlaget,Oslo. s. 194-204.
- Borgstrøm, R. og Aass, P. 2000. Vassdragsreguleringer. –I: Borgstrøm, R. og Hansen, L. P. (red.), Fisk i ferskvann. Et samspill mellom bestander, miljø og forvaltning. Landbruksforlaget, Oslo. s. 216-229.
- Brabrand, Å. og Satveit, S. J. 1988. Feeding behaviour and habitat shift in allopatric and sympatric populations of brown trout (*Salmo trutta* L.): Effects of water level fluctuations versus interspecific competition. Laboratorium for ferskvannsøkologi og innlandsfiske, (LFI). Rapport 102: 13 s.
- Brabrand, Å. 2007. Virkning av lav sommervannstand på fisk i reguleringsmagasin. Laboratorium for ferskvannsøkologi og innlandsfiske (LFI), Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo. Rapport 249: 54 s.
- Campbell, R. N. 1971. The growth of brown trout *Salmo trutta* L. in northern Scottish lochs with special reference to the improvement of fisheries. *Journal of Fish Biology* 3: 1-28

- Dahl, K. 1917. Studier og forsøk over ørret og ørretvand. Centraltrykkeriet, Kristiania. 107 s.
- Dahl, K. 1933. Vassdragsregulerings virkninger på fisket i innsjøer. J. W. Cappelens forlag, Oslo. 120 s.
- Elgmork, K. (red.) 1972a. Liv i regulerte vassdrag. Kraft og miljø nr 1. Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen. 48 s.
- Elgmork, K. 1972b. Plankton og planktonproduksjon i regulerte innsjøer. –I: Elgmork, K. (red.). Liv i regulerte vassdrag. Kraft og miljø nr 1. Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen. s. 11-15.
- Elliott, J. M., 1975. The growth rate of brown trout (*Salmo trutta* L.) fed on reduced rations. The Journal of Animal Ecology 44 (3): 823-842.
- Faugli, P. E., Erlandsen, A. H. og Eikenæs, O. (red.) 1993. Inngrep i vassdrag; konsekvenser og tiltak - en kunnskapsoppsummering. Norges vassdrags- og energiverk. Publikasjon 13- 1993.
- Finstad, A. G. 2002. Garnserier og seriegarns størrelsesspesifikke fangbarhet. Fauna 55 (1). s. 2-6.
- France, R. L. 1995. Differentiation between littoral and pelagic food webs in lakes using stable carbon isotopes. Limnol. Oceanogr. 40: 1310-1313.
- Grimås, U. 1961. The bottom fauna of natural and impounded lakes in northern Sweden (Ankarvattnet and Blåsjön). Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 42: 183-237.
- Grimås, U. 1962. The effect of increased water level fluctuation upon the bottom fauna in Lake Blåsjön, northern Sweden. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 42. s. 14-41.

- Halvorsen, G. 1993. Bunndyr og planktonsamfunn i innsjøer. -I: Faugli, P. E., Erlandsen, A. H. og Eikenæs, O. (red.). Inngrep i vassdrag; konsekvenser og tiltak - en kunnskapsoppsummering. Norges vassdrags- og energiverk. Publikasjon 13- 1993. s. 192-221.
- Hunt, P. C og Jones, J. W. 1972. The littoral fauna of Llyn Celyn, North Wales. Journal of Fish Biology, 4: 321-331
- Jensen, K. W. 1977. On the dynamics and exploitation of the population of brown trout, *Salmo trutta* L., in Lake Øvre Heimdalsvann, southern Norway. – Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 56: 18-69.
- Jensen, J. W. 1979. A check on the invertebrates of a Norwegian hydroelectric reservoir and their bearing upon fish production. Rep. Inst. Freshwater. Res. Drottningholm 60: 39-50.
- Jonsson, B. 1977. Demographic Strategy in a Brown Trout Population in Western Norway. Zoologica Scripta. 6: 255-263
- Nilsson, N. A. 1961. The effect of water-level fluctuations on the feeding habits of trout and char in the Lakes Blåsjön and Jormsjön, North Sweden. – Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 42: 238-261.
- Nøst, T., Aagaard, K., Arnekleiv, J. V., Jensen, J. W., Koksvik, J. I. og Solem, J. O. 1986. Vassdragsreguleringer og ferskvannsinvertebrater. En oversikt over kunnskapsnivået. Økoforsk utredning, 1: 80 s.
- Reimers, N. 1957. Some aspects of the relation between stream foods and trout survival. Calif. Fish and Game 43: 43-69.

- Solhøy, H. 1994. Vassdragsreguleringer i Telemark- En oversikt over anlegg, konsesjoner, pålegg og fiskeundersøkelser. Rapport nr 2/94. Fylkesmannen i Telemark, Miljøvernavdelingen. 74 s.
- Solhøy, H. 1995. Fiskeressurser i regulerte vassdrag i Telemark. Fagrapport 1995. Fylkesmannen i Telemark, Miljøvernavdelinga. 178 s.
- Solhøy, H. 2003. Fiskeressurser i regulerte vassdrag i Telemark. Samlerapport 2000-2003. Fylkesmannen i Telemark, Miljøvernavdelinga.
- Sømme, I. D. 1941. Ørretboka. Jacob Dybwads forlag, Oslo. 591 s.
- Tranmæl, E. og Midttun, L. 2005. Ungfiskundersøkelser i regulerte magasin i Tokke og Vinje Kommune. Naturen i arbeid. Statkraft. 57s.
- Aass, P. 1969. Crustacea, especially *Lepidurus arcticus* Pallas, as brown trout food in Norwegian mountain reservoirs. Inst. Fresh. Res. Rep. Drottningholm 49: 183-201
- Aass, P. 1986. Utvidet senkning i regulerte innsjøer- effekt på fisket. Fauna 39 (3): 85-91.