

Ernæring og habitatbruk hos sik
(*Coregonus lavaretus*) og røye (*Salvelinus
alpinus*) i Aursunden

Tron Steffen Westberg

Biologi

Oppgaven levert: Februar 2012

Hovedveileder: Ole Kristian Berg, IBI

Innhold

Forord	3
Sammendrag	5
Abstract	7
1. Innledning	9
2. Studieområde	13
3. Materiale og metoder	16
3.1 Innsamling av materiale	16
3.2 Bearbeiding av materiale	17
3.3 Beregninger	18
4. Resultater	20
4.1 Bestandsanalyser	20
4.2 Fiskens ernæring	25
4.2.1 Sikens diett	25
4.2.2 Røyas diett	26
4.2.3 Fyllingsgrad	27
4.3 Zooplankton	27
4.4 Fiskens utnyttelse av zooplankton	29
4.4.1 Sikens utnyttelse av zooplankton	29
4.4.2 Røyas utnyttelse av zooplankton	30
4.4.3 Forskjeller i utnyttelse av zooplankton mellom sik og røye	32
4.5 Seleksjon av zooplankton	33
4.5.1 Seleksjon av zooplankton hos sik	33
4.5.2 Seleksjon av zooplankton hos røye	34
4.6 Størrelsesseleksjon på cladocerer	34
4.7 Næringsoverlapp	35
4.8 Habitatbruk	37
5. Diskusjon	40
5.1 Fangst	40
5.2 Bestandene av sik og røye	40
5.3 Næringsutnyttelse og seleksjon	43
5.4 Habitatbruk	49
5.5 Sluttkonklusjon	52
6. Litteratur	53
Appendiks (1–4)	62

Forord

Masteroppgaven er utført ved Biologisk institutt, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU). Opplegget for oppgaven var en selvskissert ide. Med bakgrunn i en lokal oppfatning om at røyebestanden i Aursunden så godt som var utryddet, utførte jeg prøvefiske flere steder i innsjøen i 1995 og 1996. Det ble lokalisert en del røye spesielt i de områdene der innsjøen er dypest, og dette ble utgangspunktet for å gjøre mer omfattende undersøkelser for å sammenligne ernæring og habitatbruk hos sik og røye i Aursunden sommeren 1997.

Professor Arnfinn Langeland var veileder i innledende fase med planlegging og gjennomføring av feltarbeid og påfølgende undersøkelser av innsamlet materiale i 1997 og 1998. Etter dette har prosjektet ligget på vent inntil det ble tatt opp for ferdigstillelse i 2011. Professor Ole Kristian Berg har vært veileder i forbindelse med skriving av masteroppgaven. Jeg retter en stor takk til veilederne mine som begge har vært til uvurderlig hjelp.

Gjennomføring av feltarbeidet, med lange garnlenker og mye fisk, hadde vært umulig uten god bistand fra flere. Det rettes derfor en stor takk til feltarbeiderne, båtførerne og sekretærene Ole Opseth, Anders Finstad, Tor Westberg og Britt Westberg for hjelp under garnfisket, og umiddelbart etterpå med registrering og behandling av fangst. Arnstein Stensaas takkes for å ha stilt båt til disposisjon gjennom hele feltperioden.

Brekken, 12.01.12

Tron Steffen Westberg

Sammendrag

Ernæring og habitatbruk hos sik (*Coregonus lavaretus*) og røye (*Salvelinus alpinus*) i Aursunden ble sammenlignet gjennom den isfrie sesongen (juni–sept.). Aursunden (690,0 moh.) er en stor oligotrof innsjø i Røros kommune, og er regulert med en reguleringshøyde på 5,9 m. Før siken ble introdusert for ca. 100 år siden var røye den mest tallrike arten i Aursunden.

Sikfangsten (1031 fanget) besto av mye gammel fisk med alder opp til 30 år og mer, og med en overvekt av fisk lengre enn 30 cm der nesten alle var kjønnsmodne. Røyefangsten (181 fanget) besto av småfallen fisk i aldersklasser opp til 7–8 år, hvor kjønnsmodning hovedsaklig inntrådte i løpet av det fjerde leveåret. Lengdeveksten hos sik var høyere (ca. 30 %) enn hos røye.

Siken dominerte i fangstene fra både littoral- og pelagialsonen, mens den største fangsten av røye forekom fra 20 m og dypere. Røyefangstene var omtrent lik eller større enn sikfangstene i dybdeintervallet 20–30 m i juni, juli og august, mens det i september var svært god fangst av røye i dybdeintervallet 40–50 m. Resultatene er i overensstemmelse med flere tidligere undersøkelser fra lignende innsjøer som har vist at siken ofte forekommer i mye større antall i de øvre deler av vannmassene, mens den vesentlige utbredelsen av røye er i profundale habitater.

Næringspreferanser mellom sik og røye var svært overlappende, og det var ingen klar diettsegregering, selv om utnyttelsen kunne være noe forskjellig i ulike byttekategorier. I juni var fjærmygglarver og -pupper viktigste næringsdyr for både sik og røye. Cladocerer var viktigste byttekategori for begge artene i juli og august. I september var cladocerer en viktig byttekategori for begge arter fanget i pelagialsonen, og for røye fanget på bunngarn grunnere enn 20 m. Copepoden *Heterocope saliens* var også et viktig byttedyr for sik i pelagialsonen. Spesielt for røye fanget dypere enn 20 m utgjorde skjoldkreps en betydelig andel i dietten.

Likhetene i preferanse på arter, seleksjonsverdier og størrelsesseleksjon i zooplanktonkategorien understreker betydningen av næringsoverlapp, og indikerer en relativ sterk konkurransemessig interaksjon mellom artene. Zooplanktonsamfunnets

artssammensetning, biomasse og størrelsesfordeling av viktige byttedyr tydet imidlertid på at beitetrykket fra fisk var lite. Det var god tilgang på attraktive byttedyr for planktonspisende fisk, og dette skulle dermed tilsi at zooplankton i Aursunden var underutnyttet. En konkurransemessig interaksjon om zooplanktonnæringen ville imidlertid kunne fått mindre betydning dersom sikbestanden hadde blitt beskattet i betydelig større omfang.

Abstract

Examinations and comparisons were made throughout the ice-free season (June–Sept.) of the nutrition and use of habitat of sympatric whitefish (*Coregonus lavaretus*) and Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) in the lake Aursunden (690 m asl.). Aursunden is a large oligotrophic lake situated near Røros in the eastern part of central Norway. The lake is affected by hydropower regulation (regulation height 5.9 m). Before whitefish was introduced about 100 years ago, charr was the most abundant fish species in Aursunden.

The catch of whitefish (n = 1031) consisted mainly of old fish up to and exceeding 30 years of age, the majority of which being longer than 30 cm. Of these nearly all were sexually mature. The charr catch (n = 181) was dominated by small individuals with ages of up to 7–8 years undergoing maturation mainly during the fourth year of life. The length growth of whitefish was about 30 % higher than that of charr.

Whitefish dominated the gill net catches from both the littoral and pelagic zones, while charr was mainly caught deeper than 20 m. Charr catches were about equal to or greater than whitefish catches in the depth interval of 20 to 30 m in June, July and August, whereas in September, the catch was very high in the depth interval of 40–50 m. The results are consistent with several previous studies from similar lakes and demonstrated that whitefish are often present in much greater numbers in the upper parts of the water column, while the Arctic charr live in the deeper habitats.

The nutritional preferences among whitefish and charr were highly overlapping and there was no clear diet segregation, although the utilization was slightly different in some categories of prey. In June, chironomid larvae and pupae constituted the most important prey for both whitefish and charr. Cladocera was the most important prey type in July and August. In September, cladocera was an important prey type for both species caught in the pelagic zone and for charr caught on benthic gill nets in depths less than 20 m. The big copepode *Heterocope saliens* was also an important prey for whitefish in the pelagic zone. *Lepidurus arcticus* constituted a significant proportion of the diet especially for charr caught deeper than 20 m.

The similarity in the preferences of species, selection values and size selection of zooplankton emphasizes the significance of a diet overlap and indicates a relatively strong competitive interaction between whitefish and charr. However, the composition of species, biomass and size distribution of important prey in the zooplankton category indicated that the utilization of zooplankton by fish was at a low to a moderate level. Attractive zooplankton prey was available and this therefore suggests that the zooplankton resources in Aursunden could have been utilized at a higher level. The competitive interaction between whitefish and charr for zooplankton prey could have been reduced if the whitefish population had been harvested to a significantly greater extent.

1. Innledning

Fisk foretrekker å beite i det habitatet som gir størst netto energiutbytte (Werner et al. 1983). I sympatriske bestander kan imidlertid konkurranse og predasjon føre til at arter må tilpasse seg å leve i et habitat som energimessig ikke er optimalt (Werner et al. 1977, Mittelbach 1984, Persson 1986). Nisjesegregering i diett og habitat kan være et resultat av slike tilpasninger, og gjør at artene kan leve sammen i samme økosystem (Werner et al. 1977).

Konkurranse er en interaksjon mellom individer, der en eller flere av de involverte vil oppleve et fitness-tap som et resultat av tilstedeværelsen av en konkurrent. Konkurrentens tilstedeværelse begrenser individets tilgang til essensielle ressurser nødvendig for overlevelse, vekst eller reproduksjon. Det skilles mellom intraspesifikk konkurranse som er konkurranse om begrensede ressurser innenfor arten, og interspesifikk konkurranse som er konkurranse om begrensede ressurser mellom ulike arter (Jonsson 1995). Ved interferens (direkte) konkurranse møtes individene fysisk, og den ressursen det konkurreres om, trenger ikke nødvendigvis være i underskudd. Atferden til konkurrenten gjør imidlertid at ressursen begrenses for andre individer (Wootton 1994, Begon et al. 2006). Ved exploitativ (indirekte) konkurranse behøver ikke konkurrentene møtes fysisk, men ressursen som utnyttes av et individ, vil være utilgjengelig/i liten grad tilgjengelig for et annet individ (Wootton 1994, Begon et al. 2006).

Nisjekonseptet er nært knyttet til teoriene om konkurranse. Nisjen beskriver en arts, en populasjons eller et individs toleransegrenser for biotiske og abiotiske faktorer. De miljøforhold og ressurser som må til for at arten skal være i stand til å opprettholde en levedyktig populasjon i fravær av konkurranse fra andre arter, predasjon og parasitter, er definert som artens fundamentale nisje. Den realiserte nisjen er den delen innenfor artens fundamentale nisje der arten er i stand til å opprettholde en levedyktig populasjon ved tilstedeværelse av konkurrenter og naturlige fiender (Giller 1984, Schoener 1989, Begon et al. 2006). Arter som erfarer konkurranse om ressurser, kan få redusert overlevelse, vekst eller reproduksjonssuksess. Ved interspesifikk konkurranse der den ene arten er en svakere konkurrent om ressursene, vil konkurransen bli asymmetrisk (Bøhn & Amundsen 2001, Begon et al. 2006, Bøhn et al. 2008). Er arten en veldig svak konkurrent, vil den mangle en realisert nisje og bli ekskludert (konkurranse-eksklusjonsprinsippet) (Hardin 1960, Begon et

al. 2006, Bøhn et al. 2008). Forutsetningen for sameksistens mellom to konkurrerende arter eller populasjoner over tid er at deres realiserte nisjer segregeres/differensieres (Begon et al. 2006).

To metoder brukes vanligvis til å forklare interspesifikk konkurranse hos fisk. Den ene tar utgangspunkt i sammenligning av nisjer eller ressursutnyttelse hos populasjoner i sympatri og i allopatri. Hvis det er ulik ressursutnyttelse når fisken lever i allopatri sammenlignet med i sympatri, er dette med stor sannsynlighet forårsaket av konkurranse. Her er interaktiv og selektiv segregering de to grunnleggende mønstrene til forklaring. Interaktiv segregering er med stor sannsynlighet forårsaket av exploitativ eller interferens konkurranse (Wootton 1994). For det andre har endringer i populasjonstettheten hos arter når en annen art har invadert eller blitt introdusert til deres habitat/leveområde, blitt brukt som bevis for interspesifikk konkurranse (Wootton 1994, Bøhn et al. 2008). Andre mål brukt som en indikasjon eller støtte for konkurranse er redusert individuell vekst, redusert næringsinntak, endret artssammensetning av byttedyr og størrelsesfordeling mot mindre størrelser av byttedyr (Langeland 1982, Lazzarro 1987, Bøhn & Amundsen 2001, Bøhn et al. 2008). Næring er den ressursen som ofte beskrives som viktigst for konkurransemessige interaksjoner i økologisk sammenheng (Ivlev 1961, Ross 1986). Konkurranse om næring og følger for habitatbruken er sentralt i fiskesamfunn (Svärdson 1976, Ross 1986). Ved invasjon eller introduksjon av nye arter er det særlig interessant å undersøke hvilke konsekvenser dette kan få for næringsutnyttelse og habitatbruk hos de ulike artene.

Sik (*Coregonus lavaretus*) og røye (*Salvelinus alpinus*) lever i sympatri i mange skandinaviske innsjøer. I innsjøer der både sik og røye er opprinnelige arter, har undersøkelser vist at de to artene sameksisterer relativt stabilt, for eksempel i Femunden og Storsjøen (Museth et al. 2008, Sandlund et al. 2010). I innsjøer der røye har vært den dominerende fiskearten, har flere undersøkelser vist at introduksjon av sik har medført sterk bestandsreduksjon eller lokal utryddelse av røya (Ekman 1910, Huidtfeldt-Kaas 1918, Dahl 1933, Fillipsson & Svärdson 1976, Svärdson 1976, Museth et al. 2007, Sandlund et al. 2010). Siken vil ofte utkonkurrere røya og selv bli den dominerende fiskearten i innsjøen. Sakens utkonkurrering av røye antas å skje på et tidlig stadium i røyas liv mens den enda er zooplanktonspiser (Nilsson & Pejler 1973, Svärdson 1976).

Sik og røye har overlappende habitat- og næringspreferanser når de lever i allopatriske bestander. De prefererer produktive habitater som littoralsonen og de øvre deler av pelagialsonen. Begge artene betraktes som generalister (Svårdson 1976) som utnytter både epibentiske og pelagiske habitater i sitt næringsøk (Sandlund et al. 2010). Dietten består av et bredt spekter av næringsemner, men domineres vanligvis av zooplankton og bunndyr (Nøst 1979, Amundsen 1995, Langeland et al. 1995, Østbye et al. 2006, Sandlund et al. 2010). I sympatriske bestander vil siken okkupere littoralsonen og de øvre deler av pelagialsonen, mens røye holder seg i de dypere habitater (Svårdson 1976, Museth et al. 2008, Sandlund et al. 2010). Siken fortrenger røya fra de habitater den foretrekker i allopatri (Svårdson 1976). Svårdson (1976) hevder at sik er klart dominant over røye, men at disse to artene bare kan leve i sympatriske bestander dersom innsjøen er stor og dyp. Ved introduksjon av sik til røyevann vil man derfor kunne erfare at siken blir mer tallrik og røya gradvis forsvinner. Nilsson & Phillipsson (1971) studerte næringsopptaket hos sik etter at den ble introdusert til en innsjø som før bare inneholdt røye og aure (*Salmo trutta*). De første årene etter introduksjonen av sik ble de største og lettest tilgjengelige planktonartene sterkt redusert. Senere gikk siken over til å furasjere på mindre og mer utilgjengelige planktonarter. På grunn av at sik kan ta mindre former av planktonarter enn røye (Lötmarker 1964, Nilsson & Pejler 1973), hevder Svårdsson (1976) at røye vil bli fortrent (exploitativ konkurranse) fra pelagiske habitater. Røye må derfor trekke ned i profundalsonen dersom den skal finne tilgjengelig næring for å overleve. I tillegg vil røye også erfare konkurransemessig interaksjon fra arter i littoralsonen, som for eksempel fra mer aggressiv og territoriehevdende aure (interferens konkurranse) (Langeland et al. 1991, L'Abée-Lund et al. 1992). Røye vil dermed finne sin realiserte nisje i profundalsonen i innsjøen. En forutsetning er at innsjøen har tilstrekkelig størrelse og dybde til at profundalsonen kan fungere som et refugium for røye (Svårdson 1976, Sandlund et al. 2010).

Av egen interesse gjennomførte undertegnede i 1995 og 1996 undersøkelser i Aursunden med tanke på å lokalisere røye i vannmassene. I rapportene fra Borgstrøm (1976), Linløkken (1988) og Langeland & Nøst (1992) var det dokumentert liten eller ingen røyefangst i Aursunden. Lokalbefolkning med kjennskap til fiskeressursene har lenge antatt at røyebestanden har vært nærmest utryddet. Undersøkelsene i 1995 og 1996 med garnfiske på flere steder i Aursunden, ga kun røyefangst av betydning i to områder. I den delen av innsjøen som kalles Botnet, var røyefangsten på dypt vann omtrent like stor som sikfangsten. Utenfor Tamneset ble det også gjort noe fangst av røye i dypere deler, men i langt mindre mengder

enn i Botnet. Dette førte til at det året etter, i 1997, ble gjennomført et større feltarbeid i Aursunden. I undersøkelsen ble sik og røye sammenlignet ut fra bestandsforhold som størrelsesfordeling, alder, kjønnsmodning og vekst. Det ble undersøkt hvilke næringssemner, særlig zooplankton, sik og røye utnyttet gjennom sommersesongen. Estimering av næringsoverlapp og byttedyrseleksjon med bakgrunn i sammenligning av dietten hos sik og røye var utgangspunktet for å kunne avdekke om det eksisterte en konkurransepreget interaksjon mellom artene. Gjennom beregninger av fangst pr. innsatsenhet (CPUE) i ulike dybdeintervall ønsket en å undersøke forholdet mellom bestandene av sik og røye, og hvordan de fordelte seg i vannmassene.

Følgende hypotese kan utledes av ovennevnte funn og teorier om konkurranse mellom sik og røye:

I sympatriske bestander av sik og røye vil siken være dominerende i littorale og pelagiale habitater, mens forekomst av røye i stor grad er begrenset til profundale habitater.

På bakgrunn av hypotesen ble følgende prediksjoner satt opp for undersøkelsen i Aursunden:

1. En større andel av sikfangsten vil bli fanget på bunngarn i littoralsonen og på flytegarn, mens en større andel av røyefangsten vil bli fanget på bunngarn i de dypere deler av vannmassene.
2. Sik og røye vil vise diettsegregering ved at sik har en større andel zooplankton og littorale næringsdyr i dietten, mens røye har en større andel av bentiske næringsdyr.

2. Studieområde

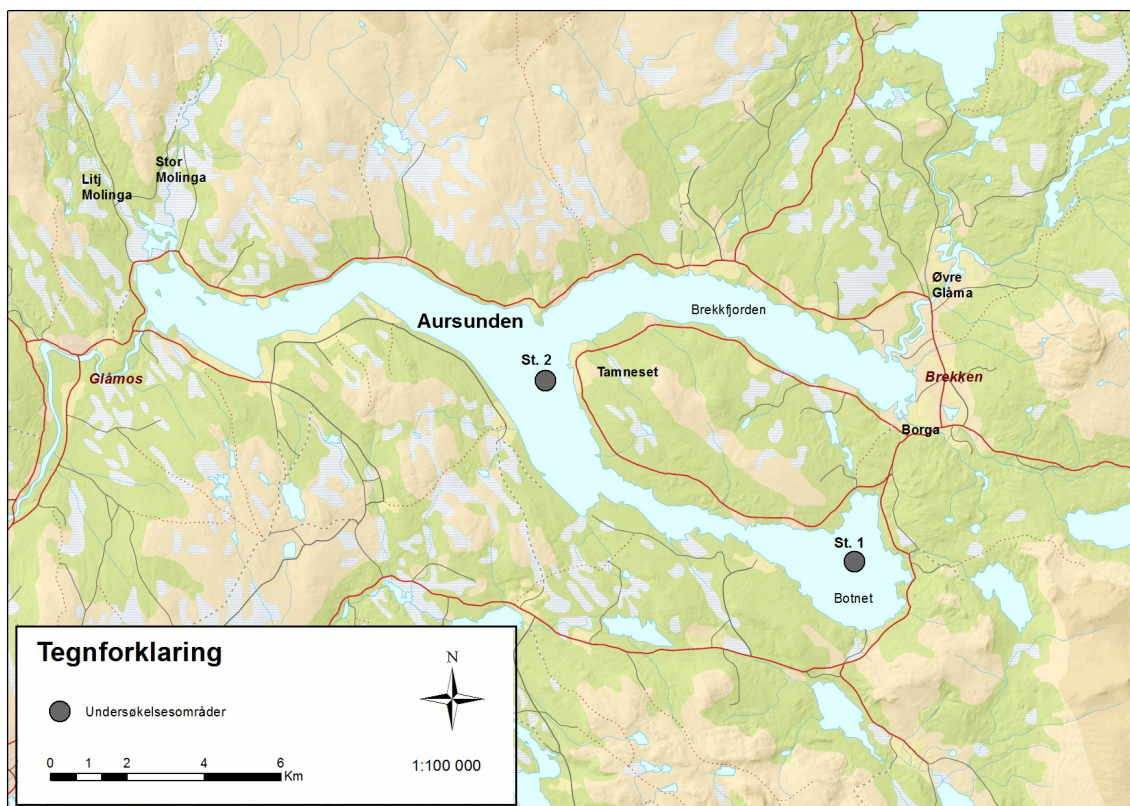
Aursunden (62°41' N, 11°40' E) ligger i Røros kommune og er nummer tjuufem i rekken av Norges største innsjøer. Den har en største lengde og bredde på henholdsvis 22 km og 3,5 km (Østrem et al. 1984). Orienteringen er fra VNV mot ØSØ. Middeldypet er 14 m (Østrem et al. 1984) og største registrerte dyp er på over 60 m. Innsjøen er normalt isdekt i ca. 6,5 måneder fra medio november til ultimo mai. Klimaet i området kan generelt beskrives som kontinentalt med kalde somre og meget kalde vintre (Nordseth 1984). Gjennomsnittlige lufttemperaturer i januar ligger på $\div 4$ til $\div 8$ °C og i juli på 14 til 18 °C (Nordseth 1984).

Aursunden ble regulert i 1923, med høyeste regulerte vannstand (HRV) på kote 690,0 moh. og laveste regulerte vannstand (LRV) på 684,1 moh. (Borgos 1991 a). Den totale reguleringshøyda er 5,9 m med en regulering på 4,5 m ned og 1,4 m opp (Borgos 1991 a). Ved HRV har Aursunden et areal på 43,7 km², mens arealet ved LRV er redusert til 23,3 km² (Løvik & Kjellberg 1982, Østrem et al. 1984).

Aursundens nedslagsfelt er 835 km² (Østrem et al. 1984). Berggrunnen i nedslagsfeltet rommer vesentlig kambrosiluriske skifrer, der grå og grågrønn fyllitt dominerer (Bakke 1977, Elven 1979, Rui 1981). Østover mot svenskegrensa består berggrunnen vesentlig av eokambriske sparagmitter samt områder med øyegneis og granitt. På grunn av den næringsrike og lett forvitrelige berggrunnen er vegetasjonen i nedslagsfeltet rik. Den domineres av subalpin bjørkeskog, med en vesentlig andel av høgstaudetypen. De mer fuktige områdene domineres av rikmyrvegetasjon (Elven 1979, Elven & Hveem 1986). Landbruksarealene ligger nesten utelukkende ved sjøen, trolig med nær 100 % av det totale arealet lavere enn 30 m over naturlig vannstand (Borgos 1991 a). Den største delen av nedslagsfeltet (55 %) ligger over skoggrensa (Løvik & Kjellberg 1982).

Limnologisk kan Aursunden karakteriseres som en oligotrof innsjø. Til tross for en del landbruksarealer rundt sjøen er tilførselen av næringssalter relativt liten. Bosettingen er spredt, og disse arealene er en svært liten del av det totale nedslagsfeltet (ca. 1 %) (Løvik & Kjellberg 1982). Medianverdier for sentrale vannparametere som total-P, total-N, klorofyll og siktedyp ligger henholdsvis på 5,1 µg/l; 172 µg/l; 1,7 µg/l og 8,5 m (Løvik & Kjellberg 1982, Rørslett et al. 1982). Dette er godt innenfor de verdier som karakteriseres som oligotroft

(Økland & Økland 1996). Medianverdier for vannkjemiske parametre som pH, alkalinitet og kalsium ligger på henholdsvis 7,2; 0,3 mekv/l og 4,7 mg/l (Rørslett et al. 1982, Halvorsen 1985). Konduktiviteten ligger på ca. 30 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Rørslett et al. 1982, Halvorsen 1985) som er en normal verdi for store norske innsjøer (Økland & Økland 1998).



Figur 1: Aursunden. De to hovedstasjonene der feltarbeidet foregikk 1997 er merket av på figuren, Stasjon 1 – Botnet, Stasjon 2 – Tamneset.

Innsjøen er delt i tre armer eller fjorder (Fig. 1). Den nordøstlige fjorden, Brekkfjorden, er grunn, og ved nedtapping blir store arealer tørrlagt. Innerst i fjorden er det da bare elvefarene fra Øvre Glåma og Borga som er vannførende. Den innerste delen av den sørøstlige fjorden kalles Botnet. Her finnes dybder på over 60 m. I den vestlige delen av Botnet der sjøen innsnevres betraktelig, gjør en terskel at Botnet nesten blir isolert fra resten av sjøen ved LRV. Den vestlige fjorden av Aursunden, mot utløpet av Glåma, er også relativt grunn med dybder ned mot 20 m langs midten av fjorden (Østrem et al. 1984). Der de tre fjordene møtes utenfor Tamneset, dannes et hovedbasseng med store vannmasser og dybder på mer enn 40 m (Østrem et al. 1984). Aursunden har sine hovedtilløp fra elvene Øvre Glåma og Borga i

nordøst, Stormolina og Litjmolina i vest. Det kommer ellers en rekke mindre elver og bekker inn i sjøen. Aursunden har bare utløp der Glåma renner ut ved Kuråsfossen kraftstasjon ved Glåmos. På grunn av en reguleringsdam er utløpet sperret for oppvandrende fisk fra Glåma.

Fiskeartene i Aursunden er sik, røye, aure, lake (*Lota lota*), harr (*Thymallus thymallus*), abbor (*Perca fluviatilis*) og ørekyte (*Phoxinus phoxinus*) (Borgstrøm 1976, Langeland & Nøst 1992). Harr- og abborbestandene er svært små (Borgstrøm 1976). Aursunden var opprinnelig en innsjø der røya hadde naturlig dominans, mens siken er en introdusert art (Huidtfeldt-Kaas 1913, Huidtfeldt-Kaas 1918, Schmidtnielsen 1925, Huidtfeldt-Kaas 1927, Dahl 1933). Det er usikkert hvordan siken ble introdusert, men man vet at en sikbestand allerede var etablert da man i 1921 satte ut sikyngel i Aursunden (Huidtfeldt-Kaas 1927, Dahl 1933). Sik er ikke omtalt i undersøkelser gjort av Huidtfeldt-Kaas i 1913 og 1918, og en må derfor anta at siken ble introdusert til innsjøen for ca. 100 år siden. Utviklingen i fiskesamfunnet i Aursunden har vist at siken har tatt over som den dominerende arten (Borgstrøm 1976, Linløkken 1988, Langeland & Nøst 1992). Med utgangspunkt i anslagsvise uttak av sik (Borgstrøm 1976, Linløkken 1988, Hoston 1990, Borgos 1991 b) er den potensielle avkastningen beregnet til ca. 20 000 kg år⁻¹. Under forutsetning av at sik utgjør 75 % av fangstene som er et gjennomsnitt fra Aursundjournalene fra 1938–1990 (ref. i Borgos 1991 b), ligger den totale potensielle avkastningen på ca. 26 500 kg år⁻¹ (Borgos 1991 b). Dette gir en avkastning på ca. 6,0 kg ha⁻¹. Tiltakene som er foretatt for å kompensere for skadene i røye- og aurebestandene på grunn av reguleringen, har utelukkende vært i form av utsettinger. Med hensyn til røye har dette gitt gode resultater. I forbindelse med utsettinger gjennom flere år har fangstene vært gode, og til tider bortimot like store som sikfangstene (Borgos 1991 b). For aure har fangstene holdt seg temmelig stabile, og det er tvilsomt om utsettinger har noen positiv effekt på bestanden (Borgos 1991 b). I og med at Aursunden er regulert, vil store deler av littoralsonen ved HRV årlig bli tørrlagt, og man må regne med en betydelig redusert bunndyrproduksjon. En må kunne anta at de elver og bekker som fører inn i Aursunden er tilstrekkelige gyte- og oppvekstområder for aure som gjør at bestanden i innsjøen er sikret naturlig rekruttering.

3. Materiale og metoder

3.1 Innsamling av materiale

For å registrere fiskens fordeling i vannmassene ble det benyttet lenker av flytegarn og bunnngarn. Lenka av flytegarn bestod av i alt sju garn (25 x 6 m, totalt 175 m lang) med maskevidder 12,5; 16,5; 19,5; 24; 29; 35 og 45 mm. Lenka ble satt i dybdeintervallene 0–6, 6–12 og 12–18 m. Bunnngarna (37,5 x 1,5 m) hadde maskevidder i hvert garn på 10; 12,5; 15; 18,5; 22; 26; 33 og 45 mm. Garna ble satt på bunn slik at de fisket fra 0–60 m i Botnet og fra 0–40 m i Tamneset. I tillegg ble det benyttet en finmasket serie bestående av ti bunnngarn (25 x 1,5 m, totalt 250 m lang) som supplement for fangst av små fisk. Lenka bestod av 2 x 8; 2 x 10; 2 x 13,5; 2 x 16,5 og 2 x 19,5 mm. Lenka ble satt på dypt vann (> 25 m).

Fisket ble utført ved to hovedstasjoner (Botnet og Tamneset, Fig. 1) i periodene 18.–25. juni, 22.–28. juli, 14.–20. august, 15.–22. september (Botnet) og 7.–9. oktober (Tamneset) 1997. På grunn av sterk vind i slutten av september og begynnelsen av oktober ble siste fiske i Tamneset utsatt til 7.–9. oktober. Av samme årsaker drev flytegarmlenka i Tamneset av i juni og fanget ikke effektivt, slik at fangster mangler fra 6–18 m.

Det ble benyttet ekkolodd (Humminbird WIDE Portable) til måling av dybder der bunnngarna ble satt. Flytegarnga ble plassert over et dyp på ca. 35–40 m både i Botnet og Tamneset. Ved beregning av fangst pr. innsatsenhet (CPUE) ble 6-metersintervallene på flytegarnga beholdt, mens det på bunnngarn ble brukt 10-metersintervaller. Forholdet mellom CPUE-verdier for sik og røye i de ulike dybdeintervallene på bunnngarn ble beregnet ved hovedstasjonen i Botnet der røyefangsten var størst (96,1 % av total røyefangst). CPUE ble definert som antall fisk fanget pr. 100 m² garnareal døgn⁻¹.

I forbindelse med prøvefiskeperiodene ble temperaturen i vannmassene målt. Til dette ble det benyttet en Ruttner vannhenter på 3 liter med termometer plassert inne i vannhenteren. Temperaturen ble målt med 0,1 °C nøyaktighet. Dybdeområdet for temperaturmålingene var 0–30 m (0–20 m i juni). Samtidig ble siktedyp bestemt. Dette ble utført ved hjelp av en Secchi-skive med diameter på 25 cm. Siktedypet ble satt til det dyp der skiva ikke lenger var synlig. Innsjøfargen ble visuelt bestemt mot Secchi-skive ved det halve siktedypet.

Til innsamling av zooplankton ble det benyttet en planktonhåv med maskevidde på 95 μm . Innstrømningsåpningen var 30 cm i diameter og lengden på håven ca. 1 m. Prøvene ($n=8$) ble tatt over dypt vann (>35 m) ved hver hovedstasjon der flytegarmlenka sto plassert. Håvtrekket ble tatt i dybdeintervallet 0–20 m, og to replikate prøver (A og B) ble tatt hver gang ved de to stasjonene. Håven ble trukket med en hastighet på ca. $0,2 \text{ ms}^{-1}$. For å få håven til å gå mest mulig vertikalt ble båten festet til flytegarmlenkas forankring for å unngå drift. Umiddelbart etter at prøvene var tatt opp, ble de fiksert med Lügols væske (fytofix). Planktonprøvene ble tatt i de samme periodene prøvefisket foregikk.

3.2 Bearbeiding av materiale

Fiskens lengde ble målt som total lengde (mm) fra snute til spissen av halefinnen når denne var “naturlig” utstrakt. Vekt ble bestemt ved hjelp av en digital vekt med nøyaktighet på ett gram. Kjønn og kjønnsmodningsstadiet ble bestemt. Kriterier brukt til bestemmelse av kjønnsmodningsstadiet var modningsgrad og lengde på gonadene i forhold til lengde av bukhulen (Dahl 1917). Magesekkens fyllingsgrad ble bestemt ut fra et standardoppsett som betegner fyllingsgraden på en skala fra 0–5, der 0 = tom, 1 = rester, 2 = $\frac{1}{4}$ full, 3 = halvfull, 4 = nesten full og 5 = full og utspilt (Schmidt-Nielsen 1939).

Det ble tatt otolitter fra alle fiskene og det ble benyttet en stereolupe (LEICA MZ6 med forstørrelse opp til 40x) til aldersbestemming. Hos sik ble otolittene brent til en gylden brun farge og deretter knekt, og årringene telt i tverrsnittet. Otolittene hos røye ble avlest lateralt. I de tilfellene årringene var utydelige, ble otolitten slipt med fint smergelpapir til alder kunne bestemmes. Ved avlesning lå otolittene fra sik i ren etanol, fra røye i en blanding av etanol og glycerol. For både sik og røye ble empirisk vekst beregnet.

Det ble analysert mageprøver hos et utvalg av sik ($n=278$) og røye ($n=100$).

Mageprøveanalyser ble kun foretatt på fisk fanget ved hovedstasjonen i Botnet der fangsten av røye var størst. Ved analyse av mageprøvene ble punkt-metoden benyttet (Hynes 1950, Windell 1971, Hyslop 1980). Hvert næringsemne i mageprøven ble gitt en prosentandel proporsjonalt med det estimerte bidrag til det totale volum av næringsemner (100 %). Det ligger i metoden at hensyn til næringsemnenes størrelse i forhold til hverandre er essensiell. Rent generelt teller ett stort dyr (f.eks skjoldkreps) for flere små (f.eks linsekreps). Det prosentvise bidraget av hvert næringsemne til det totale innholdet ble estimert visuelt. Der

mageinnholdet besto av zooplankton og andre små næringsemner, ble det benyttet stereolupe (LEICA MZ6 med forstørrelse opp til 40x og måleokular (10x)). Forskjell i fyllingsgrad mellom sik og røye ble statistisk testet.

Det ble foretatt både kvalitative og kvantitative analyser av zooplanktonprøvene. Ved analysen ble det benyttet en stereolupe (LEICA MZ6 med forstørrelse opp til 40x og måleokular (10x)). Zooplanktonet ble bestemt til arter og telt opp. I prøvene ble lengden til 30 tilfeldig utvalgte dyr hos hver art ved de to hovedstasjonene målt til nærmeste 0,01 mm. Biomassen ble beregnet til mg tørrvekt m^{-2} (se nedenfor).

3.3 Beregninger

Schoeners næringslikhetsindeks (D) (Schoener 1968) ble benyttet for å vise graden av overlapp i næring mellom sik og røye:

$$D = 1 - \frac{1}{2} (\sum |p_{x_i} - p_{y_i}|) \quad i = 1 \dots n$$

der p_{x_i} er andelen (prosent) av byttedyrkategori i i dietten til predator x , p_{y_i} er andelen av byttekategori i i dietten hos predator y , og n er antall byttedyrkategorier i diettene. D varierer fra 0 til 1, der 0 betyr ingen overlapp i noen byttekategorier, mens 1 betyr fullstendig overlapp i alle byttedyrkategoriene. Verdier for D på over 0,6 betraktes som et markant eller signifikant næringsoverlapp (Wallace 1981, Smith & Zaret 1982, Ross 1986). Forskjeller i utnyttelse av zooplanktonarter mellom sik og røye ble statistisk testet.

En modifisert utgave av Ivlevs elektivitetsindeks (Ivlev 1961) ble benyttet for vurdering av fiskens næringsvalg når det gjaldt zooplankton i forhold til forekomst i miljøet:

$$E_i = (r_i - p_i) / ((r_i + p_i) - 2r_i * p_i) \quad (\text{Jacobs 1974})$$

der r_i er relativ forekomst av byttedyrkategori i i fiskens diett, og p_i er relativ forekomst av byttekategori i i miljøet. Indeksen gir verdier fra -1 til 1. Positive verdier ($E_i > 0$) indikerer en positiv seleksjon av byttedyrkategori i , mens negative verdier ($E_i < 0$) gir negativ seleksjon av byttekategori i . $E_i = 0$ gir byttekategori i lik andel i mage og miljøet, og derav ingen seleksjon.

For undersøkelse av fiskens størrelsesseleksjon på cladocerer ble det foretatt lengdemålinger av *Bosmina longispina*, *Daphnia* sp. (både *D. galeata* og *D. longispina*) og *Holopedium gibberum*. Lengder hos disse cladocerene ble målt i mageprøvene i juli, august og september. Ca. 50 individer av hver art ble målt hver måned. Lengdemålinger fra mageprøvene ble sammenlignet med lengdemålinger fra planktonprøvene for å se på fiskens størrelsesseleksjon hos disse byttedyrene.

For å uttrykke biomassen hos zooplankton i mg tørrvekt m⁻² ble lengdemålingene bearbeidet gjennom regresjoner for å finne gjennomsnittsvekta til hvert individ av hver art. Regresjonene som ble benyttet, er beskrevet hos Botrell et al. (1976) og Breistein & Nøst (1997).

Gjennomsnittsvekta for det målte utvalg av individer ble multiplisert med antall dyr telt opp. Dette ble igjen multiplisert med en faktor på 2, da planktonhåv gir underestimering av antall på grunn av redusert sile-effekt ved håvtrekk. Dette er en faktor som har blitt brukt i oligotrofe lokaliteter for å kompensere differansen mellom antall dyr innsamlet med Schindler-samplere og med planktonhåv (Jensen 1988, Koksvik & Arnekleiv 1988). Biomasse beregnet for hver art ble så summert for å finne total biomasse for zooplanktonsamfunnet. Gjennomsnittlig biomasse ved hver stasjon ble bestemt fra gjennomsnittet av to prøver (A og B). Variasjonskoeffisienten mellom prøvene ble beregnet med hensyn til totalt antall dyr:

$$CV = (s * 100) / Y \quad (\text{Sokal \& Rohlf 1995})$$

der s er standardavviket og Y er middelveiden for prøvene. Beregningen viste godt samsvar mellom prøvene med lav variasjonskoeffisient (Tab. 1). Dette viser at middelveiden av to replikate prøver gir god presisjon i zooplanktonprøvene.

Tabell 1: Variasjonskoeffisienten mellom A- og B-prøve ved hver prøvetaking.

Juni Stasjon 1	Juni Stasjon 2	Juli Stasjon 1	Juli Stasjon 2	August Stasjon 1	August Stasjon 2	September Stasjon 1	Oktober Stasjon 2
2,9 %	9,1 %	4,4 %	1,1 %	1,2 %	1,9 %	0,2 %	4,3 %

4. Resultater

4.1 Bestandsanalyser

Det samlede resultatet av fangsten under prøvefisket i Aursunden 1997 er gjengitt i tabell 2. For september gjelder kun fiske ved hovedstasjonen i Botnet, mens i oktober ved hovedstasjonen i Tamneset. Sik var den dominerende arten i Aursunden foran røye. Sik og røye utgjorde samlet 96,3 % av den totale fangsten, mens de andre artene aure, lake og ørekyte utgjorde samlet kun 3,7 %.

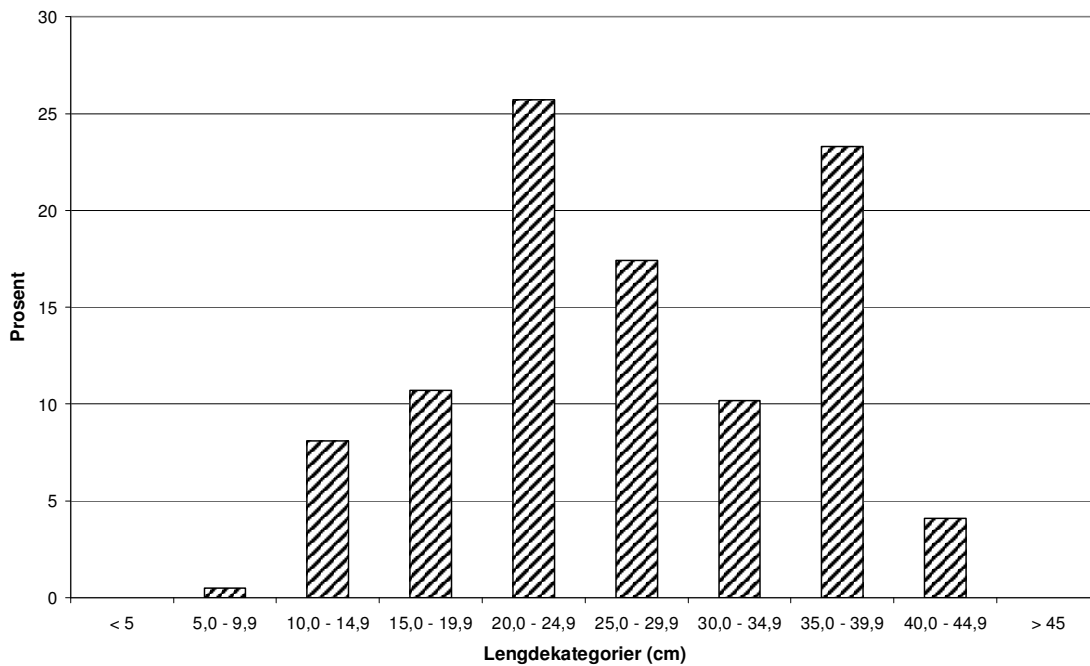
Tabell 2: Resultat av prøvefisket i Aursunden 1997 med bunngarn og flytegarn samlet for begge stasjonene i Botnet og Tamneset.

	Sik	Røye	Aure	Lake	Ørekyte	Totalt
Juni	235	52	1	7	-	295
Juli	256	25	5	4	1	291
August	277	39	2	11	-	329
September	159	64	1	8	1	233
Oktober	104	1	5	1	-	111
Tot. antall	1031	181	14	31	2	1259
Tot. %	81,9 %	14,4 %	1,1 %	2,5 %	< 0,1 %	100 %

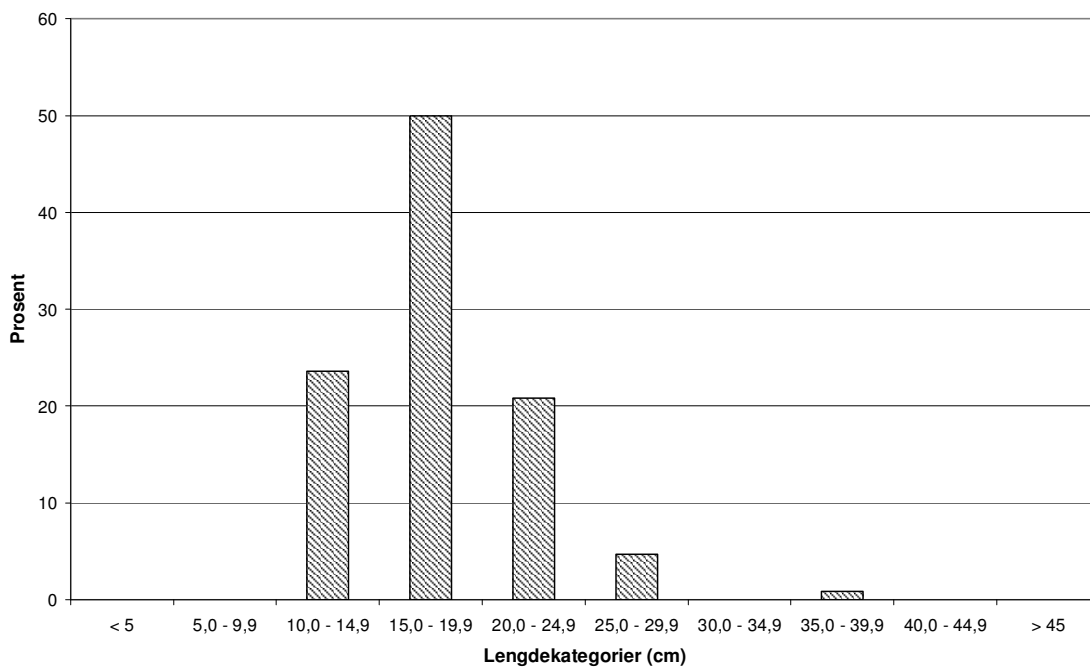
Hele fiskefangsten (n=1259) veide til sammen 361,3 kg. Den totale vekta av sik (n=1031) og røye (n=181) var til sammen 350,8 kg. Sikfangsten utgjorde 341 kg og røyefangsten 9,8 kg. Dette ga en gjennomsnittsvekt for sik og røye på hhv. 331 og 54 g.

Størrelsesfordelingen til sik viste en klar overvekt av fisk større enn 20 cm på bunngarn (80,7 %) (Fig. 2). For røye var det en overvekt av fisk mindre enn 20 cm i bunngarnfangsten (73,6 %) (Fig. 3). Fisk fanget på den finmaskete bunngarnserien ble ikke inkludert.

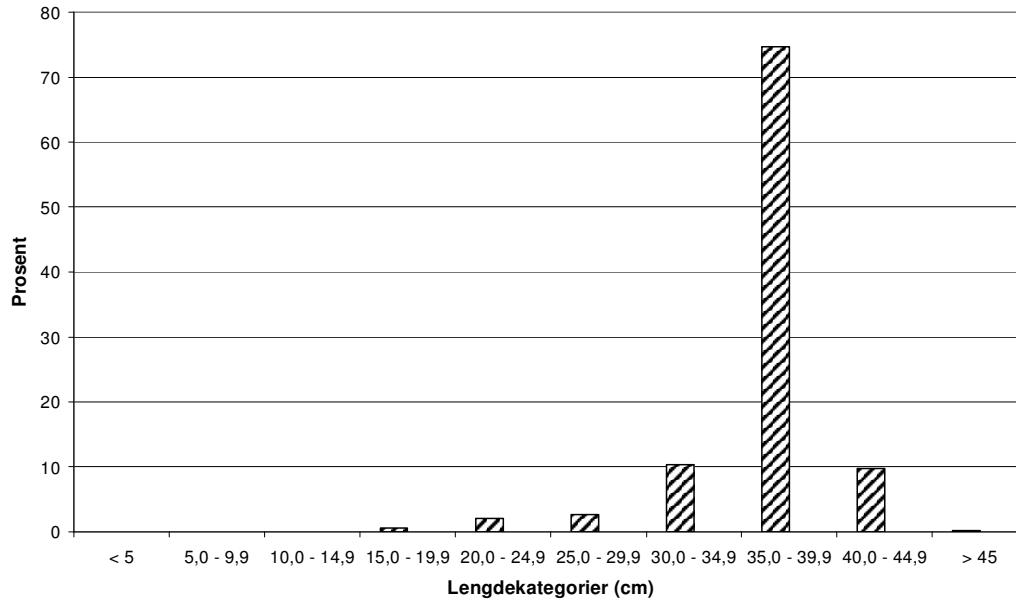
Den dominerende lengdekategorien hos sik fanget på flytegarn var 35,0–39,9 cm (74,7 %) (Fig. 4). Det ble fanget tre sik mindre enn 20 cm på flytegarn der den minste var 15,4 cm. For røye ble det bare fanget fisk større enn 20 cm på flytegarn (Fig. 5). Den minste røya var 20,2 cm.



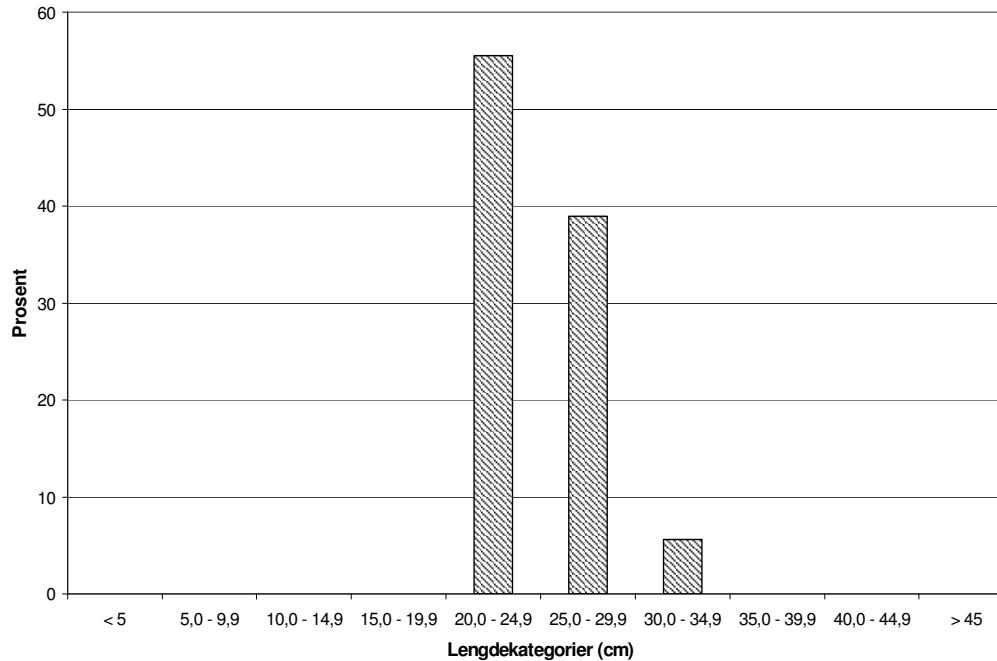
Figur 2: Størrelsesfordeling hos sik (n=420) fanget på bunngarn under feltperioden i Aursunden 1997.



Figur 3: Størrelsesfordeling hos røye (n=106) fanget på bunngarn under feltperioden i Aursunden 1997.

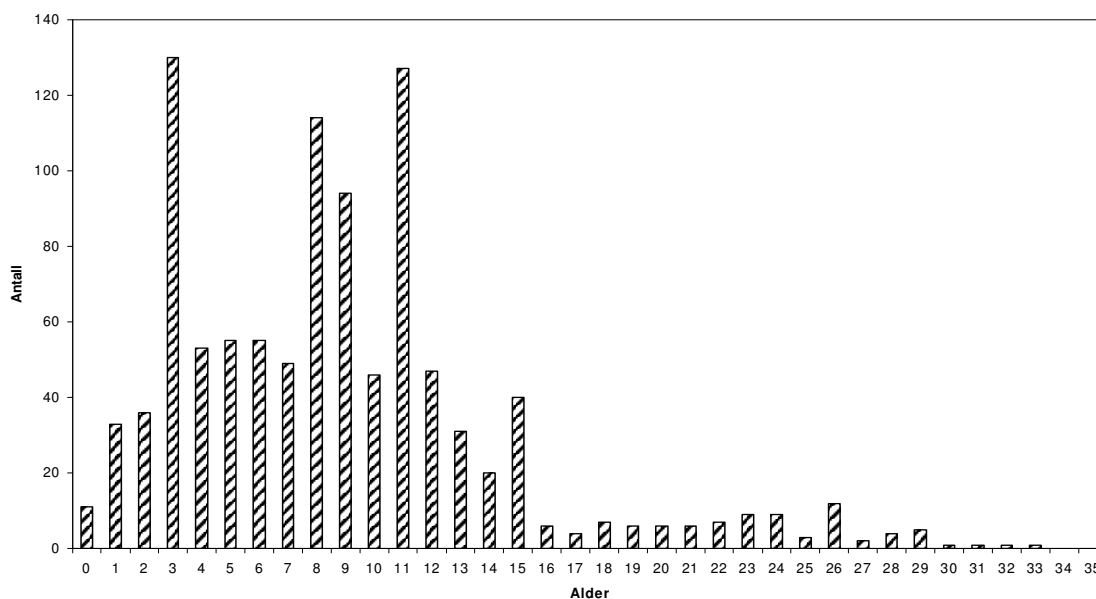


Figur 4: Størrelsesfordeling hos sik (n=586) fanget på flytegarn under feltperioden i Aursunden 1997.



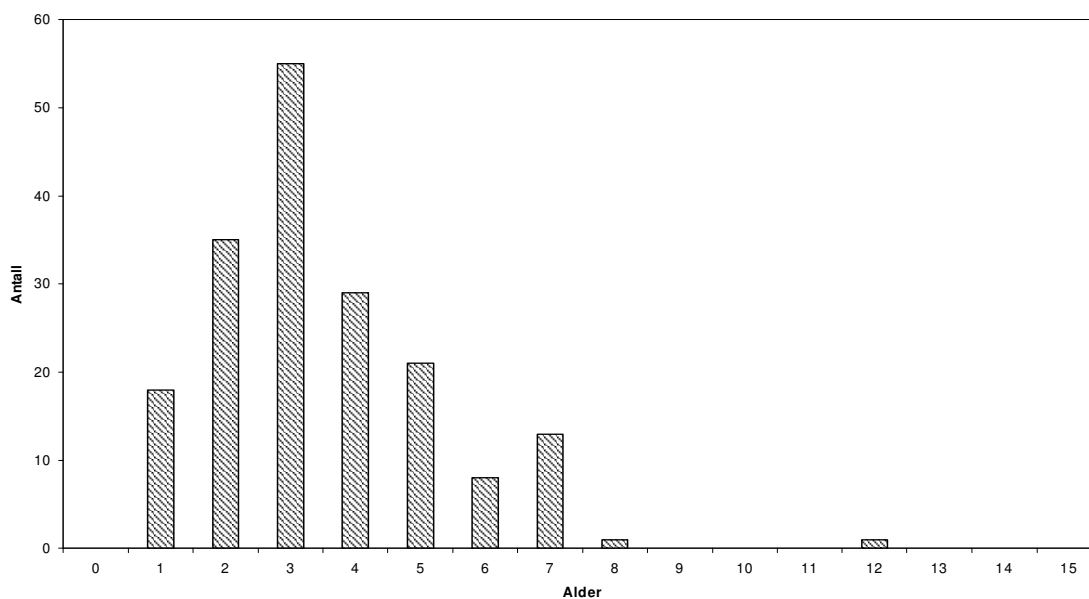
Figur 5: Størrelsesfordeling hos røye (n=18) fanget på flytegarn under feltperioden i Aursunden 1997.

Aldersfordelingen for 1031 sik viste at bestanden bestod av gammel fisk opp til 30 år og mer (Fig. 6). Visse årsklasser som 3, 8, 9, 11 og til dels 15-åringer, var sterke. I fangsten var de yngste årsklassene underrepresentert.



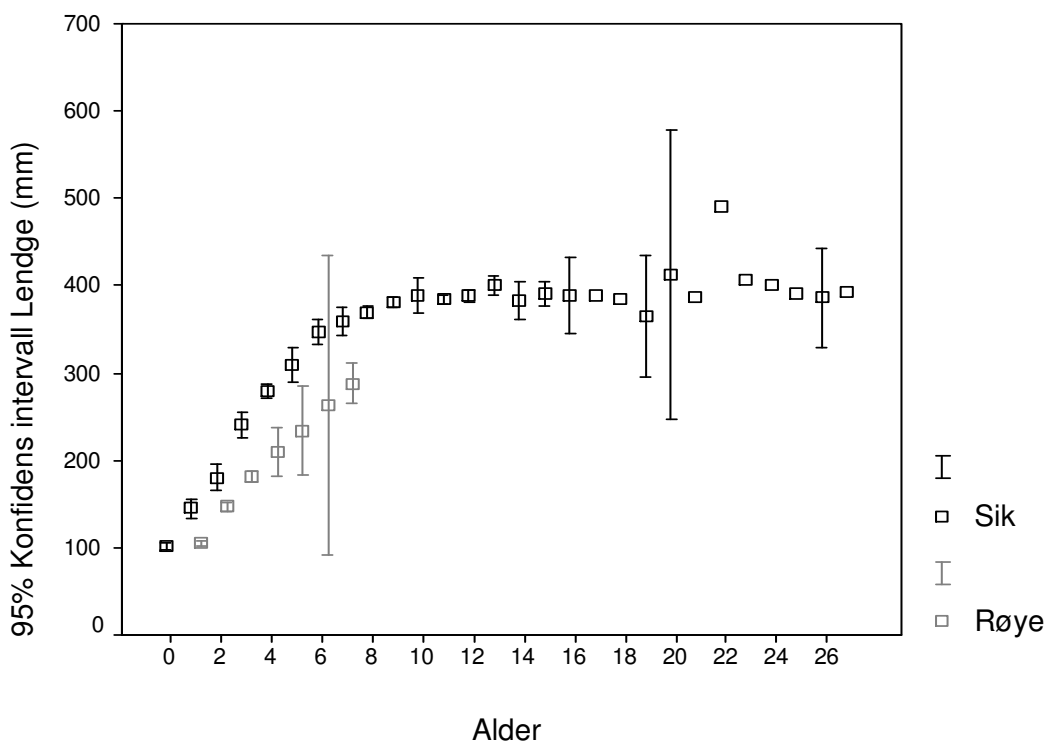
Figur 6: Aldersfordeling hos sik (n=1031) fanget i løpet av feltperioden i Aursunden 1997.

Hos røye var også de yngste årsklassene underrepresentert og de midlere årsklassene som dominerte. Den eldste røya var 12 år (Fig. 7).



Figur 7: Aldersfordeling hos røye (n=181) fanget i løpet av feltperioden i Aursunden 1997.

Empirisk vekst ble beregnet for fisk fanget i september. Materiale fra de yngste årsklassene fanget i oktober ble inkludert for å styrke vekstkurvens tilpasning hos sik (n=11) og røye (n=1). Vekstkurven for sik var godt tilpasset en sigmoidal kurve, der r^2 hos hunnfisk var 0,87 og hos hannfisk 0,88. Test av differanse i regresjonskoeffisient (b) ved t-test viste ingen signifikant forskjell i vekst mellom kjønnene ($t=1,47$, $df=166$, $p>0,10$). Vekstkurven for røye var godt tilpasset en logaritmisk kurve, der r^2 var 0,90 både for hunn- og hannfisk. Test av differanse i regresjonskoeffisient (b) ved t-test viste ingen signifikant forskjell i vekst mellom kjønnene ($t=0,14$, $df=61$, $p>>0,10$). Vekstkurvene for både sik og røye ble dermed fremstilt på bakgrunn av begge kjønn. Hos sik ble det fanget noen individer i aldersklassen 0+, mens ingen hos røye. Forskjell i empirisk vekst hos sik og røye ble derfor testet for fisk i aldersklassene fra og med 1 år til og med 7 år. Test av differanse i lineær regresjonskoeffisient (stigningstall) ved t-test viste signifikant forskjell ($t=3,77$, $df=115$, $p<0,01$). Siken vokser signifikant bedre enn røye de sju første leveårene (Fig. 8).



Figur 8: Empirisk vekst hos sik (n=180) og røye (n=65) fanget i september (og oktober) 1997 i Aursunden. (Firkantete bokser representerer gjennomsnittslengde ved gitt alder der gjennomgående vertikale linjer representerer standardavviket)

Kjønnsmodningen hos hunnfisk av sik inntrådte først i det sjette leveåret med en gytefrekvens på 48 %. I det sjuende og åttende leveåret var gytefrekvensen på hhv. 57 % og 83 %. Ved ni

år og eldre var gytefrekvensen på over 90 %. Den største delen av hunnfiskbestanden ble kjønnsmoden i lengdeintervallet 30–35 cm. Andelen av kjønnsmodne hannfisker ble betydelig i løpet av det sjette leveåret med en gytefrekvens på 38 %. Det ble registrert én kjønnsmoden treåring og én fireåring, mens det ble registrert tre kjønnsmodne femåringer. I det sjuende leveåret var 67 % av hannfiskbestanden gytere og ved åtte år og eldre var gytefrekvensen på over 90 %. Også hos hannfisk ble største delen av bestanden kjønnsmoden i lengdeintervallet 30–35 cm.

Kjønnsmodningen hos hunnfisk av røye inntrådte det fjerde leveåret med en gytefrekvens på 36 %. I det femte leveåret var gytefrekvensen på 78 % og hos eldre fisk på 100 %. Hos hunnfisk ble største delen av bestanden kjønnsmoden i lengdeintervallet 18–23 cm. Kjønnsmodningen hos hannfisk av røye inntrådte det tredje leveåret, men det var ikke før det fjerde leveåret at en betydelig del av hannfiskbestanden var gytere. Gytefrekvensen det tredje og fjerde leveåret var på hhv. 8 % og 47 %. Hos eldre fisk som fem- og seksåringer lå gytefrekvensen på hhv. 42 % og 33 %. Hos sjuåringer var gytefrekvensen på 100 %. Den største delen av hannfiskbestanden ble kjønnsmoden i lengdeintervallet 17–22 cm.

4.2 Fiskens ernæring

Ernæringsundersøkelser ble kun foretatt hos fisk fanget ved hovedstasjonen i Botnet. Det ble definert til sammen 13 byttekategorier. Zooplanktonkategorien vil senere behandles mer inngående enn de andre byttekategoriene. Den prosentvise fordelingen av byttedyr basert på totalt volum i magene er gjengitt i Appendiks 1.

4.2.1 Sikens diett

Sik fanget på bunn garn hadde spist alle 13 byttekategoriene som ble definert. Dietten hos sik fanget på bunn garn i juni var dominert av fjærmygglarver og -pupper. Dette gjaldt sik fanget både grunnere og dypere enn 20 m, hhv. 74 % og 80 %. For sik fanget grunnere enn 20 m forekom også en del zooplankton og marflo i dietten, mens sik dypere enn 20 m beitet en del ertemusling og detritus. I juli dominerte zooplankton i dietten hos sik fanget både grunnere og dypere enn 20 m, hhv. 69 % og 81 %. I tillegg ble det beitet en god del linsekrep og fjærmygglarver og -pupper. Linsekrep ble beitet mest av fisk fanget dypere enn 20 m, mens

fjærmygglarver og -pupper mest av fisk fanget grunnere enn 20 m. Dietten i august ble også dominert av zooplankton hos fisk fanget både grunnere og dypere enn 20 m, hhv. 76 % og 49 %. Hos sik fanget dypere enn 20 m var linsekreps også et betydelig næringsdyr (37 %). I september dominerte zooplankton (50 %) og linsekreps (26 %) i dietten hos fisk fanget grunnere enn 20 m. Skjoldkreps dominerte i dietten hos fisk fanget dypere enn 20 m (36 %), men zooplankton var også en viktig byttekategori (29 %) (Se Appendiks 1, Tabell 1–4).

Sik fanget på flytegarn hadde spist sju byttekategorier alle månedene sett under ett. Hos sik fanget i juni dominerte zooplankton (62 %), men fjærmygglarver og -pupper var i tillegg en viktig byttekategori (37 %). I juli dominerte zooplankton sterkt (94 %), mens det sporadisk ble spist noe overflateinsekter. I august besto dietten utelukkende av zooplankton (≈ 100 %). Dietten i september ble også dominert av zooplankton (91 %), men her fantes det innslag av byttekategorier som ellers gjennom sommeren ikke var beitet på av sik fanget på flytegarn, som f.eks. linsekreps, skjoldkreps og ertemusling (Se Appendiks 1, Tabell 5–8).

4.2.2 Røyas diett

Røye fanget på bunngarn hadde spist ni byttekategorier alle månedene sett under ett. Ingen røye i juni ble fanget grunnere enn 20 m med innhold i magen. For røye fanget dypere enn 20 m dominerte fjærmygglarver og -pupper (92 %), i tillegg ble det beitet noe marflo. I juli dominerte zooplankton i dietten hos røye fanget både grunnere og dypere enn 20 m med hhv. 96 % og 65 %. Fjærmygglarver og -pupper var i tillegg en viktig byttekategori for fisk fanget dypere enn 20 m (27 %). I august ble også dietten dominert av zooplankton hos fisk fanget både grunnere og dypere enn 20 m med hhv. 99 % og 80 %. For røye fanget dypere enn 20 m ble det i tillegg beitet en del linsekreps og noe skjoldkreps. I september ble utelukkende zooplankton spist av røye fanget grunnere enn 20 m (98 %). For røye fanget dypere enn 20 m dominerte skjoldkreps (77 %) (Se Appendiks 1, Tabell 1–4).

Røye fanget på flytegarn hadde spist fire byttekategorier alle månedene sett under ett. Det ble fanget røye på flytegarn i juli, august og september. I august ble det fanget kun én røye med veldig lite innhold i magen, slik at analyser er utelukket denne måneden på grunn av for lite røyemateriale. Dietten i juli ble dominert av zooplankton (94 %), ellers noe innslag av marflo. I september dominerte også zooplankton (96 %), mens det sporadisk ble beitet noe overflateinsekter (Se Appendiks 1, Tabell 5–8).

4.2.3 Fyllingsgrad

Det var ingen (Mann Whitney U-test, $p=0,467$) signifikant forskjell i frekvensfordelingen i fyllingsgrad av magesekken mellom sik og røye gjennom sesongen (Tab. 3).

Tabell 3: Frekvensfordeling i fyllingsgrad hos sik og røye fanget i feltperioden 1997 i Aursunden.

Fyllingsgrad	0	1	2	3	4	5
Sik (n=1031)	24,6 %	14,5 %	29,7 %	24,1 %	6,1 %	1,0 %
Røye (n=181)	27,6 %	14,4 %	22,7 %	18,2 %	10,5 %	6,6 %

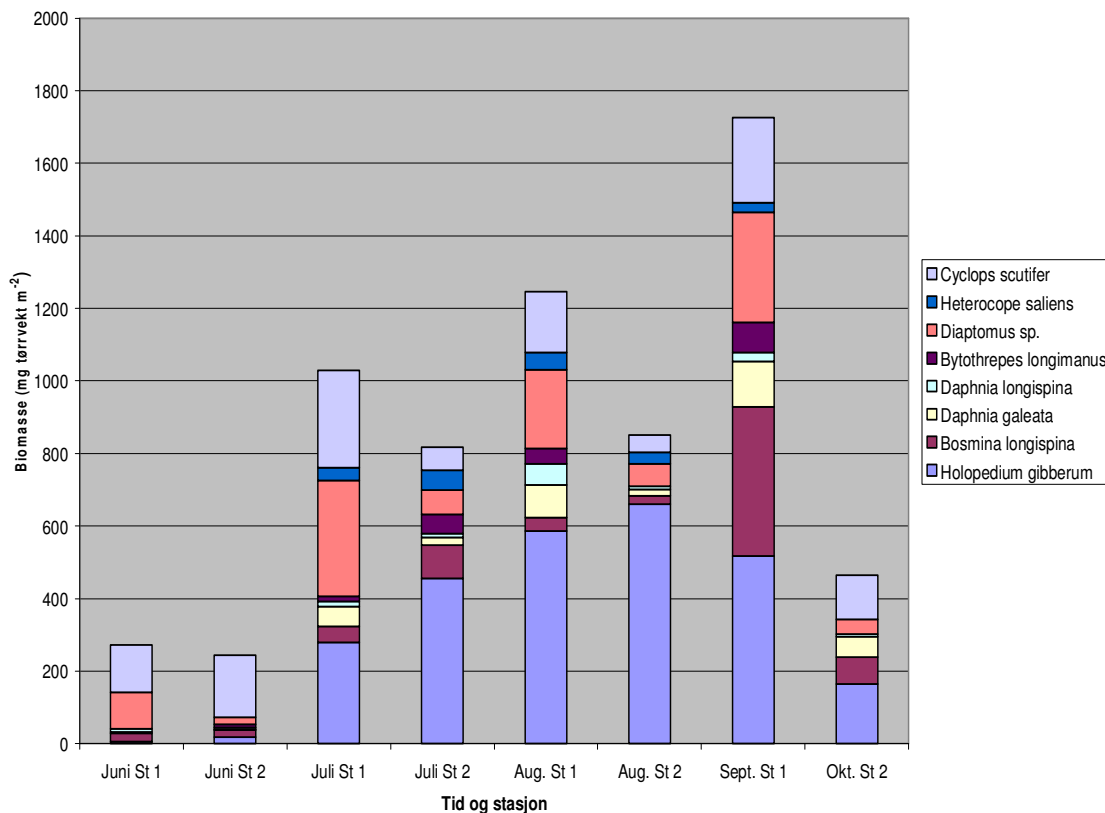
Det var ingen (Mann Whitney U-test, $p > 0,05$) signifikante forskjeller i fyllingsgrad mellom sik og røye i dybdeintervallene 0–20 m, dypere enn 20 m og i pelagialsonen i noen måned bortsett fra i september i dybdeintervallet dypere enn 20 m (Tab. 4). Det var røye som hadde de høyeste verdiene for fyllingsgrad. Sik og røye viste dermed store likheter i fyllingsgrad gjennom sesongen.

Tabell 4: Test av forskjell i fyllingsgrad i magesekk hos sik og røye i de ulike habitatene. P-verdier for Mann Whitney U-test er oppgitt. $P < 0,05$ viser signifikante forskjeller i fyllingsgrad, og er merket grå.

	Juni		Juli			August		September		
	0–20 m	> 20 m	0–20 m	> 20 m	Pelagial	0–20 m	> 20 m	0–20 m	> 20 m	Pelagial
Mann Whitney U-test		0,287	0,187	0,251	0,501	0,922	0,990	0,065	0,003	0,666

4.3 Zooplankton

Biomasse av zooplankton var lavest på forsommeren og økte markant utover sommeren med en topp i september (Fig. 9). Ved stasjon 2 i oktober var zooplanktonsamfunnet tydelig på tilbakegang. Det var signifikant forskjell i total biomasse mellom stasjon 1 og stasjon 2 i juni, juli og august (Wilcoxon, $Z=-2,201$, $df=5$, $p=0,028$), der stasjon 1 viste høyere total biomasse ved hver prøvetaking.



Figur 9: Biomasse (mg tørrvekt m⁻²) fordelt på arter gjennom feltperioden 1997. Innenfor slekten *Diaptomus* ble det ikke skilt mellom artene *D. laticeps* og *D. denticornis*, slik at disse ble slått sammen til *Diaptomus sp.*

Det ble totalt observert 13 arter, der ni var dominerende (Fig. 9). Ved enkelte tilfeller ble det påvist *Cyclops abyssorum*, *Cyclops sp.*, *Polydemus pediculus* og *Leptodora kindti*. I juni dominerte *Cyclops scutifer* ved begge stasjonene. I tillegg var også *Diaptomus sp.* en dominerende art ved stasjon 1, noe som vedvarte gjennom hele sesongen. Bidraget fra *C. scutifer* var gjennomgående høyt i hele sesongen ved stasjon 1. *Heterocope saliens* ble kun observert i juli, august og september og utgjorde en mindre andel av den totale biomasse. Fra og med juli ble det observert en oppblomstring av cladocerer, spesielt representert ved *Holopedium gibberum*. *H. gibberum* forble en dominerende art resten av sesongen ved begge stasjonene. Gjennom hele sesongen bidro andre cladocerer enn *H. gibberum* lite til den totale biomasse, med unntak av i september da *Bosmina longispina* var en dominerende art.

4.4 Fiskens utnyttelse av zooplankton

Zooplankton var gjennomgående den dominerende byttekategorien for fisk fanget både på bunngarn og flytegarn. Den volummessige fordelingen av artene innenfor zooplankton spist av fisken, ble beregnet uavhengig av andre byttekategorier i mageprøvene. Ved ernæringsundersøkelsene ble artene innenfor slekten *Daphnia*, *D. galeata* og *D. longispina*, slått sammen til kategorien *Daphnia* sp.

4.4.1 Sakens utnyttelse av zooplankton

Hos sik fanget på bunngarn var cladocerer de viktigste næringsdyrene innenfor zooplankton. *B. longispina* var et viktig næringsdyr gjennom hele sommeren. Med unntak av fisk fanget grunnere enn 20 m i juni, fisk fanget dypere enn 20 m i juli og i begge dybdeintervallene i september, var *B. longispina* det dominerende næringsdyret hos sik (Tab. 5). *Daphnia* sp. ble først et viktig næringsemne for siken i august, og i september var *Daphnia* sp. det dominerende zooplankton i sikens diett. *H. gibberum* ble beitet relativt sterkt gjennom hele sommeren med unntak av i juni og til dels hos sik fanget dypere enn 20 m i september. *Bythotrephes longimanus* ble ikke funnet i dietten i juni, mens den i juli var et viktig næringsdyr og dominerte i dietten hos sik fanget dypere enn 20 m. I september var også *B. longimanus* et dominerende næringsdyr i dietten hos sik fanget dypere enn 20 m. Copepodene var bare beskjedent representert i dietten, med unntak av i juni da *Cyclops scutifer* var klart dominerende hos fisk fanget grunnere enn 20 m.

For sik fanget på flytegarn ga også cladocerer det største bidraget til dietten, med unntak av i juni da copepoden *C. scutifer* var dominerende (Tab. 6). *B. longispina* ble også mest spist i juni og bidro lite til dietten i de andre månedene. Andre arter bidro ubetydelig til dietten i juni. I juli ble *Daphnia* sp. et viktig næringsemne, og den dominerte i dietten hos sik både i juli og august. I september var den også et viktig næringsemne for siken. *H. gibberum* ble også et viktig næringsdyr i juli og til dels i også august. *B. longimanus* ble spist i relativt små mengder i juli, august og september. Copepoden *H. saliens* var det dominerende næringsdyret i september.

Tabell 5: Volummessig fordeling (%) av ulike zooplanktonarter i mageinnhold hos sik fanget på bunngarn gjennom feltperioden i Aursunden 1997.

Zooplankton	Juni		Juli		August		September	
	0-20m (n=12)	>20m (n=24)	0-20m (n=11)	>20m (n=8)	0-20m (n=18)	>20m (n=10)	0-20m (n=27)	>20m (n=24)
<i>Bosmina longispina</i>	5,3	100	57,9	10,3	36,4	48,6	20,0	26,3
<i>Daphnia</i> sp.	2,1	0	2,3	1,7	22,8	17,4	40,1	31,7
<i>Holopedium gibberum</i>	1,0	0	19,6	30,0	18,4	18,4	24,0	10,9
<i>Bythotrephes longimanus</i>	0	0	20,0	42,6	16,5	3,1	10,9	29,7
<i>Cyclops scutifer</i>	91,6	0	0	0	1,2	0	1,0	1,4
<i>Diaptomus</i> sp.	0	0	0	13,8	2,2	7,4	0	0
<i>Heterocope saliens</i>	0	0	0,2	1,6	2,5	5,1	4,0	0
Sum	100	100	100	100	100	100	100	100

Tabell 6: Volummessig fordeling (%) av ulike zooplanktonarter i mageinnhold hos sik fanget på flytegarn (0–18 m) gjennom feltperioden i Aursunden 1997.

Zooplankton	Juni (n=35)	Juli (n=40)	August (n=40)	September (n=29)
<i>Bosmina longispina</i>	18,1	8,1	5,4	2,8
<i>Daphnia</i> sp.	0,5	36,7	37,0	25,5
<i>Holopedium gibberum</i>	< 0,1	26,6	19,3	13,7
<i>Bythotrephes longimanus</i>	< 0,1	12,5	11,6	10,5
<i>Cyclops scutifer</i>	81,4	1,8	1,1	0,2
<i>Diaptomus</i> sp.	< 0,1	10,7	14,8	0,1
<i>Heterocope saliens</i>	0	3,6	10,8	47,2
Sum	100	100	100	100

4.4.2 Røyas utnyttelse av zooplankton

Røye fanget på bunngarn hadde utelukkende spist cladocerer. Copepoden *H. saliens* ble registrert i én røyemage i september i svært beskjedne mengder. I juni ble det ikke registrert zooplankton i dietten hos røye (Tab. 7). *B. longispina* var et viktig næringsdyr for røye i august og dominerte i dietten. I juli ble *B. longispina* spist i beskjedne mengder, men noe mer

igjen i september. *Daphnia* sp. ble først et viktig næringsemne i august, og i september dominerte den i røyas diett. *H. gibberum* var et viktig næringsdyr for røye i juli og dominerte i dietten hos fisk fanget dypere enn 20 m. I august og september ble den spist i mindre mengder. I juli var også *B. longimanus* viktig i røyas diett og dominerte hos fisk fanget grunnere enn 20 m. *B. longimanus* var også i september et viktig næringsdyr for røye.

Dietten hos røye fanget på flytegarn ble analysert for månedene juli og september. Hos røye bidro copepoder i ubetydelige mengder i dietten (Tab. 8). Av cladocerene ble *B. longispina* bare sparsomt utnyttet. *B. longimanus* dominerte i dietten i juli og var i tillegg et viktig næringsdyr for røya i september. *H. gibberum* var viktig i dietten i juli. I september var *Daphnia* sp. det dominerende næringsdyret i dietten.

Tabell 7: Volummessig fordeling (%) av zooplanktonarter i mageinnhold hos røye fanget på bunngarn gjennom feltperioden i Aursunden 1997.

Zooplankton	Juni		Juli		August		September	
	0-20m	>20m (n=20)	0-20m (n=5)	>20m (n=6)	0-20m (n=10)	>20m (n=19)	0-20m (n=5)	>20m (n=22)
<i>Bosmina longispina</i>		0	6,9	12,3	56,3	38,3	20,2	12,1
<i>Daphnia</i> sp.		0	2,3	3,1	25,8	31,8	38,8	43,1
<i>Holopedium gibberum</i>		0	39,7	56,3	3,0	7,8	12,2	12,0
<i>Bythotrephes longimanus</i>		0	51,1	28,3	14,9	22,0	28,6	32,8
<i>Cyclops scutifer</i>		0	0	0	0	0	0	0
<i>Diaptomus</i> sp.		0	0	0	0	0	0	0
<i>Heterocope saliens</i>		0	0	0	0	0	0,2	0
Sum		0	100	100	100	100	100	100

Tabell 8: Volummessig fordeling (%) av zooplanktonarter i mageinnhold hos røye fanget på flytegarn (0–18 m) gjennom feltperioden i Aursunden 1997.

Zooplankton	Juni	Juli (n=8)	August	September (n=5)
<i>Bosmina longispina</i>		4,6		1,9
<i>Daphnia</i> sp.		17,6		42,7
<i>Holopedium gibberum</i>		26,5		17,1
<i>Bythotrephes longimanus</i>		51,1		37,5
<i>Cyclops scutifer</i>		0		0
<i>Diaptomus</i> sp.		0,2		0,2
<i>Heterocope saliens</i>		0		0,6
Sum		100		100

4.4.3 Forskjeller i utnyttelse av zooplankton mellom sik og røye

Det var signifikante (Mann Whitney U-test, $p < 0,05$) forskjeller i utnyttelse av enkelte cladocerarter mellom sik og røye i månedene juli, august og september (Tab. 9). Verken sik eller røye viste tydelige artsspesifikke preferanser på cladocerene, og hvilken cladocerart som ble spist mest av enten sik eller røye kunne variere mellom måneder og innen de ulike habitatene hver måned.

Tabell 9: Test av forskjeller i utnyttelse av zooplanktonarter mellom sik og røye i juli, august og september i de ulike habitatene. P-verdiene for Mann Whitney U-test er oppgitt. $P < 0,05$ viser signifikant forskjell i utnyttelse i gitt zooplanktonart, og er merket grå.

	Juli			August		September		
	0–20 m	> 20 m	Pelagial	0–20 m	> 20 m	0–20 m	> 20 m	Pelagial
<i>B. longispina</i>	0,021	0,662	0,053	0,009	0,604	0,335	0,051	0,925
<i>Daphnia</i> sp.	0,661	0,950	0,035	0,621	0,045	0,150	0,020	0,016
<i>H. gibberum</i>	0,027	0,491	0,881	0,064	0,839	0,479	0,020	0,179
<i>B. longimanus</i>	0,002	0,345	0,000	0,464	0,001	0,002	0,041	0,000
<i>C. scutifer</i>	1,000	1,000	0,157	0,245	0,839	0,310	0,171	0,814
<i>Diaptomus</i> sp.	1,000	0,755	0,559	0,832	0,403	1,000	1,000	0,671
<i>H. saliens</i>	0,827	0,755	0,079	0,645	0,839	0,614	1,000	0,044

Copepodene ble nesten ikke utnyttet av røye og i liten grad av sik, og representerte dermed ingen signifikante (Mann Whitney U-test, $p > 0,05$) forskjeller i utnyttelse. Bare i september var det signifikant (Mann Whitney U-test, $p = 0,044$) forskjell i utnyttelse av copepoden *H. saliens* da sik hadde denne som det viktigste byttedyret i pelagialsonen (47,2 %), mens den var minimalt utnyttet av røye (0,6 %).

4.5 Seleksjon av zooplankton

Ivlevs elektivitetsindeks (Ivlev 1961) modifisert av Jacobs (1974) ble benyttet for å beregne fiskens seleksjon av de sju planktonartene/-slektene fra juni til september. Grunnlaget for beregning av elektivitetsindeksen (E) var relativ prosentandel av planktonartenes volummessige bidrag i mageprøvene og prosentandel av total biomasse i planktonprøvene. Elektivitetsindeksen for fisk fanget på bunngarn ble beregnet for dybdeintervallet 0–20 m. Figurer er gjengitt i Appendiks 2.

4.5.1 Seleksjon av zooplankton hos sik

Sik fanget på bunngarn viste en negativ seleksjon på copepoder gjennom perioden, med unntak av juni og september. I juni viste siken en sterk seleksjon for *C. scutifer* ($E=+0,84$). I september ble *H. saliens* positivt selektert ($E=+0,46$). *H. saliens* ble forøvrig ikke registrert i verken mageprøver eller planktonprøver i juni. I juni var det også negativ seleksjon på cladocerer. *B. longimanus* ble heller ikke registrert verken i mageprøver eller planktonprøver i juni. I juli og august viste siken sterkest preferanse for *B. longispina* og *B. longimanus*, med verdier i juli på hhv. $E=+0,94$ og $E=+0,89$, og i august hhv. $E=+0,90$ og $E=+0,70$. I september ble *Daphnia* sp. sterkest selektert ($E=+0,75$). Sik hadde gjennom hele perioden negativ seleksjon på *H. gibberum* (Se Appendiks 2, Figur 1).

Sik fanget på flytegarn viste jevnt over lav seleksjon på copepodene *Diaptomus* sp. og *C. scutifer*, med unntak av i juni der *C. scutifer* ble selektert relativt sterkt ($E=+0,65$). *H. saliens* ble selektert positivt i juli, august og meget sterkt i september ($E=+0,97$). *Daphnia* sp. ble selektert relativt sterkt av siken med unntak av i juni. *B. longimanus* ble også selektert sterkt og i juni var verdien +1. *H. gibberum* ble negativt selektert gjennom hele perioden, mens *B. longispina* ble selektert positivt gjennom hele perioden med unntak av i september (Se Appendiks 2, Figur 2).

4.5.2 Seleksjon av zooplankton hos røye

I juni ble det ikke fanget røye med mageinnhold på bunngarn grunnere enn 20 m. Røye utnyttet ikke copepoder og hadde elektivitetsverdier nær -1 i juli, august og september. Av cladocerene viste røye sterkest preferanse for *B. longimanus*, med høye verdier i de tre månedene ($E > +0,65$). I august ble også *B. longispina* selektert meget sterkt ($E = +0,95$). *Daphnia* sp. viste relativ høy seleksjon i september ($E = +0,74$). *H. gibberum* ble noe overraskende selektert positivt i juli ($E = +0,27$) (Se Appendiks 2, Figur 1).

Hos røye fanget på flytegarn ble seleksjonsverdier beregnet i juli og september. Copepodene ble negativt selektert i både juli og september sammen med *H. gibberum*. *B. longimanus* ble selektert sterkest både i juli og september, med verdier på hhv. $E = +0,97$ og $E = +0,85$. *Daphnia* sp. ble også selektert relativt sterkt, med verdier på hhv. $E = +0,50$ og $E = +0,78$. *B. longispina* hadde positiv seleksjon i juli, negativ seleksjon i september (Se appendiks 2, Figur 2).

4.6 Størrelsesseleksjon på cladocerer

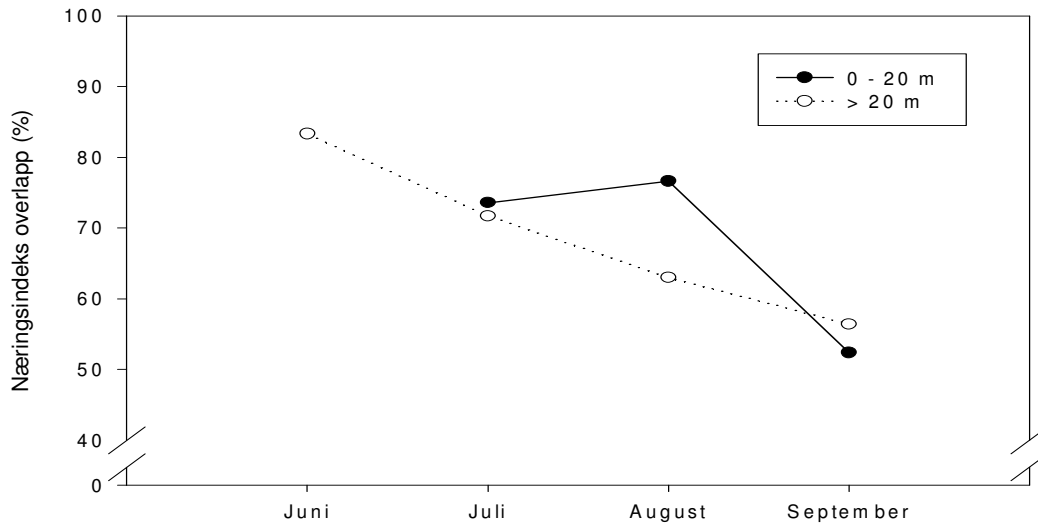
Både sik og røye viste sterk seleksjon for store individer av *B. longispina* og *Daphnia* sp. i de tre månedene. De minste individer av *B. longispina* som ble spist av både sik og røye var 0,5 mm lange. Det var signifikante forskjeller i størrelsesfordelingen av *B. longispina* i mageprøvene hos sik og røye i juli (Kolmogorov-Smirnov, $Z = 1,50$, $df = 99$, $p = 0,022$) og august ($Z = 1,40$, $df = 99$, $p = 0,04$). I juli var det røye som selekterte de største individene, mens sik i august. I september var det ingen signifikante forskjeller i størrelsesfordelingen ($Z = 1,00$, $df = 99$, $p = 0,27$). Hos *Daphnia* sp. ble det spist individer med lengde ned til 1,1 mm av sik og 1,2 mm av røye. Det var ingen signifikante forskjeller i størrelsesfordelingen av *Daphnia* sp. i mageprøver hos sik og røye i noen av månedene. Seleksjon av store individer av *H. gibberum* var klarest i juli. I august og september ble det ikke påvist noen klar seleksjon i favør av store individer. De midlere lengder ble sterkest selektert av både sik og røye. Det var ingen signifikante forskjeller i størrelsesfordelingen av *H. gibberum* i mageprøver hos sik og røye i noen av månedene (Se Appendiks 3, Figur 1–3).

4.7 Næringsoverlapp

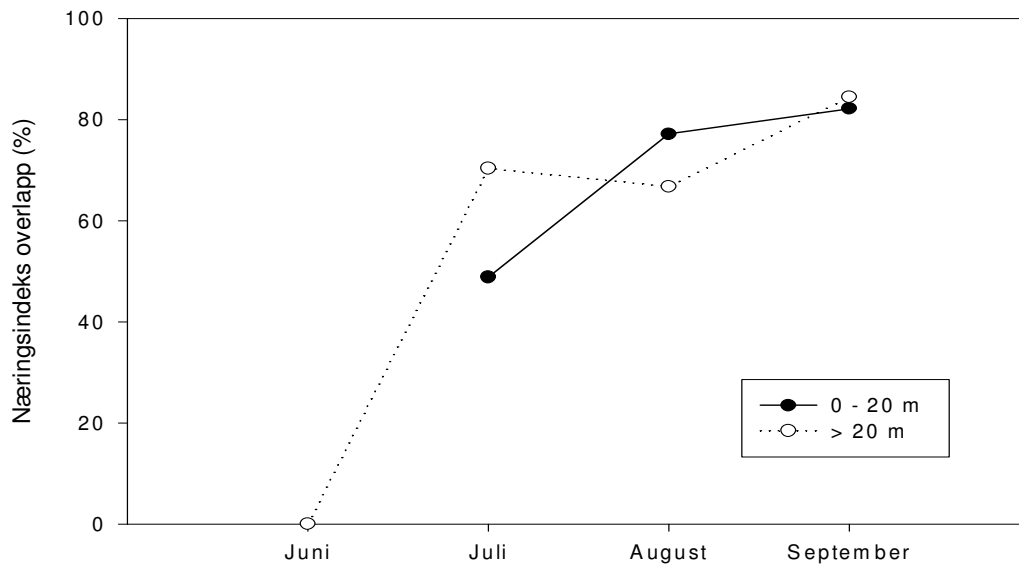
Graden av næringsoverlapp mellom sik og røye ble estimert ved hjelp av Schoeners næringsoverlappindeks, D (Schoener 1968). Indeksen ble kun beregnet for fisk fanget på bunngarn. Det ble fanget få røyer gjennom hele feltsesongen på flytegarn (ujevnt fordelt på de fire månedene) og med sparsomt røyemateriale ble ikke næringsoverlapp beregnet. Det ble fanget kun én røye uten mageinnhold på bunngarn grunnere enn 20 m i juni og beregninger ble dermed heller ikke fortatt i dybdeintervallet 0–20 m. Beregninger ble foretatt for de 13 definerte byttegruppene og for zooplanktonkategorien isolert.

Næringsoverlappet for de 13 definerte byttegruppene mellom sik og røye fanget grunnere enn 20 m var markant i juli og august ($D > 60\%$) (Fig. 10). I september var også næringsoverlappet høyt ($D = 52,4\%$). Hos fisk fanget dypere enn 20 m var det markant næringsoverlapp i juni, juli og august ($D > 60\%$). I september var næringsoverlappet på $56,4\%$.

Næringsoverlappet på zooplankton mellom sik og røye fanget grunnere enn 20 m var betydelig i august og september ($D > 60\%$), mens det var noe mindre i juli ($D = 48,8\%$) (Fig. 11). For fisk fanget dypere enn 20 m var det ingen næringsoverlapp i juni, beroende på at det ikke ble registrert røye som hadde spist zooplankton denne måneden. I juli, august og september var det markante overlapp ($D > 60\%$).



Figur 10: Næringsoverlapp (%) mellom sik og røye på gruppenivå gjennom feltsesongen i Aursunden 1997.



Figur 11: Næringsoverlapp mellom sik og røye i zooplanktonkategorien gjennom feltsesongen i Aursunden 1997.

4.8 Habitatbruk

Beregninger av fangst pr. innsatsenhet (CPUE), definert som antall fisk fanget pr. 100 m² garnareal døgn⁻¹, ble brukt som grunnlag for å registrere hvor stor fangsten av fisk i de ulike dybdeintervallene var (Appendiks 4, Figur 1–4). Dette vil vise hvor i vannmassene fangsten av fisk var størst og derav indikere habitatbruk/-valg. Beregninger ble gjort både for flytegarn og bunngarn ved de to hovedstasjonene i de ulike månedene.

I juni var fangsten på flytegarn lav både i Botnet og Tamneset. Verdiene for CPUE lå mellom 1 og 3 i dybdeintervallet 0–18 m i Botnet, mens i Tamneset var fangstdataene ukomplett på grunn av sterk vind som gjorde at flytegarmlenka drev av. Bare i dybdeintervallet 0–6 m var fangsten pålitelig med en verdi for CPUE < 1,5. Ved begge hovedstasjonene ble kun sik fanget på flytegarn. På bunngarn var fangsten imidlertid moderat god, spesielt i de profundale vannmasser fra 20 m og dypere. I Botnet var fangstene gode både for sik og røye i dybdeintervallet 20–30 m, med verdier for CPUE på hhv. 8,4 og 8,5. I dybdeintervallet 30–40 m var verdiene hhv. 12,4 og 5,3. Det ble fanget mest fisk i Botnet i dybdeintervallet mellom 20–40 m i juni. I Tamneset ble det fanget mest fisk i dybdeintervallet 20–30 m, med en verdi for sik på 11,3. Det ble også fanget noe sik i dybdeintervallet 30–40 m (CPUE=4,7). I Tamneset ble det fanget kun én røye i dybdeintervallet 20–30 m (Se Appendiks 4, Figur 1).

I juli var det bedre fangst på flytegarn med verdier for CPUE på ca. 3 i dybdeintervallet 0–6 m, og ca. 4 i dybdeintervallet 6–12 m både i Botnet og i Tamneset. Fangsten var dårligst i intervallet 12–18 m ved begge stasjonene (CPUE<2). Fangsten på flytegarn var dominert av sik, men i Botnet ble det fanget 9 røyer i dybdeintervallet 6–9 m som satt innenfor 2 x 2 m av garnet. Det ble fanget én røye på flytegarn i Tamneset. På bunngarn var fangsten bedre i littorale deler i forhold til i juni, og fangstmønsteret viste at fisken hadde forflyttet seg høyere opp i vannmassene. Sik dominerte i littoralsonen både i Botnet og i Tamneset med verdier for CPUE på hhv. 4,0 og 5,8. I Botnet ble det fanget en like stor andel røye som sik i dybdeintervallet 10–30 m, men verdiene for CPUE var lav (<2,1). Dypere ble det fanget kun svært beskjedne mengder sik (CPUE<0,5). Verdiene for CPUE var jevnt over lave for både sik og røye i Botnet, mens det i Tamneset var en del høyere for sik med verdier for CPUE mellom 3,8 og 5,7 i dybdeintervallet 10–40 m. Det ble bare fanget beskjedne mengder røye i Tamneset (3 stk) (Se Appendiks 4, Figur 2).

I august var det også dominans av sik i pelagialsonen både i Botnet og Tamneset. Verdiene for CPUE i Botnet lå mellom 5,7 og 3,1 i dybdeintervallet 0–18 m. Det ble fanget kun én røye i Botnet. I Tamneset var fangsten lav på flytegarn der verdien for CPUE i dybdeintervallet 0–6 m var noe i underkant av 3. Dypere enn 6 m var det svært liten fangst (CPUE \approx 1). På bunngarn dominerte sik fra 0–20 m i Botnet med verdier for CPUE i dybdeintervallene 0–10 og 10–20 m på hhv. 5,3 og 8,3. Det ble også fanget en del røye i intervallene 10–20 og 20–30 m med verdier på hhv. 6,5 og 6,0. Dypere enn 30 m ble det fanget kun sik i mindre mengder (CPUE < 2,4). I Tamneset ble det fanget kun sik på bunngarn, og i dybdeintervallet 0–10 m og spesielt i intervallet 10–20 m var fangstene gode med verdier for CPUE på hhv. 7,1 og 16,0. Fra 20–40 m var verdiene for CPUE lave (<3,3) (Se Appendiks 4, Figur 3).

I september/oktober dominerte fangsten av sik i pelagiale habitater med størst fangst fra 0–6 m både i Botnet og Tamneset. Verdiene for CPUE var derimot relativt lave og lå mellom 3,7 og 3,9. Dypere var fangstene beskjedne på flytegarn (CPUE < 2). Det ble fanget 7 røyer på flytegarna spredt i dybdeintervallet 0–18 m i Botnet. Ingen røye ble fanget i Tamneset. På bunngarn dominerte sik i fangsten fra 0–40 m i Botnet med en svært god fangst spesielt i dybdeintervallet 10–20 m der verdien for CPUE var på hele 24,0. I de øvrige dybdeintervallene lå verdiene for CPUE mellom 7,1 og 8,9. Det ble også fanget sik i dybdeintervallet 40–50 m der verdien for CPUE lå på 3,6. Røye dominerte i dybdeintervallet 40–50 m med en verdi for CPUE på 17,8. Det ble imidlertid fanget røye i hele vannsøylen fra 0–50 m i Botnet i september. Verdiene for CPUE var lave (<3,6), med unntak av i dybdeintervallet 40–50 m. I Tamneset var fangstene av sik atskillig lavere, med unntak av i dybdeintervallet 0–10 m der det ble fanget omtrent like mye som i Botnet (Botnet = 7,1; Tamneset = 7,7). Fangstmønsteret hos sik viste noe av det samme som i Botnet fra 10 m og dypere, men verdiene for CPUE var atskillig lavere i Tamneset. Det ble fanget kun én røye i dybdeintervallet 20–30 m (Se Appendiks 4, Figur 4).

Forholdet mellom CPUE-verdier for sik og røye ble beregnet for fisk fanget på bunngarn i Botnet der fangsten av røye gjennom sommersesongen var størst (96 %). Dette forholdstallet illustrerer styrken av dominans av enten sik eller røye i de ulike dybdeintervallene. Når forholdstallet $CPUE_{røye}/CPUE_{sik}$ gir verdien 1 er fangsten i dybdeintervallet lik for sik og røye. $CPUE_{røye}/CPUE_{sik} < 1$ gir dominans av sik i fangsten i det aktuelle dybdeintervallet, mens en $CPUE_{røye}/CPUE_{sik} > 1$ gir dominans av røye. Verdier mellom 0 og 1 gir altså en

dominans av sik, og jo nærmere 0 verdien kommer jo sterkere er dominansen. Verdier større enn 1 gir dominans av røye, og jo høyere verdien ligger fra 1 jo sterkere dominans.

Tabell 10: $CPUE_{røye}/CPUE_{sik}$ i de ulike dybdeintervallene ved bunngarnfisket i Botnet gjennom feltsesongen 1997. Åpne felt betyr ingen fangst av verken sik eller røye i det aktuelle dybdeintervallet.

Dybdeintervall	Juni	Juli	August	September
0–10 m	0	0,22	0	0,13
10–20 m	0,20	1,00	0,79	0,15
20–30 m	1,01	1,00	2,43	0,05
30–40 m	0,43	0	0	0,21
40–50 m	0,25		0	4,99

Røye hadde de høyeste verdiene i dybdeintervallet 20–30 m med unntak av i september da røye stod dypere i vannmassen og hadde en svært høy verdi i dybdeintervallet 40–50 m. Siken dominerte i alle de andre dybdeintervallene, med unntak av i juli da fangsten av artene var lik i dybdeintervallet 10–20 m (Tab. 10).

5. Diskusjon

5.1 Fangst

Fiskefangstene i Aursunden gjennom feltperioden i 1997 viste at sik var den klart dominerende arten i innsjøen. Av den totale fangsten utgjorde sik i overkant av 80 %, røye ca. 14 %, mens andre arter antallsmessig bidro lite til totalfangsten (Tab. 2). Tidligere undersøkelser i Aursunden gjort av Borgstrøm (1976), Linløkken (1988) og Langeland & Nøst (1992) viste også sterk dominans av sik. Det ble fanget lite eller ingenting av andre arter som aure, lake, harr, abbor og ørekyte også i disse undersøkelsene. Undersøkelsen gjort av Borgstrøm (1976) og Linløkken (1988) viste svært liten fangst av røye: bare 2–3 % av den totale fangsten. I undersøkelsen utført av Langeland og Nøst (1992) ble det ikke fanget røye. Utviklingen i Aursunden, fra å være en innsjø med dominans av røye (Huidtfeldt-Kaas 1927), bekrefter Svårdsons prediksjon (1976) om at når sik introduseres vil den utkonkurrere røya og selv bli den dominerende arten.

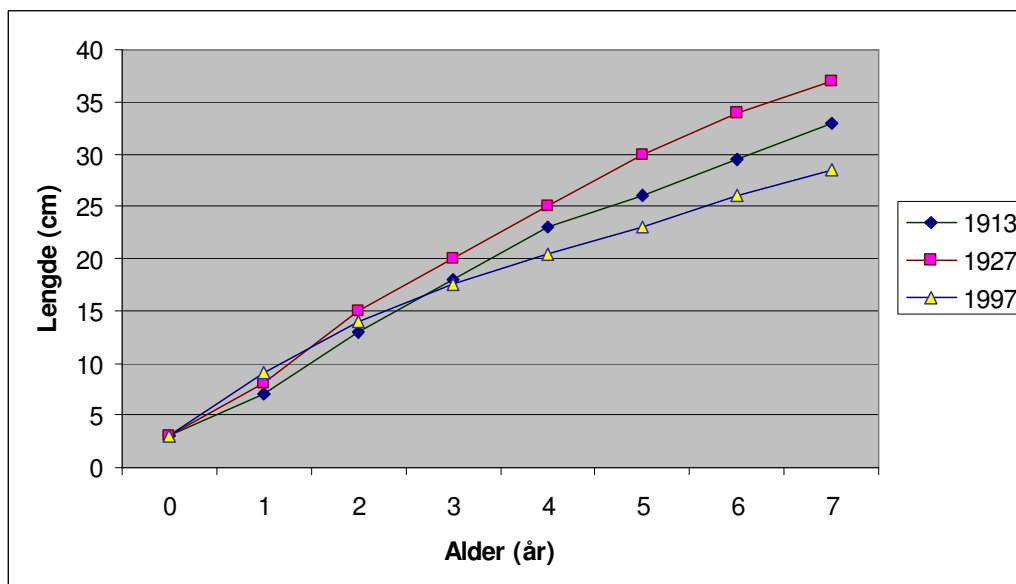
5.2 Bestandene av sik og røye

Sikbestanden var stor og besto av mye gammel fisk. Dette tyder på at den totale sikbestanden beskattes i for liten grad (Borgstrøm 1976, Langeland & Nøst 1992, Muset et al. 2007, Museth et al. 2008). I sikmaterialet ser man at noen årsklasser er sterke, slik som 8-, 9- og 11-åringer, og til dels 15-åringer (Fig. 6). At disse aldersklassene er sterke, samsvarer godt med den aldersfordelingen i sikbestanden som Langeland og Nøst (1992) fant. Når det er gode abiotiske og biotiske forhold under klekking av egg og i perioden yngelen begynner å furasjere, kan man få sterke aldersklasser (Svårdsson 1976, Rellstab et al. 2004). Siken vokser relativt godt de første årene opp til en alder på 6–7 år (Fig. 8). I denne alderen inntreer kjønnsmodningen og veksten avtar. For fisk eldre enn 9–10 år har veksten mer eller mindre stagnert med lengder mellom 35 og 40 cm (Fig. 8). Det er normalt med en stagnerende vekst etter kjønnsmodning da den vesentlige delen av energien allokeres til utvikling av gonader gjennom vekstsesonen (Wootton 1994). Gjennomsnittsvekta hos sik var 331 g i 1997. Fiske gjennom sommersesonen i Aursunden gjort få år etter reguleringen i årene 1928 til 1931, antageligvis med 18 og 20 omfars garn, ga i 1928 en gjennomsnittsvekt på 332 g, og i årene 1929–1931 en gjennomsnittsvekt på 333 g (Borgstrøm 1976). I undersøkelsen av Borgstrøm

(1976) var gjennomsnittsvekten av siken på 328 g. Dette tyder på at gjennomsnittsstørrelsen hos sik har holdt seg jevn fra sist på 1920-tallet og frem til i dag. Størrelsesfordelingen viste at lengdegruppen 35–40 cm var klart dominerende på flytegarn (Fig. 4), og 95 % av fangsten var 30 cm eller lengre. Dette tyder på at pelagialsonen er et lite tilgjengelig habitat for mindre fisk. En forklaring kan være antipredatorrespons til fiskespisende aure som jakter i pelagialsonen (Museth et al. 2008). I åpne vannmasser uten tilgang på skjuleplasser er mindre fisk spesielt utsatt for predasjon, og mindre fiskers habitatbruk avhenger i stor grad av å minimalisere predasjonsrisiko (Bystrøm et al. 2004). En annen forklaring kan være at mindre fisk taper i konkurransen om zooplanktonnæringen i pelagialsonen mot større fisk, og at det energimessig er mer lønnsomt å oppholde seg i andre habitater (Finstad et al. 2006). Av sik fanget på bunngarn var ca. 80 % 20 cm og lengre (Fig. 2). En normal fordeling av alder og dermed lengder hos en fiskepopulasjon, som hos sik, skal gi flest fisk i de yngste årsklasser og i de minste lengdekategorier med avtagende frekvens med økende alder grunnet naturlig dødelighet (Langeland og Nøst 1992, Finstad 1999). De yngste og minste fiskene er mer inaktive og har også en mer kryptisk atferd med hensyn til faren for å bli predatert. De vil derfor ha lavere fangster på garn enn større fisk som er mer i bevegelse (Finstad 1999).

Røyebestanden var liten og besto av småfallen fisk med alder opp mot 7–8 år (Fig. 7). At det fanges kun én fisk eldre enn dette, kan skyldes at næringsgrunnlaget når fisken vokser seg større blir for dårlig. Konkurransen fra andre arter, både fra sik og aure i littoralsonen og pelagialsonen, fører til at mer produktive habitater ikke er tilgjengelig for røye når et nødvendig nisjeskift av energimessige årsaker bør inntreffe. Ved å leve i et mindre produktivt habitat som profundalsonen med konkurranse om næring fra mindre individer av både sik og røye, kan gi økt dødelighet hos større fisk. Røye hadde en relativt dårlig vekst sammenlignet med siken (Fig. 8). Sammenlignet med vekstkurver for røye i Aursunden utarbeidet av Huidtfeldt-Kaas i 1913 og 1927 (Huidtfeldt-Kaas 1913, Huidtfeldt-Kaas 1927), var veksten dårligere i 1997 (Fig. 12). Huidtfeldt-Kaas (1913) beskriver røyebestanden i Aursunden som langsomtvoksende, noe som er alminnelig for røye i norske innsjøer. Vekstkurven fra 1927 var en del bedre enn vekstkurven fra 1913, og skjellmaterialet som ble bearbeidet i 1927 var hentet fra fangst i årene 1909, 1913, 1914 og 1915 av til sammen 277 fisk (Huidtfeldt-Kaas 1927). Størsteparten av dette materialet bestod av røyer med alder fra 5–7 år og vekter fra 500–700 gram. Veksten betegnes av Huidtfeldt-Kaas som relativt hurtig, men fisken karakteriseres likevel som mager, hvit i kjøttet og kun av måtelig kvalitet. Ifølge Huidtfeldt-Kaas hadde Aursunden en stor bestand av røye i årene før reguleringen, og fangsten av røye

var betydelig større enn i andre norske røyjesjøer (Huidtfeldt-Kaas 1913, Huidtfeldt-Kaas 1927). Veksten hos røye i 1997 sammenlignet med situasjonen før siken ble introdusert viser en tydelig redusert individuell vekst hos røye (Fig. 12). Dette er et klart bevis for hypotesen om en konkurransemessig interaksjon med sik (Bøhn et al. 2008).



Figur 12: Sammenligning av vekstkurver for røye fra før siken ble introdusert (1913, 1927) og i 1997. (Bearbeidet fra Huidtfeldt-Kaas (1913) og (1927)).

Den lave gjennomsnittsvakta hos røya i 1997 sammenlignet med de vekter Huidtfeldt-Kaas (1927) oppgir i sitt røyemateriale, er også en tydelig støtte for lavere individuell vekst. I profundale habitater kan temperaturen i vannmassen være lavere enn fiskens optimaltemperatur for vekst (Museth et al. 2008), og dette kan i tillegg være et bidrag til at røye har dårligere vekst i 1997 enn tidligere hvis man antar endret habitatbruk hos røye som følge av konkurransen fra sik. Det er mulig at en såpass lav gjennomsnittsvekt som 54 g hos røya også delvis kan forklares ved bruk av et større antall finmaskede garn i 1997 enn det Huidtfeldt-Kaas benyttet ved røyefangstene i årene før reguleringen. De ti røyene som ble fanget i undersøkelsen gjort av Borgstrøm (1976) hadde en gjennomsnittsvekt på ca. 200 g. I den samme undersøkelsen refereres det til fangst av røye i 1927 der gjennomsnittsvakta lå på knappe 200 g (Borgstrøm 1976). Sammenlignet med før sik ble introdusert og etter regulering av Aursunden har røyeproduksjonen blitt atskillig redusert. Lavere vekst og bestandsstørrelse som følge av konkurranse fra sik har ført til redusert fekunditet i røyebestanden. En

medvirkende årsak til redusert røyebestand i Aursunden kan også være tørrlegging, erosjon og ødeleggelse av gyteområder på grunn av reguleringen. Kjønnsmodningen inntreffer allerede i en alder av 3–4 år hos røye. Det er vanlig at kjønnsmodning inntreffer tidlig når næringsgrunnlaget er dårlig, og fisken vil allokere mye energi til gonader fremfor kroppsvekst (Wootton 1994). Størrelsesfordeling hos røye fanget på flytegarn viste kun fisk lengre enn 20 cm og opp til 30–35 cm (Fig. 5). Når røya har vokst seg opp til disse lengdene er risikoen mindre for predasjon fra stor aure, og røya kan av energimessige årsaker foreta et nisjeskift til pelagiske habitater. Ni røyer ble fanget på flytegarn i juli og disse satt innenfor et område på 2 x 2 m av garnet. Dette kan tyde på en viss stimatferd. Det var tydelig at pelagialsonen var et lite tilgjengelig habitat for røye, noe den sparsomme fangsten viste. Røye vil tape i konkurranse om planktonnæringen fra sik i pelagialsonen og en må anta at røye bare periodevis vil forsøke næringsøk i dette habitatet. På bunngarn viste røyefangsten en overvekt av fisk i aldersgruppene 2–4 år og lengder mindre enn 20 cm (ca. 75 %) som dominerende (Fig. 3). De aller fleste ble fanget i dypere deler av vannsøylen og bekrefter at røye er knyttet til det profundale habitatet.

5.3 Næringsutnyttelse og seleksjon

Både sik og røye betraktes som generalister og utnytter et vidt spekter av næringsemner (Svårdsson 1976, Nøst 1979, Amundsen 1995). De viktigste næringsemnene er zooplankton og bunndyrnæring for begge artene. Røye betraktes for å være en planktonspisende art gjennom livet helt til størrelser opp mot 40 cm (Nilsson 1964, Nilsson og Pejler 1973), men kan som allopatrisk også preferere bunndyrnæring (Nilsson og Pejler 1973). I Aursunden har røye hele tiden levd i sympatri med aure og andre arter som abbor, harr og lake, alle hovedsakelig bunndyrspisende arter. Røye i Aursunden har nok opprinnelig hatt et mer eller mindre pelagisk levesett og vært dominerende i de frie vannmasser. Ingen av røyene i Aursunden viste et ontogenetisk nisjeskift til piskivor, noe som ofte kan observeres hos arten (L'Abée-Lund et al. 1992, Klemetsen et al. 2003).

Siken betraktes som en effektiv zooplanktonspiser (Nilsson og Pejler 1973, Nøst 1979), og mange undersøkelser har vist at zooplankton er et viktig næringsemne for sik, spesielt i vekstsesongen (Jacobsen 1974, Borgstrøm 1976, Nøst 1979, Langeland og Nøst 1992, Amundsen et al. 2004, Østbye et al. 2006). Siken er også god på å utnytte bunndyrnæring som littorale planktonarter og småkreps, og larver og pupper i klekkeperioder hos insekt (Nøst

1979, Amundsen et al. 2004, Øsbye et al. 2006). Sik er en polymorf art, der ulike morfer vanligvis skilles ved ulikt antall gjellestaver (Amundsen et al. 2004, Østbye et al. 2006). Ulike morfer viser også ulike egenskaper som vekstrate, alder og størrelse ved kjønnsmodning, diett og habitatbruk innenfor samme innsjø. Med hensyn til diett og habitatbruk er det typisk at morfer med mange og lange gjellestaver er pelagiske og furasjerer på zooplankton, mens morfer med få og korte gjellestaver furasjerer på bunndyrnæring (Amundsen et al. 2004, Østbye et al. 2006). Det er uvisst fra hvilken stamfisk den første sikyngel som ble satt ut i Aursunden stammer fra. Videre ble det i årene 1921, 1923 og 1924 satt ut til sammen 385 000 sikyngel (Dahl 1933), og man vet ikke om denne yngelen stammer fra den sikbestanden som hadde utviklet seg i Aursunden i årene før, eller om stamfisk er tatt fra en annen innsjø. Derfor er det uklart hvilket genetisk utgangspunkt sikbestanden i Aursunden har. Observasjonene av at det finnes individer som kun spiser zooplankton, individer som kun spiser bunndyrnæring, og flest individer som utnytter begge byttekategorier fra fangstene i 1997, styrker hypotesen om flere sikmorfer. Et slikt furasjeringsmønster ble også observert i undersøkelsen av Langeland & Nøst (1992).

Næringsanalysene viste at både sik og røye utnyttet zooplankton og ulike typer av bunndyrnæring i Aursunden. Hos begge artene var zooplankton en svært viktig byttekategori. Tidligere undersøkelser i Aursunden av Borgstrøm (1976) og Langeland & Nøst (1992) har vist at zooplankton var den viktigste næringskategorien hos sik. Undersøkelser utført av Museth et al. (2008) og Sandlund et al. (2010) i store oligotrofe innsjøer med sympatrisk sik og røye har også vist at zooplankton er en viktig byttekategori for begge artene. I en regulert innsjø som Aursunden vil zooplanktonnæringen være langt viktigere enn bunndyrnæringen, da man må anta en betydelig redusert bunndyrproduksjon (Borgstrøm 1976, Langeland & Nøst 1992). I begge de to tidligere undersøkelsene gjort i Aursunden (Borgstrøm 1976, Langeland & Nøst 1992) er punktmetoden brukt i næringsanalysene, samme metode som brukt i denne undersøkelsen. Punktmetoden er en volumetrisk metode, og slik den anvendes med et mer eller mindre grovt anslag av prosentvis fordeling mellom byttekategorier, innebærer den imidlertid en stor grad av subjektivitet. Hyslop (1980) uttrykker at en bør kombinere metoder for mageprøveanalyser. Punktmetoden kunne ha vært brukt i kombinasjon med en numerisk metode (antall/mengde) også i denne studien. Likevel er resultatene om næringsoverlapp mellom sik og røye så klare i denne studien at uavhengig av metode ville dette blitt konklusjonen. Som tilnærming til en numerisk metode ble det gjort sammenligning av fordeling i fyllingsgrad mellom sik og røye i prøvefiskeperiodene. Det var store likheter i

fyllingsgrad hos sik og røye hele perioden sett under ett (Tab. 3). I dybdeintervallet dypere enn 20 m i september hadde røye høyere fyllingsgrad enn sik.

Det var et betydelig næringsoverlapp mellom sik og røye fanget på bunngarn i juni. Næringsoverlappet for de 13 definerte byttekategoriene var høyt for fisk fanget dypere enn 20 m ($D = 83\%$) (Fig. 10). Hos begge artene var fjærmygglarver og -pupper den viktigste byttekategorien (Appendiks 1, Tabell 1). Sterk beiting på denne byttekategorien har sammenheng med tilgjengeligheten tidlig på sommeren når tettheten er høy og klekking skjer i stort omfang (Amundsen 1995). Ved høy tetthet og lav søketid vil fisken i denne perioden spesialisere seg på dette byttedyret. Dette kan sees på som en funksjonell respons til høye tettheter (Amundsen 1995). Når det er stort næringsoverlapp mellom artene for næringsemnet tyder dette på en sterk konkurransemessig interaksjon. Forutsetningen for at konkurranse skal være tilstede er at ressursen det tas utgangspunkt i må være i underskudd (Schoener 1989, Begon et al. 2006). Forekommer en ressurs i overskudd, som man her kan anta at fjærmygglarver og -pupper gjør i juni i Aursunden, vil et overlapp neppe bety særlig stor konkurransemessig interaksjon (Nilsson 1967, Schoener 1989). Likevel var det i juni at fisken hadde de laveste verdier for fyllingsgrad og frekvensen av tomme mager var størst. Man må derfor anta at fjærmygglarver og -pupper ikke er en ressurs i overskudd, men at konkurransen om næringsemnet er relativt høyt. Hos sik fanget på bunngarn (0–20 m) og flytegarn var *C. scutifer* den zooplanktonarten det ble beitet mest på (Tab. 5 og 6). I perioder når cladocerer forekommer i minimale mengder, vil copepoder utgjøre betydelige prosentverdier i mageprøver hos sik (Nøst 1979). I juni dominerte *C. scutifer* i zooplanktonsamfunnet i tillegg til *Diaptomus* sp. (Fig. 9), men sistnevnte næringsemne ble ikke beitet. Det er mulig det er lettere for fisken å fange en mindre copepode med mindre uryddige bevegelser enn en større som *Diaptomus* sp., og at dette er mer energimessig lønnsomt når konsentrasjonene er såpass lave som i juni (Nøst 1979). Man må anta at den konkurransemessige interaksjonen mellom artene i juni var relativt stor da næringsoverlappet i dybdeintervallet dypere enn 20 m var høyt. Hovednæringsemnet fjærmygglarver og -pupper forekom antageligvis ikke i så store tettheter at ressursen var i overskudd som kan være vanlig tidlig på sommeren (Amundsen 1995).

Både i juli og august var næringsoverlappet mellom sik og røye høyt i begge dybdeintervallene (Fig. 10 og 11). Hos begge artene var zooplankton den viktigste føden (Appendiks 1, Tabell 2 og 3), og sterk preferanse på cladocerer fra både sik og røye bidro til

at næringsoverlappet var høyt (Tab. 5 og 7). Cladocerer ble også sterk preferert av sik og røye fanget på flytegarn i juli (Tab. 6 og 8). Visse forskjeller i utnyttelse av de enkelte artene av cladocerer mellom sik og røye fantes (Tab. 9), men likevel må man anta en relativ sterk konkurransemessig interaksjon. På grunn av at både sik og røye utnytter alle de fire artene av cladocerer, ser man ingen tydelig segregering i dietten på disse artene. Verken sik eller røye viste spesifikk artspreferanse blant cladocerene og det var forskjell i utnyttelse av samme cladocerart i de tre ulike habitatene innenfor samme måned av den enkelte fiskearten. Det var også forskjell i hvordan de ulike artene av cladocerer ble utnyttet av både sik og røye mellom månedene juli og august. Ca. 2/3 av zooplanktonsamfunnet i august (Fig. 9) bestod av cladocerer, så en burde forventet større fangst enn én røye i pelagialsonen denne måneden. Undersøkelser har vist at når konsentrasjonen av cladocerer øker i vannmassene, blir disse preferert av sik (Nøst 1979). Langeland & Nøst (1992) fant i sin undersøkelse i august 1992 at cladocerer var hovednæringsemnet hos sik i Aursunden. Andre undersøkelser har også vist at cladocerer er et viktig næringsemne for røye i sommermånedene (Amundsen 1995, Sandlund et al. 2010, Hesthagen et al. 2011). I Aursunden der bunndyrproduksjonen er betydelig redusert på grunn av reguleringen, vil zooplankton være den viktigste næringen for planktonspisende fisk. Høyt næringsoverlapp både på gruppenivå og i zooplanktonkategorien i juli og august viste at sik og røye hadde de samme preferanser og seleksjon av næringsdyr. En viss forskjell i utnyttelse av cladocerartene mellom sik og røye gjør at konkurranse reduseres, men en må likevel anta at konkurransen om næringen er relativ høy.

I september var også næringsoverlappet mellom sik og røye relativt høyt (Fig. 10 og 11). Likevel var det i denne måneden det var minst likhet i dietten. Ulik utnyttelse i zooplanktonkategorien mellom sik og røye var tydelig i dybdeintervallet 0–20 m. Røye beitet utelukkende zooplankton, mens kategorien utgjorde ca. 50 % av dietten hos sik (Appendiks 1, Tabell 4). I zooplanktonkategorien isolert var næringsoverlappet svært høyt da begge arter prefererte cladocerer. Dypere enn 20 m kunne det også antydes en segregering i diett mellom artene. Selv om skjoldkreps var det mest beitede næringsdyret hos begge, utnyttet røye denne i betydelig større grad enn sik. Sik beitet i tillegg en del zooplankton, noe røye gjorde i små mengder. Skjoldkreps syntes å forekomme i stor tetthet på dypt vann. De fleste røyene fanget dypere enn 20 m ble fanget i dybdeintervallet 40–50 m. De hadde høy fyllingsgrad, og mageinnholdet bestod vesentlig av skjoldkreps. Flere individer hadde kun beitet skjoldkreps. At skjoldkreps finnes på dypt vann er uvanlig da denne regnes for å være en littoral art (Borgstrøm 1970, Borgstrøm 1971). Vanligvis driver skjoldkrepsen næringssøk like i

underkant av LRV i regulerte innsjøer der det finnes mest organisk materiale, og det er derfor her utbredelsen av skjoldkreps er størst (Borgstrøm 1971). Om høsten gyter voksne individer og eggene legges på grunt vann (Borgstrøm & Hendrey 1976, Borgstrøm et al. 1985). Det er dermed uvanlig at fisk fanget så dypt ned som 40–50 m har mager fulle av skjoldkreps. Borgstrøm (1971) har gjort registreringer av skjoldkreps ned til 28 m i Steinbusjøen i september. I Aursunden var det tydelig at skjoldkrepsen oppholdt seg på store dyp i september, og var et svært viktig næringsdyr for røye i profundalsonen. I august ble det registrert beskjedne mengder skjoldkreps i mageinnhold hos røye fanget dypere enn 20 m. Det ble også registrert noe beiting på skjoldkreps av sik i august i undersøkelsen av Langeland og Nøst (1992). At det ikke ble funnet larver av skjoldkreps i dietten tidligere på sommeren hos fisk fanget i littoralsonen var også uvanlig da man så en såpass sterk beiting på skjoldkreps om høsten. I pelagialsonen var zooplankton dominerende i dietten hos både sik og røye med verdier på over 90 % hos begge (Appendiks 1, Tabell 8). Røye beitet utelukkende på cladocerene, mens sikens viktigste byttedyr var den store copepoden *H. saliens* (Tab. 6 og 8). En del individer av sik hadde spesialisert seg, og beitet kun voksne individer av *H. saliens*. En viss segregering i diett mellom sik og røye ga en redusert konkurransemessig interaksjon, og derfor også noe fangst av røye i pelagialsonen denne måneden. Den konkurransemessige interaksjonen mellom artene i september antas å være mindre enn i de andre månedene på grunn av mindre likhet i dietten.

Både sik og røye viste størrelsesselektiv predasjon (Eggers 1976, O'Brien 1979), og selekterte store individer av cladocerene *B. longispina*, *Daphnia* sp. og *H. gibberum* i juli, august og september (Appendiks 3, Figur 1–3). Fisken prefererte voksne eggbærende individer. Fisk er bedre til å lokalisere større bytter og vil derfor spise en større andel av disse. Eggbærende store individer er også bedre synlig for fisken (Eggers 1976, O'Brien 1979, Langeland og Nøst 1992). Undersøkelsen utført av Langeland & Nøst (1992) viste entydig at siken selekterte store individer av de samme cladocerene. Langeland & Nøst (1992) konkluderte med at både mengden og sammensetningen av zooplanktonsamfunnet i Aursunden med hensyn til arter og størrelsesfordeling hadde en naturlig og sunn tilstand med god tilgjengelighet av attraktive byttedyr for planktonspisende fisk. Store individer i populasjonene av cladocerene tydet på at beitetrykket fra fisk var lite. Dersom beitetrykket fra fisk hadde vært sterkt, skulle man forventet at størrelsesfordelingen besto av betydelig mer småvokste individer (O'Brien 1979, Langeland 1982, Lazzaro 1987, Langeland & Nøst 1992). Mengden av biomasse i zooplanktonsamfunnet i august 1997 viste høyere verdier enn i

august 1992, hhv. ca. 1250 mot 950 mg tørrvekt m^{-2} (Langeland & Nøst 1992). I september ble biomassen målt til over 1700 mg tørrvekt m^{-2} (Fig. 9), noe som er en meget høy verdi for en stor oligotrof innsjø (Økland & Økland 1996). Planktonundersøkelsene både fra 1992 og 1997 tyder på at det finnes et godt næringstilbud for zooplanktonspisende fisk, og det er mulig at dette er noe av forklaringen på sameksistens mellom sik og røye i Aursunden.

Oppsummert viste næringsutnyttelsen hos sik og røye at de i stor grad prefererte den samme næringen. Dette kom tydelig til frem i utnyttelse av zooplankton, som var en svært viktig byttekategori for begge arter. Både sik og røye prefererte cladocerer. Røye beitet utelukkende på disse, mens sik viste noe beiting på copepoder. Selv om man til tider kunne se en tendens til segregering i utnyttelse av cladocerartene, hadde næringsoverlappet høye verdier og var oftest signifikant ($D > 60 \%$). Både seleksjonsverdier og størrelsesseleksjon på cladocerene var betydelig lik for sik og røye. Dette støtter opp under lik preferanse og hypotesen om en konkurransepreget interaksjon i utnyttelse av denne næringsgruppen. Biomassen av zooplanktonsamfunnet og størrelsesfordelingen hos cladocerene viste at zooplanktonspisende fisk hadde et godt næringstilbud i Aursunden. Ut fra dette må man anta at en redusert konkurransepreget interaksjonen mellom sik og røye ved større beskatning av sik, kan gi Aursunden et potensial til å huse en større bestand av røye. Fjærmygglarver og -pupper var det viktigste næringsemnet i juni. Sannsynligvis var tetthetene av dette næringsemnet i tilbakegang og ikke en ressurs i overskudd, noe som andelen tomme mager hos fisken og lave fyllingsgrader antyder. Den konkurransemessige interaksjonen ved utnyttelse av denne byttegruppen var nok relativ stor. I september var det en klarere diettsegregering mellom sik og røye, og næringsoverlappet var ikke signifikant. Røye beitet intenst på skjoldkreps som syntes å forekomme i store mengder dypt i profundalsonen. Sik utnyttet også skjoldkreps i betydelige mengder, men utnyttet andre byttedyr i større grad enn røye.

Prediksjonen om diettsegregering som følge av exploitativ konkurranse, i form av at sik har en større andel zooplankton og littorale næringsdyr i dietten, mens røye har en større andel av bentiske næringsdyr, ble ikke støttet. Det var tilfelle at sik i større grad utnyttet littorale bunndyr som for eksempel linsekreps og viste en noe større bredde i næringsvalget av littorale byttedyr enn røye, men det var ikke tilfelle at sik i større grad prefererte zooplankton. Røye utnyttet heller ikke bentiske næringsdyr mer enn sik, med unntak av i september da røye beitet betydelig mer skjoldkreps. På grunn av at bunndyrproduksjonen er betydelig redusert blir zooplanktonkategorien viktigst for både sik og røye, og antagelsen om tydelig

diettsegregering mellom de to artene slo ikke til. I juni, juli og august var næringskonkurransen mellom artene relativ sterk, mens noe mindre i september.

5.4 Habitatbruk

Habitatbruk og ernæring hos fisk har en klar sammenheng, og fisk foretrekker å beite i det habitatet som gir størst netto energiutbytte (Werner et al. 1983). I sympatriske bestander vil en slik såkalt optimal situasjon ikke nødvendigvis være tilfelle på grunn av konkurranse om næring og andre ressurser mellom arter. Dette kan i tilfeller føre til endret habitatbruk hos arter som følge av denne konkurransen (Nilsson 1967, Werner et al. 1977, Bøhn et al. 2008, Corrigan et al. 2011). Som det går frem av fangstene og beregninger av fangst pr. innsatsenhet (CPUE) har sik utbredelse i alle habitat i innsjøen fra littoralsonen og ned i profundalsonen. I littoral- og pelagialsonen var den totalt dominerende. Røye var i vesentlig grad lokalisert dypere enn 20 m i Botnet (Appendiks 4, Figur 1–4). Ut fra dette må man konkludere med at prediksjonen om at det fanges mest sik på bunngarn i littorale deler og på flytegarn i pelagiale deler av vannmassen, stemmer. Det stemmer også med prediksjonen at fangst av røye på bunngarn i størst grad er utbredt til profundale habitater. I dybdeintervallet 20–30 m fanges det mest røye gjennom sommeren, mens den går enda dypere på høsten i september med stor fangst i dybdeintervallet 40–50 m. Til tider gjennom sommeren fanges røye også i littoralsonen, hovedsakelig i de dypere deler, og liten fangst i pelagialsonen. Siken er på lik linje med røye godt utbredt i profundale habitater. Nyere undersøkelser omkring habitatbruk i sympatriske bestander av sik og røye utført av Sandlund et al. (2010), konkluderer generelt med at i store oligotrofe innsjøer, som Femunden, Storsjøen og Sølensjøen, dominerer sik i littoral- og pelagiske habitater, mens røya vesentlig er utbredt i profundale habitater.

Som det går frem av fangstene på flytegarn fanges det størst fisk i de pelagiale delene av vannmassene (Fig. 4 og Fig. 5). På flytegarn fanges det få siken og ingen røye mindre enn 20 cm. Lignende gjaldt også for bunngarnserien der det ble fanget få individer av både sik og røye mindre enn 20 cm høyere i vannmassene enn 20 m. Profundalsonen i Aursunden fungerer i tillegg til å være røyas hovedhabitat som oppvekstområde for sik før den har blitt stor nok (ca. 20 cm) og vandrer opp i mer produktive habitater som pelagial- og littoralsoner. I 1995 og 1996 fortok undertegnede garnfiske med finmaskete garn i dybdeintervallene 0–40/60 m både i Tamneset og Botnet som bekreftet at sik hadde disse dypere delene av Aursunden som oppvekstområde. Dette betyr at røye, uansett hvor den befinner seg i

vannmassene, vil kunne erfare en konkurransemessig interaksjon med sik. På grunn av fiskespisende aure og lake i Aursunden fungerer profundalsonen som et refugium for små fisk av sik og for røye.

Det finnes flere eksempler og undersøkelser som har vist at introduksjon av sik til opprinnelige røyevann har medført en sterk bestandsreduksjon eller til lokal utryddelse av røyebestander (Filipsson & Svårdson 1976, mfl.). Også introduksjon av andre arter som for eksempel mort (*Rutilus rutilus*) har ført til at røyebestander har blitt kraftig desimert (Corrigan et al. 2011). For røye er flere zooplanktonspisende arter dominante konkurrenter og ved introduksjon av for eksempel sik kan dette føre til kollaps i røyebestander (Svårdson 1976). Sikens dominans over røye forklares ved at siken er en mye mer effektiv zooplanktonspiser enn røye (Nilsson og Pejler 1973), og er også en mer effektiv beiter på mindre former av planktonartene (Lötmarker 1964, Nilsson og Pejler 1973). Det antas derfor at siken er en sterk konkurrent til røye, spesielt i de stadier i livet røye er zooplanktonspiser. Svårdson (1976) hevder at hvis sik og røye skal kunne eksistere som sympatriske bestander må røye tilpasse seg å leve i de dypere deler av vannmassene. Dette er bare mulig dersom innsjøen er stor og dyp nok med en tilstrekkelig profundalsone (Svårdson 1976). På dette viset vil det oppstå en segregering mellom sik og røye med hensyn til habitatbruk som gjør at de kan sameksistere. En slik sameksistens har to grunnleggende forklaringer. En forklaring er selektiv nisjesegregering. Her har tidligere generasjoners konkurranse resultert i at artene har utviklet differensierte nisjer gjennom naturlig seleksjon som sannsynligvis er tilfelle for eksempel i Femunden og Storsjøen der både sik og røye er opprinnelige arter og sameksisterer relativt stabilt (Sandlund et al. 2010). En annen forklaringen er interaktiv nisjesegregering. Nåværende konkurranse som erfares, gjør at artenes nisjer differensieres og nisjeoverlappet mellom dem blir mindre. Dette er en dynamisk interaksjon som avhenger av styrken på konkurransen om ressurser både i rom og tid (Begon et al. 2006). I Aursunden er sannsynligvis den mest nærliggende forklaringen på sameksistens mellom sik og røye en interaktiv segregering i habitatbruk.

Undersøkelsen av Sandlund et al. (2010) konkluderer med at det i de tre oligotrofe og relativt uberørte innsjøene Femunden, Storsjøen og Sølensjøen med hensyn til reguleringer o.l, kreves en ekstensiv profundalsone som kan fungere som et refugium for røye hvis sik og røye skal kunne leve i sympatri. I to andre innsjøer, Velmunden og Ustevatn, dominerer røye over sik (Sandlund et al. 2010). I den ene innsjøen var røye en opprinnelig art med sik som introdusert

art, og i den andre ble røye introdusert til innsjøen noen tiår før siken. Dominans av røye over sik kan være en indikasjon på at lokale forhold i en innsjø kan modifisere, og til og med endre den generelle prediksjonen av Svårdson (1976) om at sik alltid vil dominere over røye. Konklusjonen på dette er at forventet dominans av sik kan reverseres i dype oligotrofe innsjøer hvis littoralsonen er utilgjengelig eller uprofitabel for sik, som for eksempel ved konkurranse fra og dominans av andre arter i littoralsonen, eller ved innsjøregulering. Aursunden er en oligotrof innsjø. Den er regulert med en reguleringszone på ca. 6 m. Ved HRV har den et areal på ca. 44 km² og ved LRV er arealet av vannoverflaten redusert til bortimot det halve. Dette betyr at littoralsonen, og store deler av innsjøen, årlig blir tørrlagt og erodert med betydelig redusert bunndyrproduksjon (Borgstrøm 1976, Borgos 1991 b). Dette skulle tilsi at littoralsonen er et uprofitabelt habitat for sik da tilgjengeligheten av næring er betydelig redusert. I tillegg vil sik erfare konkurranse fra andre arter i littoralsonen som fra aure, lake, abbor og harr, men som fangstene viser, er disse bestandene små i Aursunden. Sikens hovednæring i Aursunden er zooplankton. Det gode tilbudet av byttedyr i zooplanktonsamfunnet gjør at littoralsonen og bunndyrnæringen som produseres der er av mindre betydning for siken i Aursunden. Sikedyptet i Aursunden som ligger mellom 6,5 og 9 m gjennom sesongen gir gode lysforhold ved næringsøk. Dette vil være en fordel for sik i en konkurransesituasjon med røye som er effektiv på å lokalisere byttedyr selv under dårlige lysforhold (Langeland et al. 1991).

Sandlund et al. (2010) nevner Sølensjøen som et lignende tilfelle som Aursunden, der sik har blitt introdusert. Røyebestanden har sunket til en meget tynn bestand etter introduksjon av sik, og er nærmest nær utryddelse (Sandlund et al. 2010). Sølensjøen har et maksimalt dyp på 58 m og et middeldyp på 15,5 m. Aursunden har et maksimalt dyp målt til 62 m i Botnet og et middeldyp på 14 m. Dette kan tyde på at en profundalsone som strekker seg ned mot omtrent 60 m, kan være nok til å huse en liten bestand av røye. Det er tydelig at den røyepopulasjonen som eksisterer i Aursunden, i all hovedsak er lokalisert til Botnet. Dybdekart (Østrem et al. 1984) viser at Botnet over sitt areal har en stor profundalsone. I større innsjøer, for eksempel Femunden som i areal er godt og vel fire ganger større enn Aursunden, med et større maksimalt dyp og middeldyp sameksisterer sik og røye relativt stabilt med en røyebestand hovedsakelig i profundale habitater (Sandlund et al. 2010). I innsjøen Storsjøen, som i areal er på samme størrelse med Aursunden, men med atskillig større maksimalt dyp og middeldyp og dermed større profundalsone, sameksisterer sik og røye også relativt stabilt (Museth et al. 2008, Sandlund et al. 2010). Ut fra dette må en kunne anta at innsjøer som Aursunden og

Søljensjøen med maksimalt dyp på omtrent 60 m og et middeldyp rundt 15 m, kanskje er på grensen til å kunne huse en bestand av røye i sympatri med sik. Som anbefalt i Søljensjøen (Linløkken & Qvenild 1987, Museth et al. 2007), vil sannsynligvis en fremtidig sameksistens for sik og røye i en innsjø som Aursunden også være avhengig av et intensivt uttak av sik.

Fra å være en innsjø med dominans av røyefangster er det i dag bare sporadiske fangster av denne arten på vanlige fiskeredskaper som garn og annet sportsfiskeutstyr i Aursunden. Av fangstene ser man at siken dominerer i de øvre vannmasser, men er også vesentlig utbredt i profundale deler av innsjøen. Røye fanges i all hovedsak dypere enn 20 m og gir et bevis på at denne har tilpasset seg et dypere levesett som Svårdson (1976) forutsetter for sameksistens. Fangstene i Aursunden viser også at ved hovedstasjonen i Botnet, der Aursunden har de største dyp og stor profundalsone, fanges nesten all røye under prøvefisket. Ved hovedstasjonen i Tamneset som har dybder på vel 40 m fanges det kun sju røyer gjennom hele sommersesongen, og kan tyde på at dybder ned til ca. 40 m ikke gir en tilstrekkelig profundalsone. Prøvefiskinger foretatt av forskere ved NINA sommeren 2011 ga foruroligende resultater med hensyn til nåværende røyepopulasjon i Aursunden. Gjennom to omfattende prøvefiskinger ble det kun fanget et fåtall røyer til sammen ved flere stasjoner rundt i hele innsjøen. Botnet var heller ikke noe unntak, med minimal fangst av røye (pers. med. Stein Ivar Johnsen, NINA).

5.5 Sluttkonklusjon

Aursunden er et klassisk eksempel på reduksjon i røyeproduksjonen når sik introduseres. Siken tar over som dominerende art, mens røyebestanden desimeres og blir borte fra ordinære fiskefangster. Undersøkelsen i Aursunden har bekreftet at det ikke er noen store uutnyttede røyeforekomster i profundalen, og konkurranse mellom sik og røye synes å ha ført til en fåtallig og småvokst røyebestand. Aursunden er en stor og stedvis ganske dyp innsjø hvor de dypere deler kan virke som et refugium for røye. Selv om Aursunden er regulert med betydelig negativ følge for bunndyrproduksjon, er næringstilbudet relativt godt for planktonspisende fisk. Røye er derfor ikke fullstendig utkonkurrert. Som anbefalt for flere andre store oligotrofe fjellsjøer med sympatriske bestander av sik og røye, er det også i Aursunden klart at ekstensiv utfisking av sik ville ført til bedre forhold for røya.

6. Litteratur

- Amundsen, P.A. 1995. Feeding Strategy of Arctic charr (*Salvelinus alpinus*): General opportunist, but individual specialist. *Nordic J. Freshw. Res.* 71: 150–156.
- Amundsen, P.A., Knudsen, R., Klemetsen, A. & Kristoffersen, R. 2004. Resource competition and interactive segregation between sympatric whitefish morphs. *Ann. Zool. Fennici* 41: 301–307.
- Bakke, I. 1977: STUGUSJØ, berggrunnsgeologisk kart 1720 I – 1:50.000. Norges geologiske undersøkelse.
- Begon, M., Townsend, C.R. & Harper, J.L. 2006. *Ecology. From individuals to ecosystems.* 4. Utg. Blackwell Publishing.
- Borgos, G. 1991 (a): AURSUNDREGULERINGEN. *Uttalelse vedr. konsesjonssøknad av 13. des. 1989 fra Glommens og Laagens Brukseierforening om ny regulering av Aursunden.* Klimaendringer og klimaskader. Aursund Grunneierlag.
- Borgos, G. 1991 (b): AURSUNDREGULERINGEN. *Uttalelse vedr. konsesjonssøknad av 13. des. 1989 fra Glommens og Laagens Brukseierforening om ny regulering av Aursunden.* Skader på fisket. Aursund Grunneierlag.
- Borgstrøm, R. 1970. Skjoldkreps, *Lepidurus arcticus*, i Stolsvannsmagasinet i Hallingdal. *Fauna* 32: 12–20.
- Borgstrøm, R. 1971. Fiskeribiologiske undersøkelser i Steinbusjøen og Øyangen i Vang i Valdres sommeren 1970. Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske ved Zoologisk Museum, Universitetet i Oslo. Rapport nr. 6.
- Borgstrøm, R. 1976. Fisket i Aursunden. Forslag til drift. Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfiske, Zoologisk Museum, Universitet i Oslo. Rapport nr. 29.

- Borgstrøm, R. & Hendrey, G.R. 1976. pH tolerance of the first larval stages of *Lepidurus arcticus* (Pallas) and adult *Gammarus lacustris* (G. O. Sars). SNSF-prosjektet, IR 22/76, 37 s.
- Borgstrøm, R., Garnås, E. & Saltveit, S.J. 1985. Interactions between brown trout, *Salmo trutta* (L.), and minnow, *Phoxinus phoxinus* (L.) for their common prey, *Lepidurus arcticus* (Pallas). Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 2548–2552.
- Botrell, H.H., Dunken, A., Gliwicz, Z.M., Grrygierek, E., Herzig, A., Hillbricht-Ilkova, A., Kurasawa, H., Larsson, P. & Wergeland, T. 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. Norw. J. Zool. 24: 419–546.
- Breistein, J. & Nøst, T. 1997. Standardisering av måle- og biomasseberegnings-metoder for dyreplankton, bunndyr, overflateinsekter og fisk i ferskvann. NINA Oppdragsmelding 480: 1–19.
- Bystrøm, P., Andersson, J., Persson, L. & De Roos, A.M. 2004. Size-dependent resource limitation and foraging-predation risk trade-offs: growth and habitat use in young Arctic char. Oikos 104: 109–121.
- Bøhn, T. & Amundsen, P.A. 2001. The competitive edge of an invading specialist. Ecology 82: 2150–2163.
- Bøhn, T., Amundsen, P.A. & Sparrow, A. 2008. Competitive exclusion after invasion? Biol. Inv. 10: 359–368.
- Corrigan, L.J, Winfield, I.J, Hoelzel, A.R & Lucas, M.C. 2011. Dietary plasticity in Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) in response to long-term environmental change. Ecol. Freshw. Fish: 20: 5–13.
- Dahl, K. 1917. Studier og forsøk over ørret og ørretvand. Centraltrykkeriet, Kristiania. 107 s.

- Dahl, K. 1933. Vassdragsregulerings innvirkning på fisket i innsjøer. J.W. Cappelen forlag, Oslo.
- Eggers, D.M. 1976. The nature of prey selection by planktivorous fish. *Ecology* 58: 46–59.
- Ekman, S. 1910. Om människans andel i fiskefaunaens spridning till det indre Norrlands Vatten. *Ymer* 30: 133–140.
- Elven, R. 1979. Botaniske verneverdier i Røros, Sør-Trøndelag. Rapport / Det Kgl. norske videnskabers selskab, Museet, Botanisk serie; 1979:6. Trondheim, DKNVS Museet.
- Elven, R. & Hveem, B. 1986. Øvre Glåma: Botaniske verdier og konsekvenser av planlagt utbygging. Rapport / Vassdragsforsk, Univ. i Oslo, Program for naturforvaltning; 92.
- Fillipsson, O. & Svärdsen, G. 1976. Principer för fiskevården i rødingsjøer. *Inf. Freshw. Lab. Drottningholm* 2: 79 s.
- Finstad, A.G. 1999. Gill-net selectivity, and size and age structure of an alpine Arctic charr, *Salvelinus alpinus* (L.), population. Hovedfagsoppgave, Zoologisk institutt, NTNU.
- Finstad, A.G., Ugedal, O. & Berg, O.K. 2006. Growing large in a low grade environment: size dependent foraging gain and niche shifts to cannibalism in Arctic char. *Oikos* 112: 73–82.
- Giller, P.S. 1984. *Community structure and the niche*. Chapman and Hall, London. 176 s.
- Halvorsen, G. 1985. Hydrografi og strandlevende krepsdyr i Øvre Glomma området. Univ. i Oslo, Kontaktutvalget for vassdragsreguleringer. Rapport nr. 78.
- Hardin, G. 1960. The competitive exclusion principle. *Science* 131: 1292–1297.

- Hesthagen, T., Austigard, A. & Holmedal, K. 2011. Diurnal and seasonal resource partitioning in young brown trout (*Salmo trutta*), Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) and Alpine bullhead (*Cottus poecilopus*) in a subalpine lake in southeastern Norway. *Boreal Env. Res.* 16: 149–157.
- Hoston, O.J. 1990. Forprosjekt. Innlandsfiske / reiseliv i Røros. Det Kgl. Selskap for Norges Vel. Hellerud 1990.
- Huidtfeldt-Kaas, H. 1913. Vekst- og aldersundersøkelser hos vore ferskvannsalmonider. Særtrykk av fiskerinspektørens indberetning om ferskvandsfiskerierne for 1911. Centraltrykkeriet, Kristiania.
- Huidtfeldt-Kaas, H. 1918. Ferskvandsfiskenes utbredelse og innvandring i Norge med et tillæg om krebsen. Centraltrykkeriet, Kristiania.
- Huidtfeldt-Kaas, H. 1927. Studier over aldersforholde og veksttyper hos norske ferskvannsfisker. Nationaltrykkeriet, Oslo.
- Hynes, H.B.H. 1950. The food of freshwater sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* and *Pygosteus pungitius*), with a review of methods used in studies of the food of fishes. *J. Anim. Ecol.* 19: 36–58.
- Hyslop, E.J. 1980. Stomach contents analysis – a review of methods and their application. *J. Fish Biol.* 17: 411–429.
- Ivlev, V.S 1961. *Experimental ecology of the feeding of fishes*. Yale University Press., New Haven. 302 s.
- Jacobs, J. 1974. Quantitative measurements of food selection. *Oecologia* 14: 413–417.
- Jacobsen, O.J. 1974. Feeding habits of the population of whitefish (*Coregonus lavaretus* L.) in Haugtjern – a eutrophic Norwegian lake. *Norw. J. Zool.* 22: 295–318.

- Jensen, J.W. 1988. Crustacean plankton and fish during the first decade of a subalpine, man-made reservoir. *Nordic J. Freshw. Res.* 64: 5–53.
- Jonsson, B. 1995. Konkurrans og ressursbruk, s. 13–16. I: *Ferskvannsfisk – Økologi, kultivering og utnytting*. Red.: Reidar Borgstrøm, Bror Jonsson, Jan Henning L'Abée-Lund, Norges Forskningsråd, 268 s.
- Klemetsen, A., Amundsen, P.A., Dempson, J.B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'Connell, M.F. & Mortensen, E. 2003. Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecol. Freshw. Fish* 12: 1–59.
- Koksvik, J.I. & Arnekleiv, J.V. 1988. Zooplankton, *Mysis relicta* og fisk i Snåsavatn 1984–1987. Rapport, zoologisk serie 1988-3. DKNVS Museet, Universitetet i Trondheim.
- L'Abée-Lund, J.H., Langeland, A. & Sægrov, H. 1992. Piscivory by brown trout *Salmo trutta* (L.) and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.) in Norwegian lakes. *J. Fish Biol.* 41: 91–101.
- Langeland, A. 1982. Interactions between zooplankton and fish in a fertilized lake. *Hol. Ecol.* 5: 273–310.
- Langeland, A., L'Abée-Lund, J.H., Jonsson, B. & Jonsson, N. 1991. Resource partitioning and niche shift in Arctic charr *Salvelinus alpinus* and Brown trout *Salmo trutta*. *J. Anim. Ecol.* 60: 895–912.
- Langeland, A. & Nøst, T. 1992. Siken i Aursunden – bestandsstruktur og ernæring. Norsk Institutt for Naturforskning – NINA. Oppdragsmelding 184: 1–11.
- Langeland, A., L'Abée-Lund, J.H. & Jonsson, B. 1995. Ørret- og røyresamfunn – habitatbruk og konkurranse, s. 35–43. I: *Ferskvannsfisk – Økologi, kultivering og utnytting*. Red.: Reidar Borgstrøm, Bror Jonsson, Jan Henning L'Abée-Lund, Norges Forskningsråd, 268 s.

- Lazzaro, X. 1987. A review of planktivorous fishes: their evolution, feeding behaviours, selectivities, and impacts. *Hydrobiol.* 146: 97–167.
- Linløkken, A. 1988. Årsrapport for 1988, rapport nr. 5. Glommaprosjektet.
- Linløkken, A. & Qvenild, T. 1987. Beskatning av sik og røye i Sølensjøen. Rapport nr. 10. Fylkesmannen i Hedmark. Miljøvernavdelingen.
- Lötmarker, T. 1964. Studies on planktonic *Crustacea* in thirteen lakes in northern Sweden, Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 45: 113–189.
- Løvik, J.E. & Kjellberg, G. 1982. Glåma i Hedmark. Delrapport om dyreplankton. Undersøkelser i tidsrommet 1978-1980. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport nr. 78045.
- Mittelbach, G.G. 1984. Predation and resource partitioning in two sunfishes (*Centrarchidae*), *Ecology* 65: 499–513.
- Museth, J., Sandlund, O.T. & Borgstrøm, R. 2007. Coexistence between introduced whitefish (*Coregonus lavaretus*) and native Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) depends on heavy whitefish exploitation. *Adv. in Limn.* 60: 343–350.
- Museth, J., Sandlund, O.T., Johnsen, S.I., Rognerud, S. & Saksgård, R. 2008. Fiskesamfunnet i Storsjøen i Åmot og Rendalen kommuner. Betydningen av reguleringsinngrepet, endret beskatning og avbøtende tiltak. NINA Rapport 388, 63 s.
- Nilsson, N.A. 1964. Effects of impoundment on the feeding habits of brown trout and char in Lake Ransaren (Swedish Lapland). *Verh. Int. Ver. Limnol.* 15: 444–452.
- Nilsson, N.A. 1967. Interactive segregation between fish species. s. 296–313. I: The biological basis of freshwater fish production. Red.: S. D. Gerking. Blackwell. Oxford.

- Nilsson, N.A. & Fillipsson, O. 1971. Characteristics of two discrete populations of Arctic char (*Salvelinus alpinus* (L.)) in a north Swedish lake. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 51: 90–108.
- Nilsson, N.A. & Pejler, B. 1973. On the relation between fish fauna and zooplankton composition in north Swedish lakes. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 53: 51–77.
- Nordseth, K. 1984. Øvre Glomma. En geomorfologisk og hydrologisk vurdering. Univ. i Oslo, Kontaktutvalget for vassdragsreguleringer. Rapport 84/10.
- Nøst, T. 1979. Ernæring hos sik, *Coregonus lavaretus* L., i Haukvatnet, Trondheim. Hovedfagsoppgave, Zoologisk institutt, Universitetet i Trondheim.
- O'Brien, W.J. 1979. The predator-prey interaction of planktivorous fish and zooplankton. Am. Scient. 67: 572–581.
- Rellstab, C., Bürgi, H.R. & Müller, R. 2004. Population regulation in coregonids: the significance of zooplankton concentration for larval mortality. Ann. Zool. Fennici 41: 281–290.
- Ross, S.T. 1986. Resource partitioning in fish assemblages: a review of field studies. Copeia 2: 352–388.
- Persson, L. 1986. Effects of reduced interspecific competition on resource utilization in perch (*Perca fluviatilis*). Ecology 67: 355–364.
- Rui, I.J. 1981. RØROS og BREKKEN, berggrunnsgeologiske kart 1720 II og 1720 III – M 1:50 000. Norges geologiske undersøkelse.
- Rørslett, B., Lindstrøm, E.A., Traaen, T. & Aanes, K.J. 1982. Glåma i Hedmark. Delrapport. Biologiske undersøkelser i Glåma med bielver 1978-1980. Norsk institutt for vannforskning. NIVA-rapport nr. 78045.

- Sandlund, O.T., Museth, J., Næsje, T.F., Rognerud, S., Saksgård, R., Hesthagen, T. & Borgstrøm, R. 2010. Habitat use and diet of sympatric Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) and whitefish (*Coregonus lavaretus*) in five lakes in southern Norway: not only interspecific population dominance? *Hydrobiol.* 650: 27–41.
- Schmidt-Nielsen, K. 1939. Comparative studies on the food competition between the Brown trout and the char. Det Kgl. Norske Vid. Selskap, Trondheim.
- Schmidtnielsen, L. 1925. Aursundsjøen. Vassdragsregulering og fiskeri. Det Kgl. Norske Vid. Selskap, Trondheim.
- Schoener, T.W. 1968. The *Anolis* lizards of Bimini: resource partitioning in a complex fauna. *Ecology* 49: 704–726.
- Schoener, T.W. 1989. The ecological niche, s. 79-107. I: Ecological concepts. Red.: Cherrett, J.M & Bradshaw, A.D. Blackwell Scientific Publications, Oxford. 385 s.
- Smith, E.P. & Zaret, T.M. 1982. Bias in estimating niche overlap. *Ecology* 63: 1248–1253.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. 1995. Biometry, the principles and practice of statistics in biological research. 3. Utg. Freeman, New York.
- Svårdson, G. 1976. Interspecific population dominance in fish communities of Scandinavian lakes. *Inst. Freshw. Res. Drottningholm* 55: 144–171.
- Wallace, R.K. 1981. An assessment of diet-overlap indexes. *Trans. Am. Fish. Soc.* 110: 72–76.
- Werner, E.E., Hall, D.J., Laughlin, D.R., Wagner, D.J., Wilsmann, L.A & Funk, F.C. 1977. Habitat partitioning in a freshwater fish community. *J. Fish. Res. Board Can.* 34: 360–370.

- Werner, E.E., Mittelbach, G.G., Hall, D.J. & Gilliam, F.J. 1983. Experimental tests of optimal use in fish: role of relative habitat profitability. *Ecology* 64: 1525–1539.
- Windell, J.T. 1971. Food analysis and rate of digestion. I: *Methods for assesment of fish production in fresh waters*. Red.: W.E. Ricker. Blackwell Scientific Publication, Oxford, 2. Utg. s. 215–223.
- Wootton, R.J. 1994. *Ecology of Teleost Fishes*. Fish and fisheries series 1. 4. Utg. Chapman and Hall, London.
- Økland, J. & Økland, K.A. 1996. *Vann og vassdrag 2. Økologi*. Vett & Viten AS.
- Økland, J. & Økland, K.A. 1998. *Vann og vassdrag 3. Kjemi, fysikk og miljø*. Vett & Viten AS.
- Østbye, K., Amundsen, P.A., Bernatchez, L., Klemetsen, A., Knudsen, R., Kristoffersen, R., Næsje, T.F. & Hindar, K. 2006. Parallell evolution of ecomorphological traits in the European whitefish *Coregonus lavaretus* (L.) species complex during postglacial times. *Mol. Ecol.* 15: 3983–4001.
- Østrem, G., Flakstad, N. & Santha, M. 1984. *Dybdekart over norske innsjøer. Et utvalg Innsjøkart utarbeidet ved hydrologisk avdeling. Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen. Meddelelse nr. 48.*

Appendiks 1: Næringsutnyttelse hos sik og røye fanget på bunngarn og flytegarn

Appendiks 1, Tabell 1: Volummessig fordeling av mageinnhold (%) hos sik og røye fanget på bunngarn i juni 1997.

Næring	Sik		Røye	
	0 – 20 m (n=12)	> 20 m (n=24)	0 – 20 m	> 20 m (n=20)
Zooplankton	9,5	0,8		-
Littorale småkreps	-	-		-
Linsekreps	-	-		-
Skjoldkreps	-	-		-
Marflo	7,5	-		4,0
Fjærmygglarver og pupper	74,3	79,7		92,4
Vårfluelarver	1,2	0,1		-
Overflateinsekter	0,3	-		-
Vannmidd	1,4	-		-
Ertemusling	4,5	7,5		1,5
Damsnegl	1,3	-		-
Skivesnegl	-	-		-
Detritus	-	11,9		2,1
Sum	100	100		100

* - ikke registrert i mageprøver.

Appendiks 1, Tabell 2: Volummessig fordeling av mageinnhold (%) hos sik og røye fanget på bunngarn i juli 1997.

Næring	Sik		Røye	
	0 – 20 m (n=11)	> 20 m (n=8)	0 – 20 m (n=5)	> 20 m (n=6)
Zooplankton	69,4	80,9	95,8	65,1
Littorale småkreps	3,6	-	-	-
Linsekreps	8,8	11,9	-	-
Skjoldkreps	-	-	-	-
Marflo	0,5	-	-	-
Fjærmygglarver og pupper	13,3	6,6	4,2	26,6
Vårfluelarver	-	-	-	-
Overflateinsekter	-	-	-	8,3
Vannmidd	-	-	-	-
Ertemusling	3,7	0,6	-	-
Damsnegl	0,5	-	-	-
Skivesnegl	0,2	-	-	-
Detritus	-	-	-	-
Sum	100	100	100	100

* - ikke registrert i mageprøver.

Appendiks 1, Tabell 3: Volummessig fordeling av mageinnhold (%) hos sik og røye fanget på bunngarn i august 1997.

Næring	Sik		Røye	
	0 – 20 m (n=18)	> 20 m (n=10)	0 – 20 m (n=10)	> 20 m (n=19)
Zooplankton	75,6	48,8	99,0	80,0
Littorale småkreps	-	-	-	0,5
Linsekreps	13,1	36,8	-	10,5
Skjoldkreps	-	-	-	5,3
Marflo	2,7	-	-	-
Fjærmygglarver og pupper	1,1	9,2	1,0	3,7
Vårfluelarver	5,1	-	-	-
Overflateinsekter	0,3	-	-	-
Vannmidd	0,3	-	-	-
Ertemusling	1,0	5,2	-	-
Damsnegl	0,6	-	-	-
Skivesnegl	0,2	-	-	-
Detritus	-	-	-	-
Sum	100	100	100	100

* - ikke registrert i mageprøver.

Appendiks 1, Tabell 4: Volummessig fordeling av mageinnhold (%) hos sik og røye fanget på bunngarn i september 1997.

Næring	Sik		Røye	
	0 – 20 m (n=27)	> 20 m (n=24)	0 – 20 m (n=5)	> 20 m (n=22)
Zooplankton	50,4	29,3	98,0	5,8
Littorale småkreps	0,1	2,0	-	-
Linsekreps	26,1	11,9	1,0	13,2
Skjoldkreps	5,6	35,5	-	77,0
Marflo	4,8	-	-	-
Fjærmygglarver og pupper	2,2	3,0	1,0	3,8
Vårfluelarver	-	-	-	-
Overflateinsekter	-	0,2	-	-
Vannmidd	0,1	1,3	-	-
Ertemusling	10,7	13,0	-	0,2
Damsnegl	-	-	-	-
Skivesnegl	-	-	-	-
Detritus	-	3,8	-	-
Sum	100	100	100	100

* - ikke registrert i mageprøver.

Appendiks 1, Tabell 5: Volummessig fordeling av mageinnhold (%) hos sik fanget på flytegarn i juni 1997.

	Sik
Næring	0 – 18 m (n=35)
Zooplankton	61,9
Fjærmygglarver og pupper	36,8
Vannmidd	0,3
Overflateinsekter	1,0
Sum	100

Appendiks 1, Tabell 6: Volummessig fordeling av mageinnhold (%) hos sik og røye fanget på flytegarn i juli 1997.

	Sik	Røye
Næring	0 – 18 m (n=40)	0 – 18 m (n=8)
Zooplankton	94,3	93,5
Fjærmygglarver og pupper	0,9	0,3
Overflateinsekter	4,8	-
Linsekreps	-	-
Skjoldkreps	-	-
Marflo	-	6,2
Ertemusling	-	-
Sum	100	100

* - ikke registrert i mageprøver.

Appendiks 1, Tabell 7: Volummessig fordeling av mageinnhold (%) hos sik fanget på flytegarn i august 1997.

	Sik
Næring	0 – 18 m (n=40)
Zooplankton	99,7
Fjærmygglarver og pupper	0,1
Vannmidd	-
Overflateinsekter	0,2
Sum	100

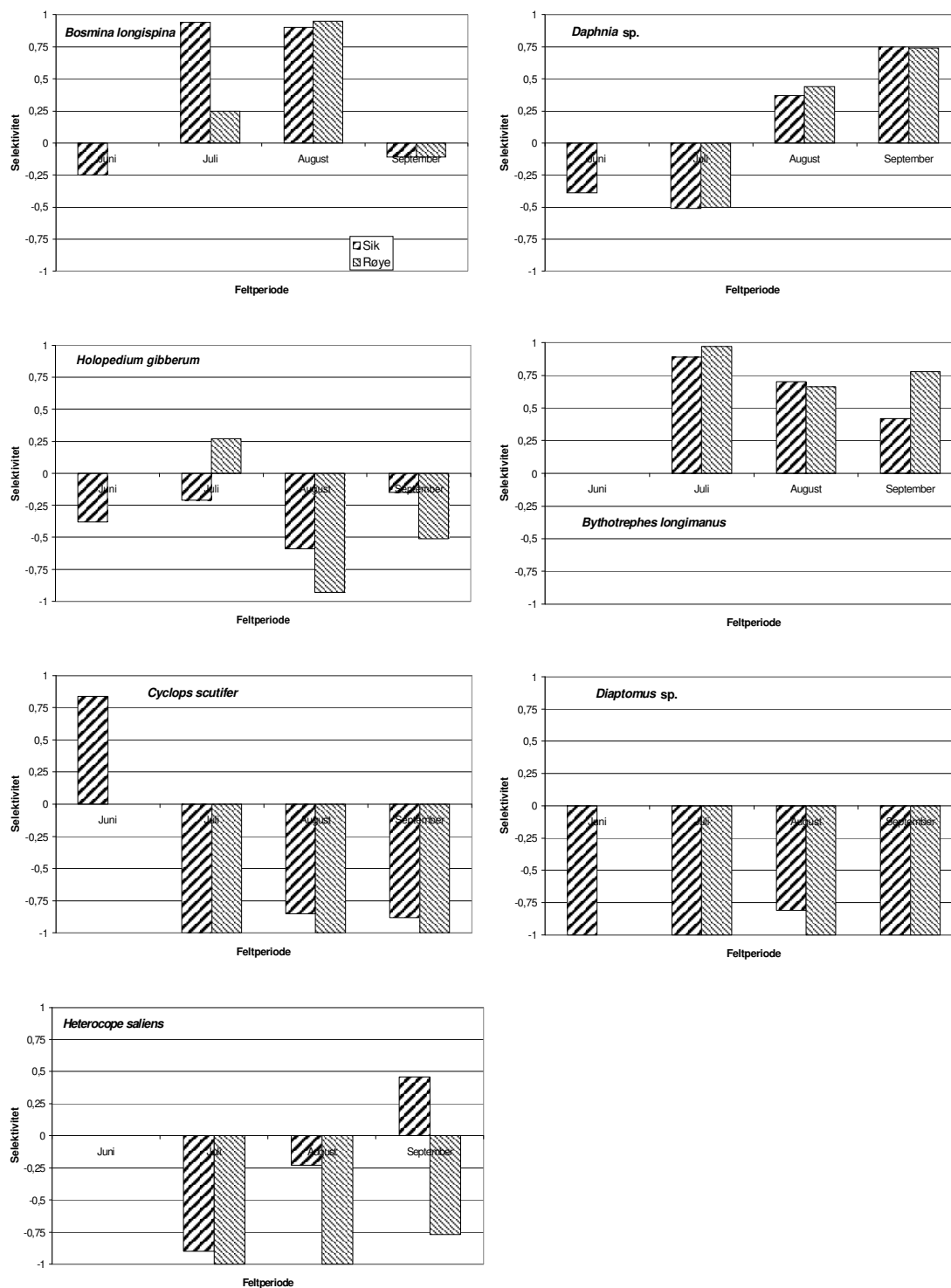
* - ikke registrert i mageprøver.

Appendiks 1, Tabell 8: Volummessig fordeling av mageinnhold (%) hos sik og røye fanget på flytegarv i september 1997.

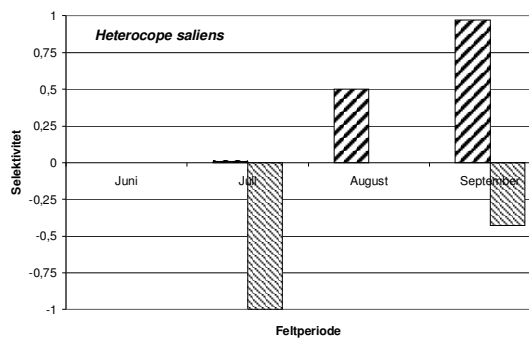
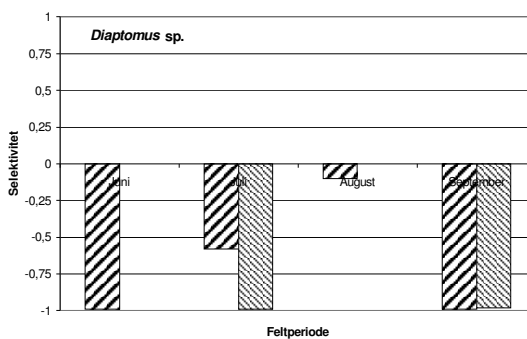
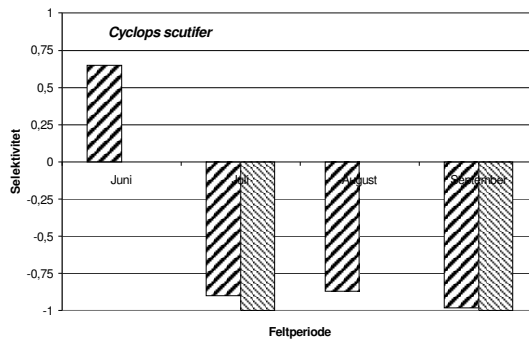
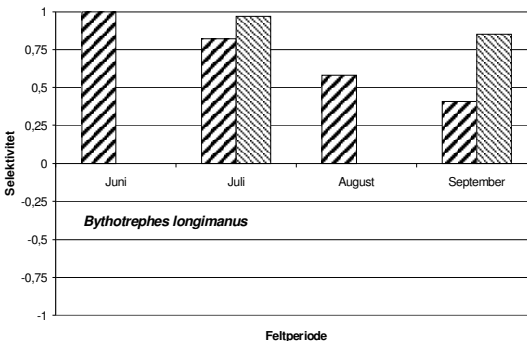
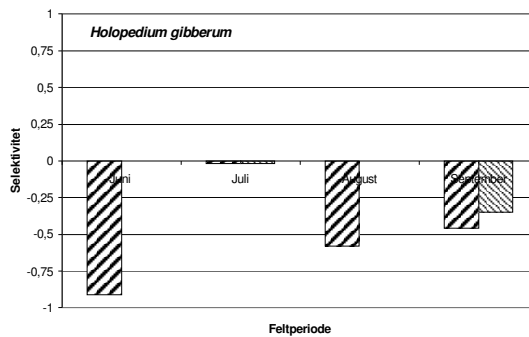
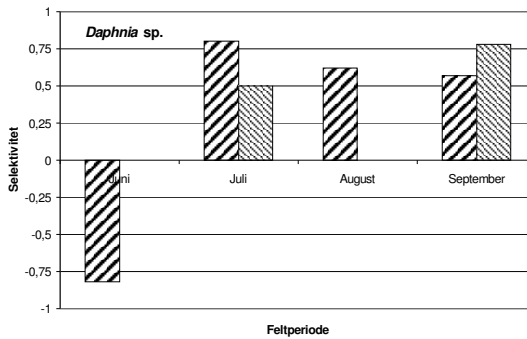
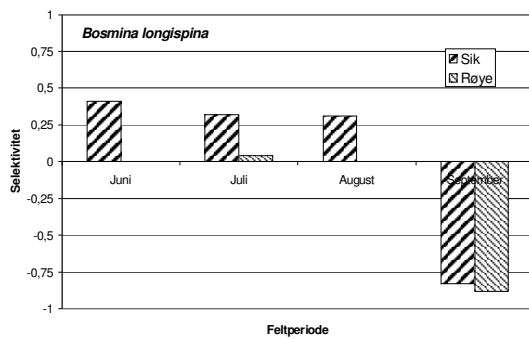
Næring	Sik	Røye
	0 – 18 m (n=29)	0 – 18 m (n=5)
Zooplankton	91,1	96,0
Fjærmygglarver og pupper	0,1	-
Overflateinsekter	3,4	4,0
Linsekreps	1,8	-
Skjoldkreps	3,4	-
Marflo	-	-
Ertemusling	0,2	-
Sum	100	100

* - ikke registrert i mageprøver.

Appendiks 2: Seleksjon på zooplanktonarter av sik og røye fra juni til september

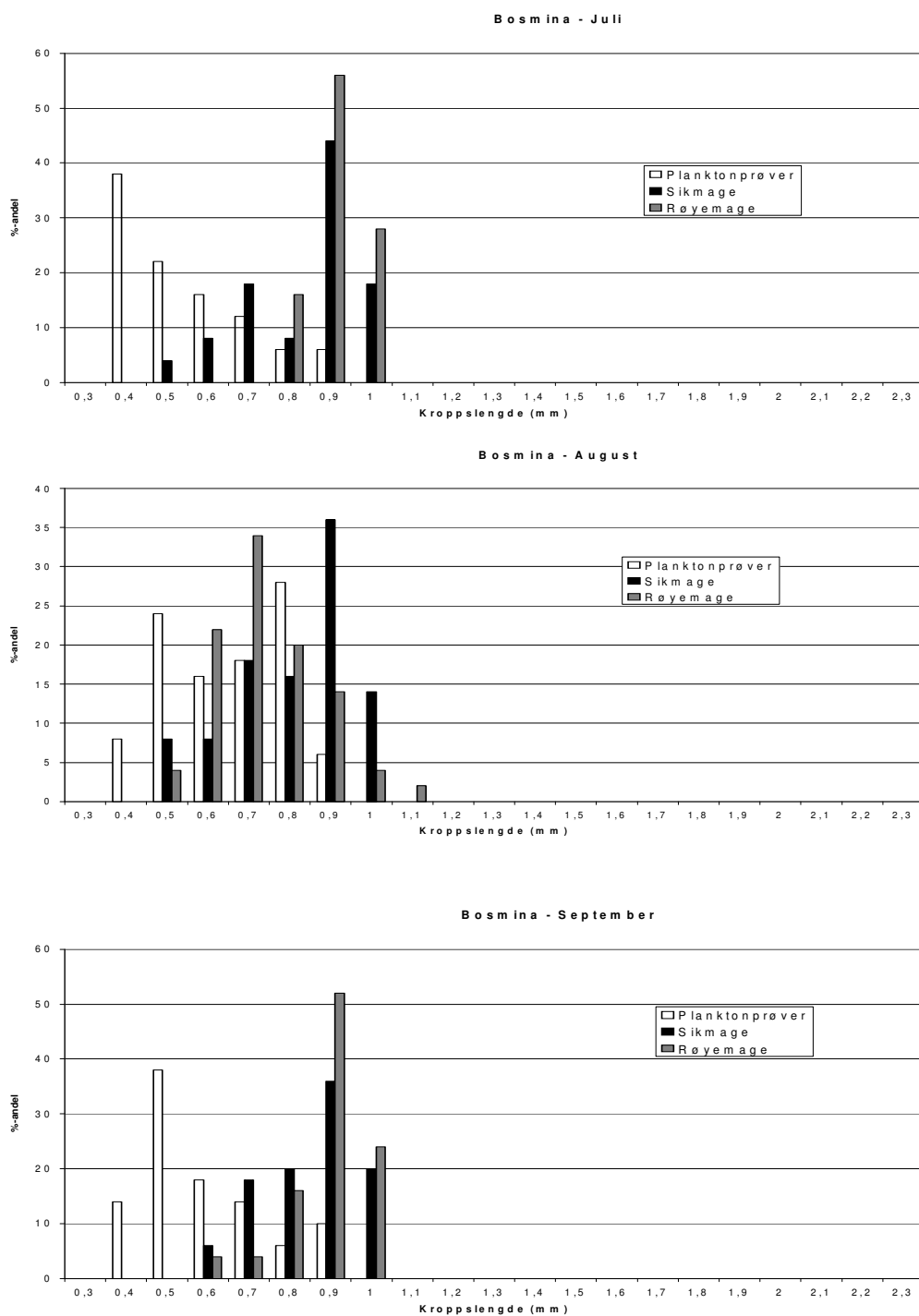


Appendiks 2, Figur 1: Seleksjon på zooplanktonarter av fisk fanget på bunngarn gjennom feltperioden 1997.

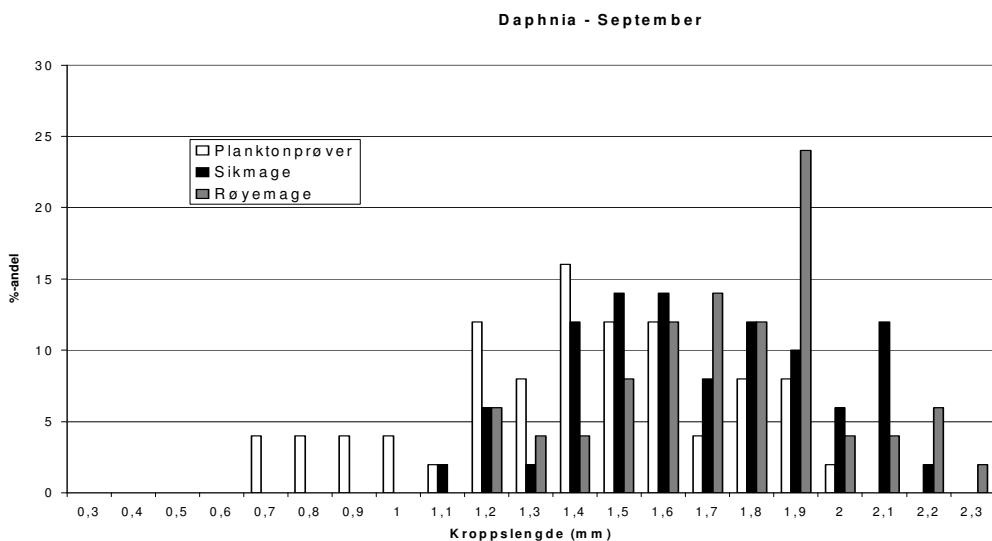
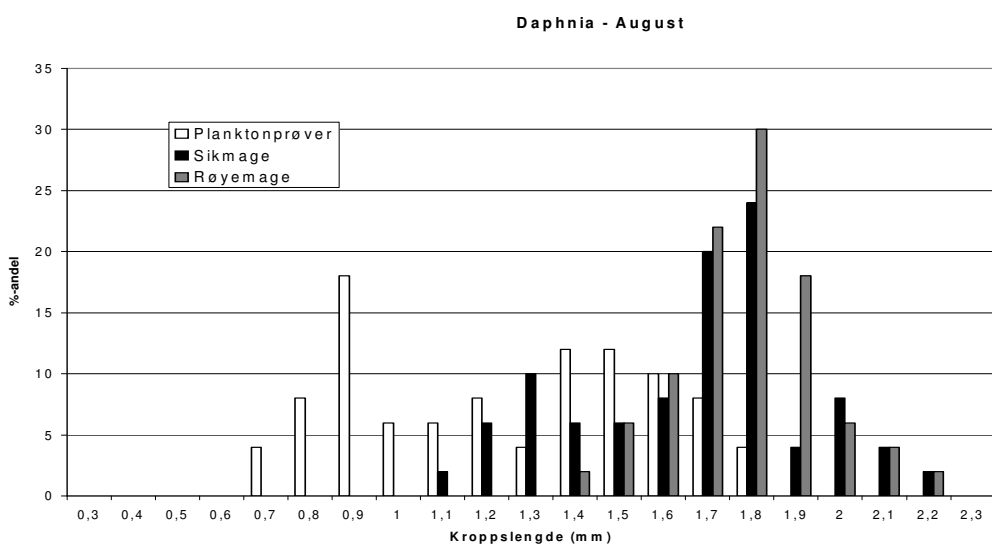
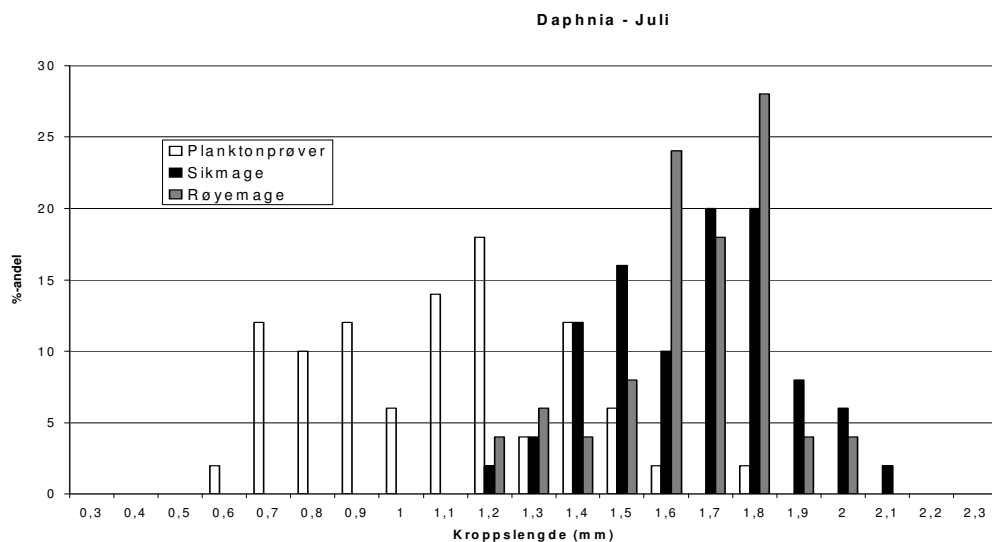


Appendiks 2, Figur 2: Seleksjon på zooplanktonarter av fisk fanget på flytegarn gjennom feltperioden 1997.

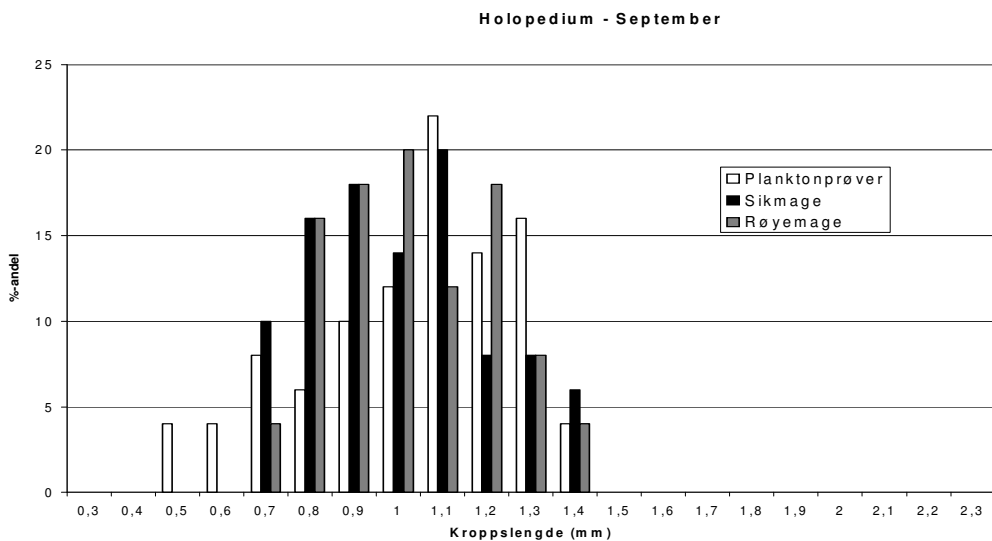
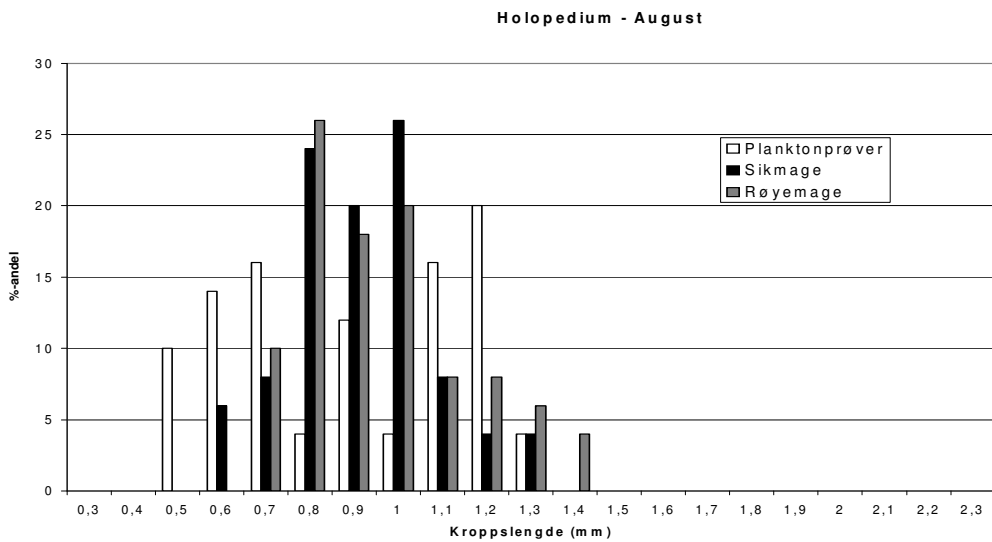
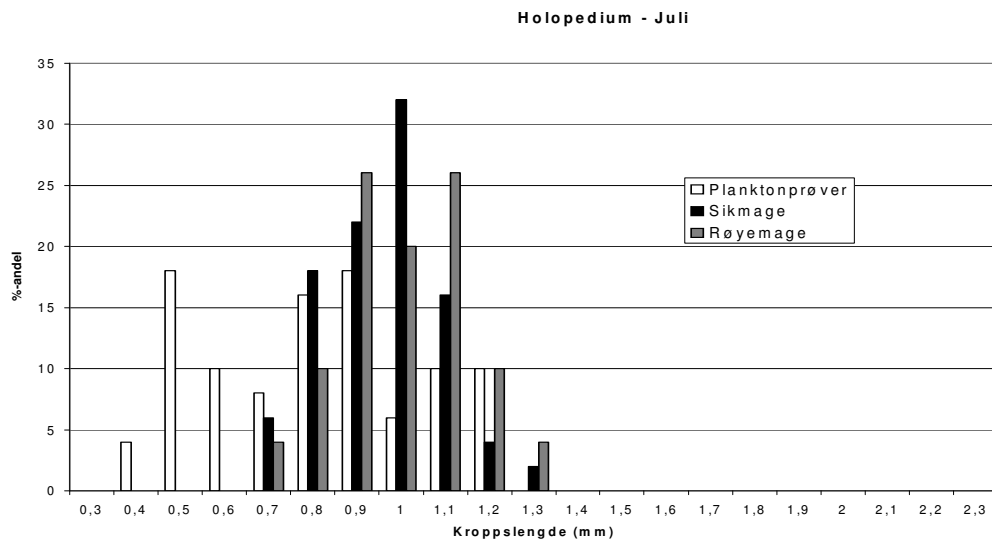
Appendiks 3: Størrelsesseleksjon på cladocerer hos sik og røye



Appendiks 3, Figur 1: Størrelsesfordeling hos *B. longispina* i planktonprøver, sikauges og røyeuges i juli, august og september i 1997.

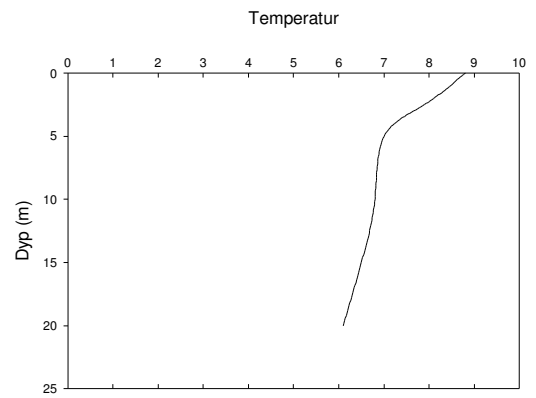
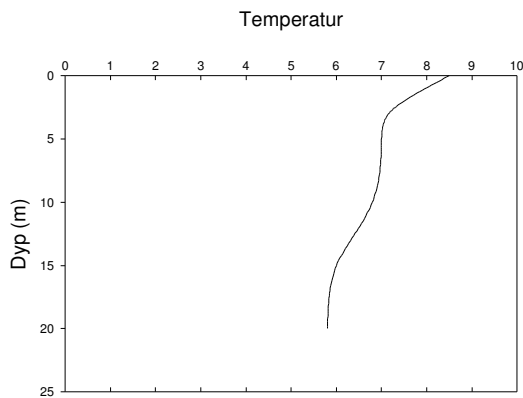
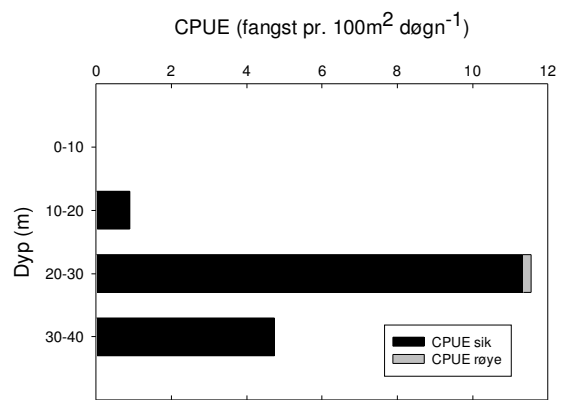
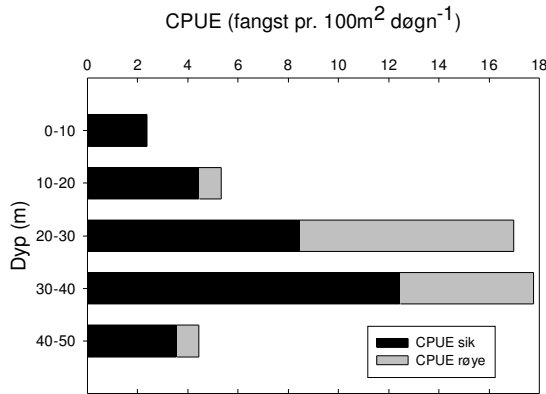
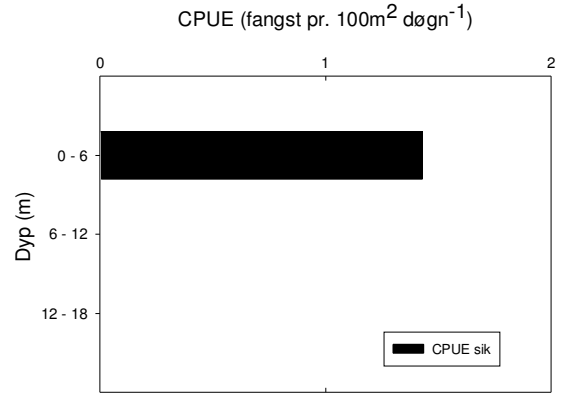
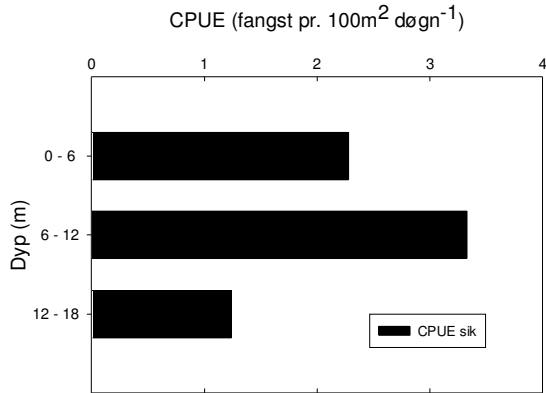


Appendiks 3, Figur 2: Størrelsesfordeling hos *Daphnia* sp. i planktonprøver, sikmage og røyemage i juli, august og september 1997.



Appendiks 3, Figur 3: Størrelsesfordeling hos *H. gibberum* i planktonprøver, sikmager og røyemager i juli, august og september 1997.

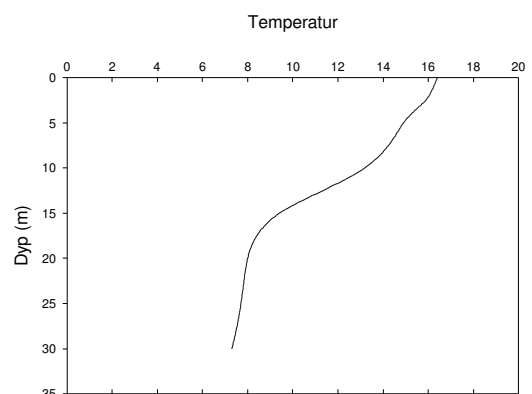
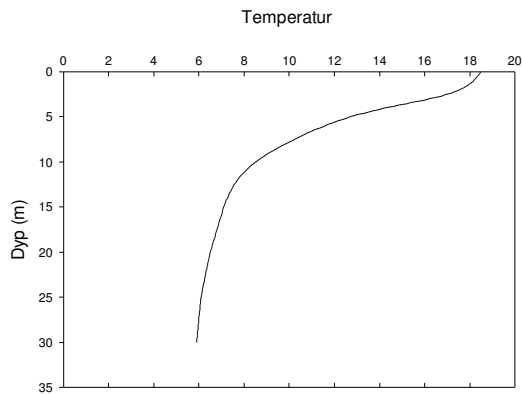
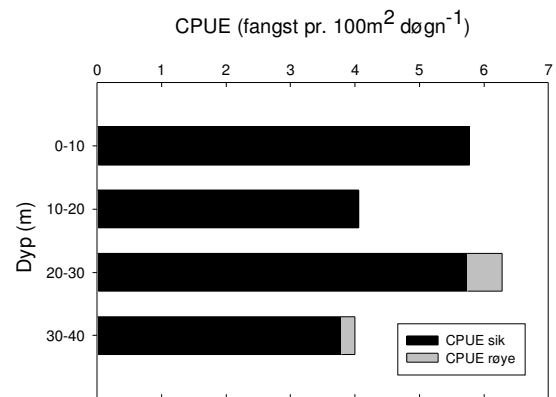
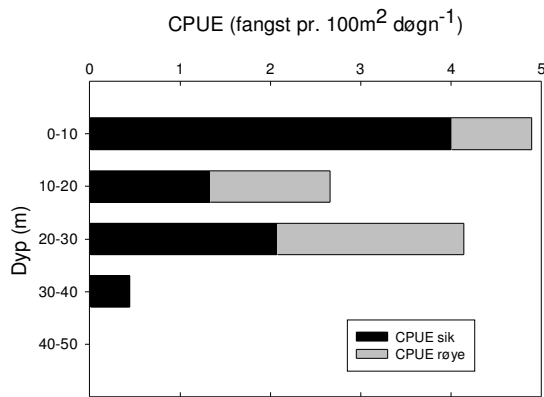
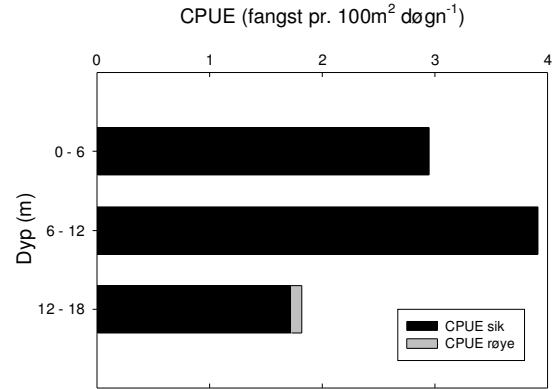
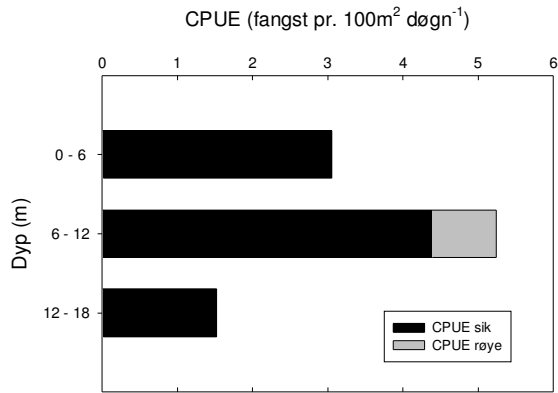
Appendiks 4: Fangst pr. innsatsenhet (CPUE)



Botnet

Tamneset

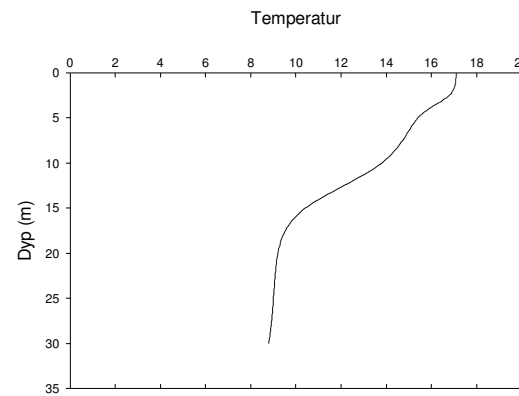
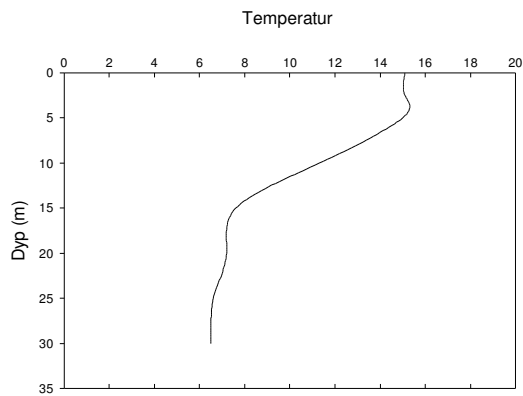
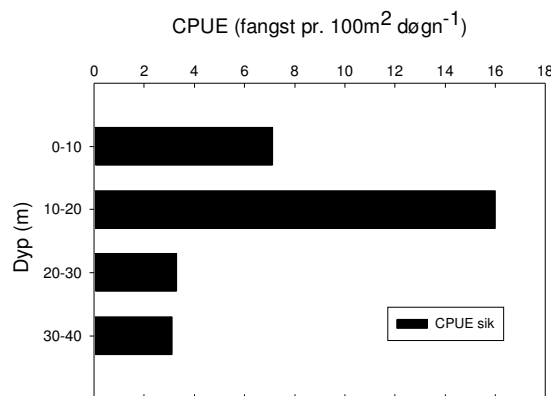
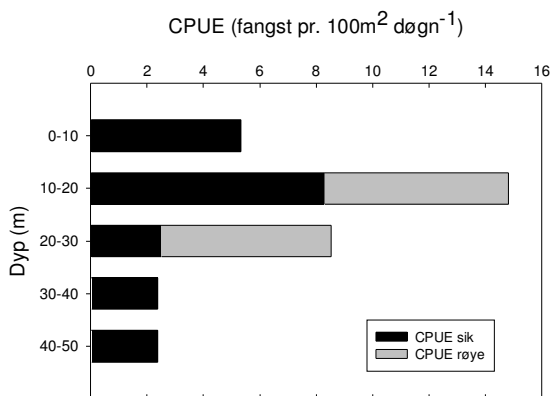
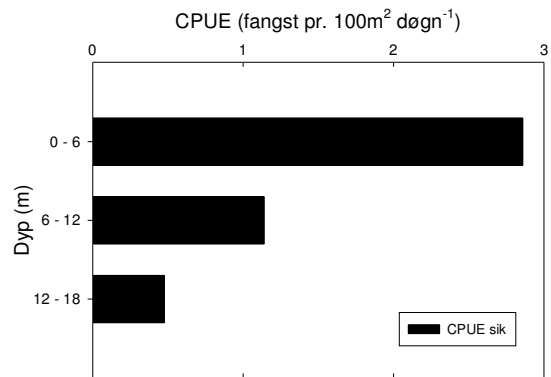
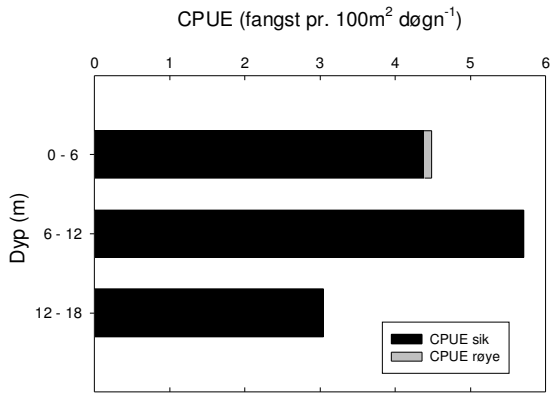
Appendiks 4, Figur 1: CPUE hos sik og røye i juni på flytegarn (øverst) og bunngarn (midten). Temperatur i vannsøylen fra 0 til 20 m (nederst). Siktedyb i Botnet ble målt til 6,5 m, i Tamneset 7 m. Vannfargen ved begge stasjonene var gulig grønn. For Botnet gjelder figurkolonnen til venstre og for Tamneset den til høyre. Merk ulike skalaer på horisontale akser for CPUE.



Botnet

Tamneset

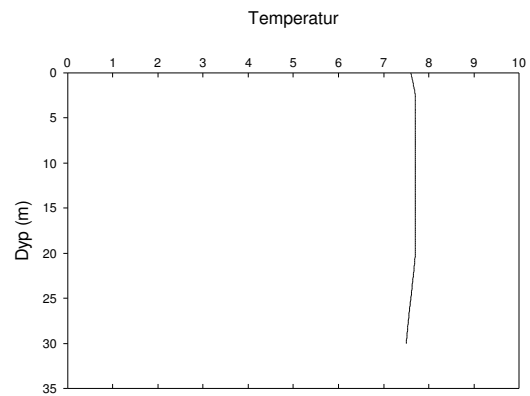
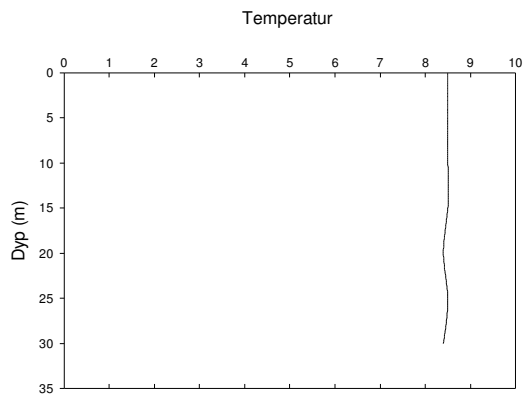
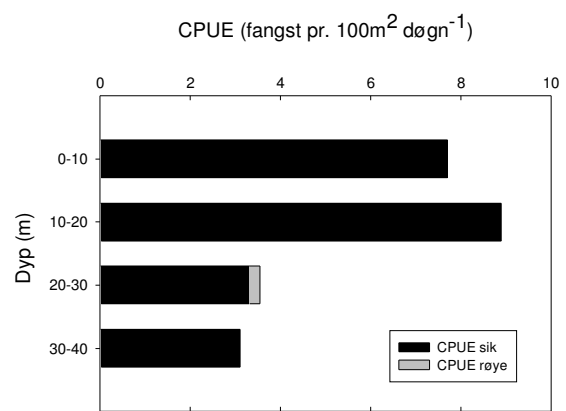
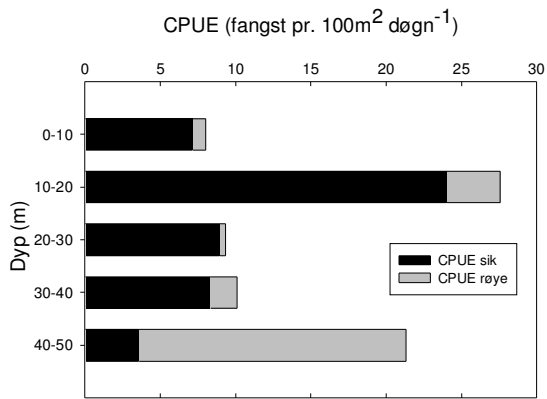
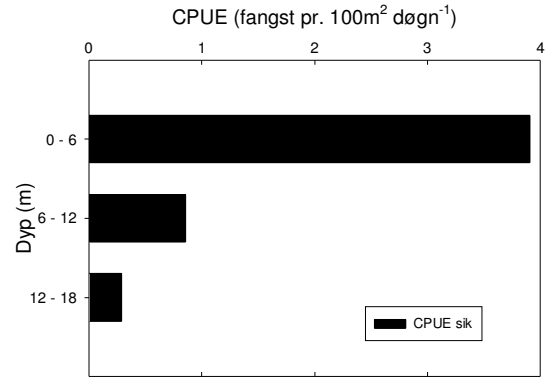
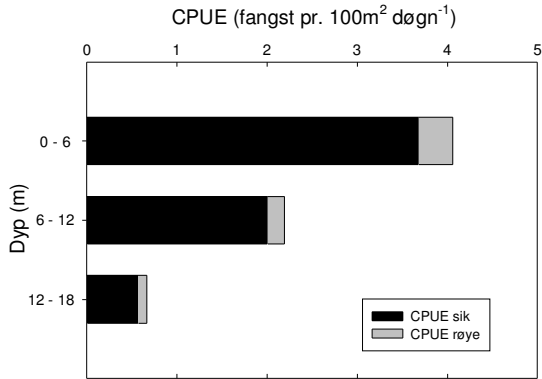
Appendiks 4, Figur 2: CPUE hos sik og røye i juli på flytegarn (øverst) og bunn garn (midten). Temperatur i vannsøylen fra 0 til 30 m (nederst). Siktedyp i Botnet ble målt til 8,5 m, i Tamneset 8 m. Vannfargen ved begge stasjonene var lysegrønn. For Botnet gjelder figurkolonnen til venstre og for Tamneset den til høyre. Merk ulike skalaer på horisontale akser for CPUE.



Botnet

Tamneset

Appendiks 4, Figur 3: CPUE hos sik og røye i august på flytegarv (øverst) og bunngarv (midten). Temperatur i vannsøylen fra 0-30 m (nederst). Siktedyp i Botnet ble målt til 8,5 m, i Tamneset 9 m. Vannfargen ved begge stasjonene var grønn. For Botnet gjelder figurkolonnen til venstre og for Tamneset den til høyre. Merk ulike skalaer på horisontale akser for CPUE.



Botnet

Tamneset

Appendiks 4, Figur 4: CPUE hos sik og røye i september (Botnet) og oktober (Tamneset) på flytegarn (øverst) og bunn garn (midten). Temperatur i vannsøylen fra 0 til 30 m (nederst). Ved begge stasjonene ble siktedypet målt til 7,5 m, og vannfargen bestemt til gulig grønn. For Botnet gjelder figurkolonnen til venstre og for Tamneset den til høyre. Merk ulike skalaer på horisontale akser for CPUE.