

Sesongvariasjon i fiskefauna i to ålegressenger i indre Oslofjord

-En strandnotundersøkelse i Sandspollen og Sætrepollen

Mari Bøe



Master i biologi

Seksjon for Akvatisk biologi og Toksikologi

Institutt for Biovitenskap

UNIVERSITETET I OSLO

31. mai, 2016

© Mari Bøe

År: 2016

Tittel: Sesongvariasjon i fiskefauna i to ålegressenger i indre Oslofjord. En strandnotundersøkelse i Sandspollen og Sætrepollen.

Forfatter: Mari Bøe

<http://www.duo.uio.no/>

Trykk: Reprosentralen, Universitetet i Oslo

Sammendrag

Ålegress er den vanligste sjøgressarten langs Norges kyst og høy forekomst og diversitet av fisk er blitt knyttet til denne habitattypen. Det er få studier fra nordlige tempererte områder som har undersøkt sesongvariasjon i fiskefauna i ålegress, som kan belyse hvordan fiskearter benytter ålegressenger. Målet med denne studien var å undersøke om det er sesongvariasjon av forekomst og antall fiskearter i ålegressenger, i Sandspollen og Sætrepollen. Variasjon i antall arter og forekomst ble undersøkt i forhold til temperatur, salinitet og livshistorietrekk hos fiskeartene.

Prøver ble tatt månedlig ved bruk av strandnot fra mars til november. Temperatur og salinitet ble målt ved hver prøvetakning, i bunn- og overflatevann. Individuer ble artsbestemt ved morfologisk analyse til lavest mulig taksonomiske nivå, og det ble foretatt lengdemålinger og veiing av disse. Da morfologisk analyse av individer i slekten *Pomatoschistus* er vanskelig og tidkrevende, ble molekylær analyse ved DNA-barcoding utført på individer innen denne slekten.

Totalt 38402 individer av fisk innen 25 arter og 9 familier ble funnet. Arter innen kutlingfamilien og trepigget stingsild dominerte prøver. Det var en stor variasjon i total forekomst av fisk gjennom studieperioden, med lav forekomst i vårmåneder, og betydelig høyere forekomst i sommer- og høstmåneder. Artssammensetning var ulik, særlig mellom vår og sommer/høstmåneder. Det ble ikke funnet sammenheng mellom forekomsten av enkeltarter og målt temperatur eller salinitet, med unntak av forekomst av svartkutling som var knyttet til høyere temperaturer og lavere salinitet. Hos noen av de mest tallrike artene ble maksimal forekomst observert samtidig med eller etter reduksjon i lengde. Dette kan delvis forklares av gyting og tilskudd av nye juvenile individer. Det ble funnet få individer av ikke-stasjonære arter som gyter utenfor ålegressenger på dypere vann, særlig innen torskefamilien.

Denne undersøkelsen viser sesongvariasjoner i forekomst og antall fiskearter i ålegressenger i Sandspollen og Sætrepollen. Kunnskap om sesongvariasjon både for fisk og andre organismer bør inkluderes i en helhetlig forvaltning av områder med ålegress. Denne kunnskapen er også nødvendig for å forstå dynamikken i ålegressenger og hvordan menneskelig påvirkning kan ha effekt på denne.

Forord

Først og fremst ønsker jeg å takke mine veiledere Stein Fredriksen og Hans Erik Karlsen for faglig og praktisk hjelp og veiledning gjennom arbeidet med denne oppgaven. Spesielt takk til Stein for deltakelse under prøvetakninger, uansett vær, og for rask tilbakemelding under skrivearbeidet. Takk til Hans Erik for servering av varm kaffe og fortelling av skrøner etter lange dager på sjøen.

Jeg er takknemlig overfor personer som har deltatt i prøvetakning; Jens Ådne Rekkedal Haga, Rune Roland Hansen og Christian Karlsen. Dere har vært til stor hjelp og bidratt til at feltarbeidet har blitt enda gøyere enn det i utgangspunktet var. Takk til Sissel Brubak for hjelp med molekylært laboratoriearbeid, og Eli Rinde som bisto med å lage kart over prøvetakningsområdene.

Takk til Simon som viste interesse for arbeidet mitt, bidro med å telle fisk da fangsten var særdeles stor i august, og for at du har godtatt min litt over gjennomsnittet store interesse for kutling og annen småfisk.

Aller sist vil jeg takke venner og familie for tålmodighet og støtte, jeg lover at dere kommer til å se meg mer fremover.

Innholdsfortegnelse

1	Innledning	1
1.1	Sjøgress	1
1.2	Fisk i sjøgressenger	2
1.3	Variasjon av miljøfaktorer	4
1.3.1	Effekter av temperatur	5
1.3.2	Effekter av salinitet	5
1.4	Livshistorietrekk hos fisk	6
1.5	Mål	7
2	Metoder	8
2.1	Områder for prøvetakning	8
2.1.1	Sandspollen	9
2.1.2	Sætrepollen	10
2.2	Prøvetakning	10
2.2.1	Fiske med strandnot	10
2.3	Morfologisk artsbestemmelse, lengdemåling og veiing	12
2.4	Molekylær analyse	12
2.5	Numeriske og statistiske analyser	13
2.5.1	Analyse av variasjon i forekomst og artsrikhet	13
2.5.2	Analyse av variasjon i lengde av fisk mellom stasjoner og måneder	15
3	Resultater	17
3.1	Taksonomisk oversikt	17
3.2	Morfologisk og molekylær analyse av <i>Pomatoschistus</i> spp.	24
3.3	Sesongvariasjoner i temperatur og salinitet	29
3.4	Sesongmessig variasjon i forekomst og antall arter	30
3.5	Clusteranalyse og MDS-ordinasjon	38
3.6	Sesongmessig variasjon i lengde	39
4	Diskusjon	44
4.1	Sesongvariasjon i antall arter og forekomst	44
4.2	Molekylær analyse av <i>Pomatoschistus</i> spp.	46
4.3	Betydning av temperatur og salinitet for observert sesongvariasjon	47
4.4	Betydning av livshistorietrekk for observert sesongvariasjon	51
4.5	Overvekt av stasjonære arter	54
4.6	Resultatenes utsagnsverdi og fremtidig fokus for forskning	57
5	Konklusjon	58
	Litteraturliste	59
	Appendiks 1. Data for antall individer, totaltvekt og gjennomsnittsvikt pr. måned	68
	Appendiks 2. Protokoller og beskrivelse av molekylær analyse	73
	Appendiks 3. Multippel lineær regresjon	77
	Appendiks 4. Lengdemålinger	80
	Appendiks 5. Nemenyi test for forskjeller i lengde pr. måned	84

1 Innledning

Norges kystlinje omfatter en rekke habitattyper. Sjøgressengen er en av disse og trekkes globalt frem som viktig for en rekke fiskearter (Gillanders, 2006). Mangfoldet av fiskearter langs Skagerrakkysten, blant annet i sjøgressenger har siden 1919 blitt kartlagt av Havforskningsinstituttet gjennom årlige strandnot-trekk (Johannessen og Sollie, 1994). Allikevel er det få studier som har undersøkt forekomst av forskjellige fiskearter i sjøgress gjennom én eller flere sesonger, i Norge så vel som i Skandinavia (Johannessen, 2015; Pihl og Wennhage, 2002). Dersom det er store forskjeller i forekomst og antall fiskearter innen et år, er sesongstudier viktig for å få et helhetlig bilde av fiskefaunaen i ålegress.

1.1 Sjøgress

Sjøgress er den eneste gruppen av høyere blomsterplanter (Angiospermer) som vokser helt neddykket i vann (Larkum et al., 2006). Selv om det kun er rundt 60 kjente sjøgressarter, strekker utbredelsen av disse seg helt fra tropiske strøk til langt nord i de arktiske områdene av Alaska, og i Hvitehavet (Orth et al., 2006). Den vanligste arten av sjøgress langs norskekysten og på den nordlige hemisfære er *Zostera marina* (Linneaus) (Bekkby et al., 2011; Phillips og Menez, 1988). I likhet med andre sjøgressarter vokser ålegress i beskyttede til middels eksponerte kystområder, i sand og mudderbunn.

Det har vært en økt oppmerksomhet rundt sjøgress-økosystemer i de senere år, da disse blir knyttet til en rekke økosystemtjenester (Costanza et al., 1997; Orth et al., 2006). For eksempel er sjøgressenger blant de mest produktive økosystemene i havet (Duarte og Chiscano, 1999), de bidrar til global nitrogensirkulering, og kan være viktig karbonlagre ved at karbon som blir produsert i stor grad begravnes i sediment (Duarte et al., 2010).

Sjøgressarter har generelt svært høye fotosyntetiske behov da de har høy biomasse av røtter som krever oksygen til respirasjon, i forhold til blader som danner oksygen ved fotosyntese (Larkum et al., 2006). Derfor vokser disse grunt slik at de får nok lys. Særlig grunne områder i direkte tilknytning til land blir påvirket av menneskelige aktiviteter, noe som gjør sjøgress utsatt (Orth et al., 2006). Det har blitt observert en global tilbakegang av sjøgress (Orth et al., 2006; Waycott et al., 2009), estimert til hele til 7% pr. år siden 1990 (Waycott et al. 2009). I Norge og Sverige har en reduksjon i utbredelsen av ålegress også blitt observert (Jørgensen

og Bekkby, 2013; Pihl et al., 2006). Tilbakegangen av sjøgress har særlig blitt knyttet til tilførsel av sedimenter og næringsstoffer (Orth et al., 2006; Ralph et al., 2006). Sedimenter vil direkte hindre lystilgang, mens tilførsel av næringsstoffer hindrer lystilgang gjennom eutrofiering og overvekst av alger. Marinaer og brygger kan gi skygge, og aktiviteter som mudring og ankring kan ødelegge deler av sjøgressenger. Videre er klimaforandringer en potensiell trussel ved at temperatur og havnivå endres raskt. Det er usikkert om sjøgress kan tilpasse seg disse endringene i samme tempo (Short og Neckles, 1999). Tilbakegang av sjøgress kan ha effekter på assosiert fauna, deriblant fiskearter, dersom disse er avhengig av sjøgressenger som habitat i hele eller deler av livssyklusen.

1.2 Fisk i sjøgressenger

Det er flere ganger blitt vist at sjøgressenger har et høyt antall arter og biomasse av fisk, når det sammenlignes med områder uten vegetasjon (Edgar og Shaw, 1995; Jenkins et al., 1997; Pihl et al., 2006). Noen studier viser også at sjøgressenger har høyere forekomst av fisk enn områder med makroalger (Guidetti, 2000; Jenkins og Wheatley, 1998). Data fra langtidsserien med strandnottrekk fra Havforskningsinstituttet (heretter strandnotserien), har vist en positiv korrelasjon mellom dekningsgrad av ålegress og total forekomst samt antall fiskearter i områder langs Skagerrakkysten (Gjøsæter, 2007). Slike korrelasjoner har ikke blitt funnet for områder med sukkertare eller martaum. Andre observasjoner tyder derimot på at forekomst og antall arter av fisk ikke er forskjellig mellom ålegressenger og områder med makroalger, men at artssammensetning kan være ulik (Pihl og Wennhage, 2002).

Det er flere teorier om hvorfor høy diversitet og forekomst av fisk er knyttet til sjøgress. En av disse dreier seg om tilgjengelighet av føde, og at en høy primærproduksjon i sjøgressenger (fra sjøgress og assosierte mikroalger) kan bidra til høy forekomst av byttedyr som småfisk og invertebrater (Gillanders, 2006). Eksempelvis er det blitt funnet svært mange arter av makrofauna i ålegressenger (Fredriksen et al., 2005).

Et videre bidrag til denne teorien er at sjøgress danner komplekse tredimensjonale strukturer med mange mikrohabitater og tilrettelegger slik for diversitet av epifytter og byttedyr (Beck et al., 2001; Jenkins et al., 1997). Slike strukturer kan også gi gjemmesteder fra predatorer (Hindell et al., 2000; Orth et al., 1984).

Beskyttelse mot predasjon, samt tilgjengelighet av føde, er særlig viktig for overlevelse av fisk i juvenile stadier, og noe som kan bidra til rekruttering til voksne populasjoner. Dette kan bety at sjøgress er et spesielt viktig habitat for disse. Ålegress omtales ofte som oppvekstområde for kommersielle arter, særlig innen torskefamilien (Bertelli og Unsworth, 2014; Pihl og Wennhage, 2002).

Fisk i sjøgress kan deles inn i tre hovedkategorier på bakgrunn av livshistorie og temporal bruk av sjøgress (Jackson et al., 2001);

- Stasjonære fiskearter som gyter i sjøgressenger, der juvenile og adulte stadier er til stede året rundt
- Ikke-stasjonære fiskearter som gyter i andre områder, der juvenile stadier oppholder seg i sjøgress i perioder
- Sjeldne arter som forekommer sporadisk

I motsetning til overnevnte definisjon vil stasjonære arter i denne undersøkelsen defineres som de arter som er kjent å gyte i grunne områder, og som forekommer i halvparten eller fler av månedene i studieperioden (4 av 8 måneder). Selv om arter defineres som stasjonære, er det viktig å påpeke at mange av disse ikke finnes eksklusivt i sjøgress (Jackson et al., 2001). Også anadrome arter som ørret kan benytte ålegressenger i perioder, selv om de ikke er inkludert i kategoriene ovenfor. Dette er grove kategorier, men allikevel er en inndeling hensiktsmessig for analyser av hvordan ulike fiskearter benytter ålegress. Stasjonære arter i sjøgress er typisk av mindre størrelse enn ikke-stasjonære arter i sjøgress og er derfor sjelden av kommersiell interesse (Edgar og Shaw, 1995). Fiskearter som blir større enn andre arter kan være top-predatorer i ålegressenger når individene når en viss størrelse. Dette betyr at de spiser andre organismer lenger ned i næringskjeden, samtidig som de selv ikke blir spist av andre. Tilstedeværelsen av top-predatorer kan slik ha effekt på organismer nedover i næringskjeden, slik som mindre, ikke-stasjonære fiskearter.

Dersom juvenile stadier av ikke-stasjonære fisk er avhengig av ålegress fremfor andre habitat, vil tilgjengeligheten av ålegress kunne påvirke rekruttering. Noen studier finner nettopp høy forekomst av juvenile stadier av kommersielle arter i ålegress. Eksempler er lyr, torsk og hvitting i ålegressenger utenfor Wales og England (Bertelli og Unsworth, 2014; Peters et al., 2015). I Newfoundland, Canada ble 0-gruppe torsk (torsk født i inneværende år)

nesten utelukkende funnet i ålegress sammenlignet andre områder uten vegetasjon eller med makroalger (Gotceitas et al., 1997). En økning i torskebestanden i Newfoundland har blitt sett i sammenheng med økt utbredelse av ålegress (Warren et al., 2010). Ålegress anses også for å være et viktig habitat for juvenil torsk i Norge (Fjøsne og Gjøsæter, 1996) og en positiv korrelasjon mellom dekningsgrad av ålegress og 0-gruppen av torsk har blitt observert i Skagerrakområdet (Gjøsæter, 2007)

Tidligere studier av temporal variasjon i forekomst og artsrikhet av fisk i ålegress har i stor grad fokusert på døgnlige, tidevanns- og sesongmessige mønstre. Sesongmessig variasjon har blitt sett i sammenheng med livshistorietrekk, blant annet i hvilken del av sesongen gyting foregår (Garwood et al., 2013). Andre faktorer som kan gi sesongmessige mønstre i artssammensetning i ålegress er predator-bytte-interaksjoner (Amundrud et al., 2015; Peterson et al., 2001). Observert sesongvariasjon i fiskefauna assosiert med sjøgress og i estuarier generelt har også blitt knyttet til abiotiske faktorer som temperatur og/eller salinitet (Connolly, 1994; Griffiths, 2001; Kwak et al., 2014). I hvilken grad disse faktorene påvirker forekomst og artsrikhet er allikevel usikkert, og dette varierer trolig mellom områder med ulikt klima og fiskefauna.

1.3 Variasjon av miljøfaktorer

Forandringer i miljøfaktorer kan utgjøre en grad av stress for organismer i et habitat (Fry, 1971). Dette vil være med på å modifisere adferd eller fysiologi i ulik grad. Organismer kan unngå områder som innebærer stor grad av stress, eventuelt kan fysiologiske prosesser og dermed toleransenivåer endres slik at stress kan takles. Hos mobile organismer som fisk vil atferdsendring for å kompensere, gjerne være å bevege seg til et område med mer gunstige verdier. Habitatvalg kan således påvirkes av miljøfaktorer.

I alle økosystemer vil miljøfaktorer variere over tid. Mange av variasjonene vil ha visse mønstre/sykluser på en døgnlig, månedlig, eller sesongmessig basis. Dette gjør at noen forandringer, dog ikke graden av disse, kan forutsees. Sykluser av miljøfaktorforandringer kan gi visse adferds- og migrasjonsmønstre hos fisk. Kjente eksempler er vertikale migrasjoner som følger de døgnlige variasjoner i lysmengde (Mehner et al., 2007). Det er en økt grad av sesongmessig variasjon ved høyere breddegrader som kan påvirke fiskefauna (Miller og Wheeler, 2012). Dette på grunn av jordas helning og omløp rundt sola, som gir

kortere dager, med mindre innstrålingsvinkel om vinteren. Dette vil særlig påvirke lysmengde og temperatur gjennom en sesong.

Temperatur og salinitet er de faktorene som oftest blir tillagt mest effekt på struktur av artsansamlinger av fisk i estuarier (Araujo et al., 1999; Hoff og Ibara, 1977; Marshall og Elliott, 1998), og som kan tenkes å påvirke forekomst og antall arter i ålegress gjennom ett år.

1.3.1 Effekter av temperatur

Temperatur påvirker alle kjemiske prosesser og vil derfor ha direkte innvirkning på fysiologiske prosesser hos vekselvarme organismer som fisk (Bone og Moore, 2008). Aktivitetsnivå og vekstrater er eksempler (Tyus, 2012). Temperatur påvirker også andre abiotiske faktorer. For eksempel reduseres oksygenmetning i vann når dette varmes opp, noe som innebærer stress for fisk og andre organismer. Temperatur kan slik påvirke forekomst av fiskearter gjennom artsspesifikke toleranse- og preferanseverdier (Henderson, 1989; Magnuson et al., 1979). Fordi temperaturen varierer mye gjennom en sesong kan dette påvirke habitatvalg hos ulike arter (Magnuson og Destasio, 1997) og føre til migrasjoner i liten eller stor skala. Blant annet har migrasjon av fisk fra litoralsonen i Oslofjorden blitt knyttet til lave temperaturer om vinteren, og høye temperaturer om sommeren (Nash, 1988).

1.3.2 Effekter av salinitet

Salinitet i sjøvann er ca. 35 ppt (Rinde et al., 1998). I littoralsonen varierer derimot saliniteten mye, avhengig av tilsig av ferskvann. Salinitet har effekt på akvatiske organismer ved å kunne påvirke vanninnhold, osmolariteten og ione-sammensetningen som er livsviktig for å opprettholde homeostase (Bone og Moore, 2008). Marin fisk i sjøvann lever i vann som er hypertont i forhold til dem. Disse mister konstant vann over gjellene, men har mekanismer for å kompensere for dette (Tyus, 2012). For teleoste fisk innebærer mekanismer for osmoregulering å drikke vann og å skille ut overflødig salter via nyre og over gjeller. Stress kan forekomme ved at den osmotiske gradienten mellom fiskens kroppsvæske og omliggende vann forandres raskt. Dette medfører økte krav til osmoregulering, som er energikrevende (Kultz, 2015). En annen type stress oppstår når den osmotiske gradienten reverseres og behovet for osmoreguleringe mekanismer blir motsatt. Et eksempel er når marin fisk beveger seg fra sjøvann til brakkevann eller ferskvann og behovet for osmoregulering er saltopptak og utskillelse av overflødig vann gjennom fortynnet urin.

De fleste fiskearter finnes i miljøer der salinitet er relativt stabil. Disse er stenohaline arter som betyr at deres evne til osmoregulering i respons på varierende saltholdighet er begrenset (Kultz, 2015). Andre arter er euryhaline som betyr at de tåler større variasjoner i salinitet. Deres evne til aktiv osmoregulering, med alt det kan innebære, er god og rask. I visse tilfeller kan osmoregulering bli for energikrevende, eventuelt er mekanismer for osmoregulering ikke tilstrekkelig eller uegnede. Kompensasjon kan da forekomme ved at fisk migrerer til andre områder med mer gunstige salinitetsverdier.

1.4 Livshistorietrekk hos fisk

Livshistorietrekk innebærer livstrekk hos en organisme som er del av en strategi for å øke overlevelse og reproduksjon (Tyus, 2012). Hos fisk inkluderer livshistorietrekk blant annet ulike typer seksuell reproduksjon, paringssystemer og reprodktiv innsats. Timingen av en rekke hendelser som modning og gyttidspunkt er viktig for å maksimere fitness. For eksempel vil alder ved seksuell modning være med på å avgjøre fremtidig vekst, overlevelse og reprodktiv output. Timing av gyting eller modning påvirkes av endogene stimuli som ernæringstilstand eller størrelse og påvirkes også av eksogene stimuli. For eksempel er timing av egglegging hos fisk bestemt av blant annet fotoperiode (lengde av lys/mørkeperiode) og temperatur (Stacey et al., 1984). Hvilke stimuli og hvordan disse påvirker fisk er spesifikt for ulike arter og kan også variere mellom individer av samme art. Balon et al. (1984) grupperte fisk etter reproduksjonsmønstre: Fisk som ikke vokter egg eller juvenile, fisk som vokter egg og velger å gyte i spesifikke substrat, og fisk som bærer larver/juvenile enten i rugeposer eller internt.

Artsspesifikke livshistorietrekk som alder og tidspunkt for gyting samt livslengde vil kunne påvirke forekomst over lengre perioder, også i ålegress.

1.5 Mål

Selv om langtidsserier undersøker variasjon i fiskefauna fra år til år, er det mangel på studier som har undersøkt variasjonen innen et år i ålegress. Når tidsserier over mange år analyseres, er det viktig å vite noe om stabilitet i arts- og individforekomster. Videre kan studier av sesongvariasjon i fiskefauna bidra til kunnskap om hvordan og i hvilke perioder ulike fiskearter benytter ålegressenger. Kunnskap om når ålegress-samfunn eventuelt er på sitt maksimale i artsrikhet og produksjon kan også være nyttig for forvaltning. Videre vil det være viktig å finne årsaker til eventuell sesongvariasjon i artsrikhet og forekomst.

Målet med denne studien var å undersøke om forekomst og antall fiskearter har sesongvariasjon i ålegressenger i indre Oslofjord. I denne studien har faktorer som tidligere er vist å påvirke forekomst blitt undersøkt. Salinitet og temperatur har blitt målt ved hver prøvetakning, og lengde av fisk har blitt målt for å belyse tilstedeværelse av ulike livsstadier.

Spørsmål som adresseres er følgende:

- Er det sesongvariasjon i antall og forekomst av fiskearter i ålegressenger i Sandspollen og Sætrepollen?
- Er det sammenheng mellom sesongvariasjon i antall og forekomst av fiskearter og salinitet og/eller temperatur?
- Er det sammenheng mellom sesongvariasjon i antall og forekomst av fiskearter og livshistorietrekk hos disse?

2 Metoder

Prøvetakning ble utført i perioden mars til november i 2015, med tilnærmet en måneds intervaller. I juli ble det kun tatt delprøve. I november ble prøvene tatt med 14 dagers mellomrom. Planlagt prøvetakning i desember og utover ble kansellert da det la seg is i prøvetakingsområdene i denne perioden.

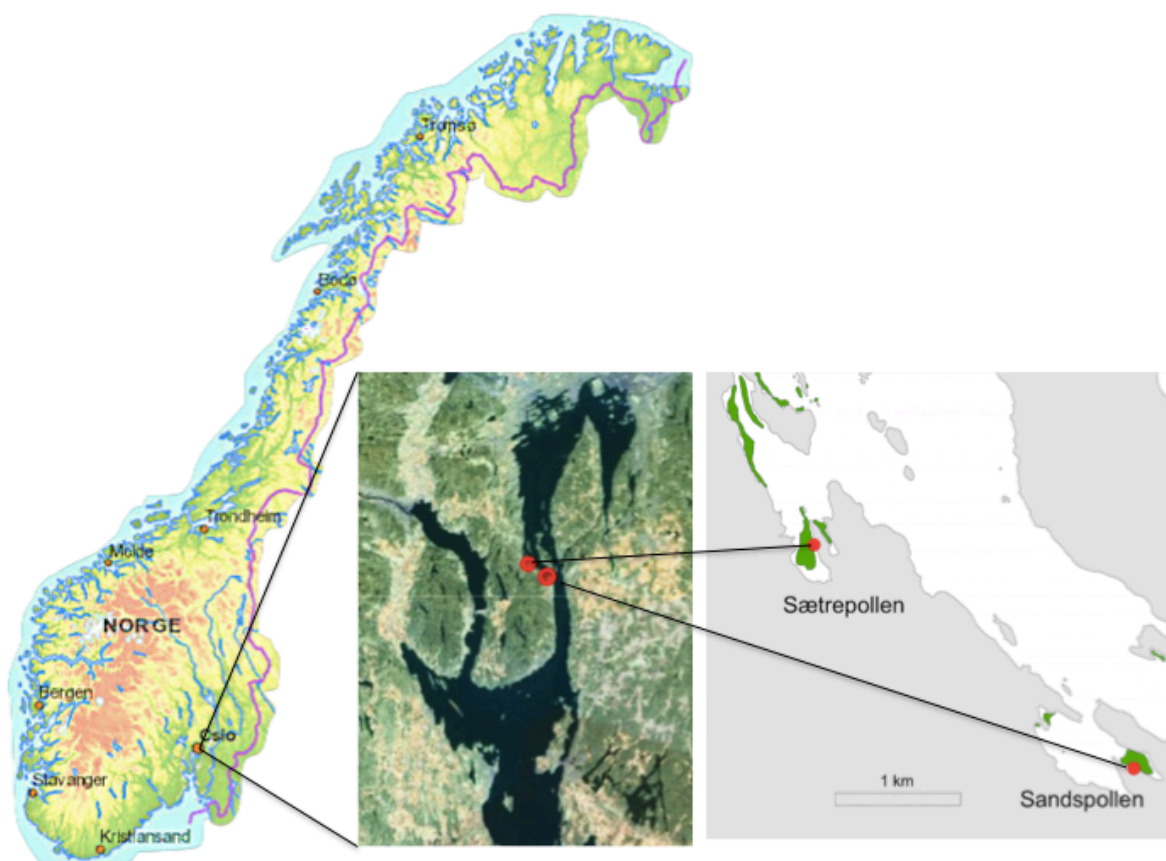
2.1 Områder for prøvetakning

Prøvetakning foregikk ved to stasjoner, Sætrepollen og Sandspollen i Oslofjorden (59°N og 10° Ø, Figur 1). Begge disse er lokalisert i nærheten av Drøbak på vestsiden av indre Oslofjord som er skilt fra ytre Oslofjord ved en terskel på rundt 19,5 meters dyp (Baalsrud og Magnusson, 2002).

Oslofjorden skiller seg fra mange andre norske fjorder ved at det ikke renner ut et større vassdrag i den indre delen av fjorden (Baalsrud og Magnusson, 2002). Derimot renner Norges mest vannrike elver ut i ytre Oslofjord, nemlig Drammenselva og Glomma. Et brakkvannslag fra den ytre fjorden når også inn i indre Oslofjord. Tidevannsforskjeller her er moderate og forskjellen mellom flo og fjære er i gjennomsnitt 28 cm. Kombinasjon av forandringer i lufttrykk og vindforhold kan imidlertid gi høyere eller lavere vannstand enn dette. Indre Oslofjord har store sesongvariasjoner når det gjelder temperatur i overflatevannet. Normale temperaturer er mellom 2 og 18 °C, men temperaturer som -2°C om vinteren og 23°C om sommeren forekommer også. Isdekke kan forekomme om vinteren. Særlig vannlag mellom 0 og 50 m i indre Oslofjord er variable når det gjelder fysiske parametre, mens dypere vann er mer stabilt (Gade, 1968). Om vinteren er saliniteten nærmere 30 ppt, mens den kan reduseres til rundt 15 ppt om sommeren. Saliniteten reduseres som følge av smelting av snø og is, samt økt mengde nedbør.

Pollsystemer er innbuktninger av fjorder, som er skilt fra disse ved smale sund med terskler som er grunnere enn sprangsjiktet (Wassman, 1983). Sætrepollen og Sandspollen er knyttet til Oslofjorden med smale sund, men mangler terskler og kan derav ikke defineres som pollsystemer. Områdene er beskyttet fra mye bølgepåvirkning, noe som gir gode vekstforhold for åleggess (Baden og Boström, 2001). I de grunne delene av prøvetakingsområdene ned til ca 0,5 m dyp og 10 m fra land er det sand og mudder, herfra danner åleggess tett vegetasjon i

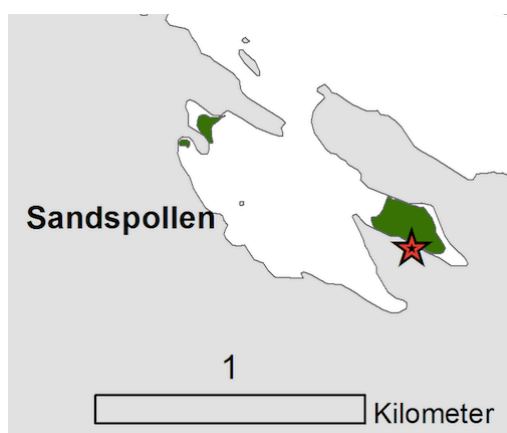
områdene hvor nota ble satt. Dette ble observert under undersøkelse ved snorkling og undervannsfotografi i juli.



Figur 1. Kart over Sandspollen og Sætrepollen i indre Oslofjord.

2.1.1 Sandspollen

Sandspollen er omtrent 1200 meter lang og 500 meter bred. Sundet som knytter Sandspollen til Oslofjorden ligger mot nordøst og er ca. 100 m bredt. Totalt finnes det fire små bukter her, hvorav fiske med strandnot ble foretatt i Kapellkilen, merket med rød stjerne (Figur 2). Den største ålegressengen i Sandspollen finnes her. Denne dekker ca. 30.000 m², med et voksedyp fra 0,5 til 5,5 m (Miljødirektoratet, 2009). Tett vegetasjon av *Zostera marina* vokser ned til 3,5 m dyp. Kapellkilen mottar ferskvann kun periodisk, da det



Figur 2. Kart over Sandspollen. Ålegress indikert med grønt, og prøvetakingsområde indikert med rød stjerne. Kart laget av Eli Rinde ved NIVA.

ikke er noen elveutløp eller utslipp av grunnvann direkte til området (Wistrøm, 1978). Selv om det ikke er noen marina i Sandspollen, er området hyppig brukt i sommerhalvåret av fritidsbåter og badeturister.

2.1.2 Sætrepollen

Som Sandspollen ligger Sætrepollen på vestsiden av indre Oslofjord, men lenger nord enn førstnevnte (Figur 3). Sætrepollen er omtrent 1900 meter lang, og 500 meter bred. Sætrepollen er knyttet til Oslofjorden via to sund i øst og nord, som er henholdsvis 290 og 65 m brede. På vestsiden av Sætrepollen ligger Sætre, et tettsted med rundt 3500 innbyggere (SSB, 2015).

Både nordsiden og sørsiden av Sætrepollen har mange ålegressenger, hvorav det ble foretatt fiske med strandnot i den innerste av to bukter i den sørlige delen merket med rød stjerne (Figur 3). I denne bukta finnes en ålegresseng på ca. 50.000 m² med tett vegetasjon ned til 3 m dyp

(Miljødirektoratet, 2007). Det er også to båthavner i nærheten av ålegressengen på motsatt side av bukta. Sætrepollen mottar ferskvann fra 5 små bekker hvorav to renner ut i bukta hvor prøvetakning ble foretatt.



Figur 3. Kart over Sætrepollen. Ålegress indikert med grønt, prøvetakningsområde indikert med rød stjerne. Laget av Eli Rinde ved NIVA.

2.2 Prøvetakning

2.2.1 Fiske med strandnot

Fiske med strandnot ble foretatt med omtrent en måneds intervaller fra 24. mars til og med 27. november (For eksakte prøvetakningsdatoer, se Appendiks 1). Dimensjonene på nota er som følger; Lengde på sidetau er 45 m, notlengde 21 m, notbredde er 1,65 m nærmest sidetau, og 2,75 m ved midten av nota, maskevidde er 0,5 cm. Notas ledetau har lodd, slik at denne holder seg ved bunnen og i størst mulig grad hindrer at fisk unngår nota ved å svømme under den. Tre personer deltok alltid ved prøveinnsamlinger. Fiske ble utført ved at en person holdt et av sidetauene fra land, og nota ble satt mens fører av motorbåten reverserte i en halvsirkel. Nota ble deretter trukket i land, med ca. 5 m avstand mellom sidetauene (Figur 4). Maksimal dybde i prøvetakningsområdene var ca. 3 m. Da ålegress vokser fra rundt 10

meter fra land, ble nota også trukket over noe sand. Nota ble trukket over et omtrentlig areal på 320 m².

Strandnot er skånsom for habitat den trekkes over, og har ofte blitt benyttet til prøvetakning i sjøgressenger (de la Moriniere et al., 2003; Robinson og Yakimishyn, 2013; Unsworth et al., 2008). Videre viser sammenligninger av fiske med strandnot og tråleutstyr eller teiner/feller, at strandnot ofte fanger høyest antall individer og arter (Gell og Whittington, 2002; Guest et al., 2003). Individer som er mindre enn notas maskevidde vil ikke komme med i prøver. Observasjon fra tidligere strandnot-trekk i forbindelse feltkurs med en dags mellomrom i prøvetakningsområdene, tyder på at fangsten ikke blir redusert selv med hyppige prøvetakninger. Derav reduseres mest sannsynlig ikke populasjoner i områdene i stor grad ved prøvetakning en gang i måneden.



Figur 4. Trekking av strandnot i Sandspollen.

Variasjon i totalvolumet som ble fisket må forventes da strandnot er et semi-kvantitativt redskap. Variasjon i tidevannssyklus, måten nota ble satt på samt ulik topografi mellom prøvetakningsområder må medberegnes. Av praktiske årsaker var det ikke mulig og gjøre trekk med nøyaktig en måneds intervaller, eller å trekke ved et gitt sted i tidevannssyklusen.

Prøver fra stasjonene ble lagt i merkede beholdere før de ble fraktet tilbake til laboratoriet på forskningsstasjonen i Drøbak eller ved Universitetet i Oslo. Delprøven tatt i juli ble foretatt ved at det ble rørt rundt i beholder med fisk før en del av disse ble tatt opp med sil. Dette ble foretatt 6 ganger i prøver fra hver stasjon. Alle individer ble altså ikke talt, men hele prøven

ble veid. Det antas at det prosentmessige bidraget av arter og grupper denne måneden representeres av delprøven. På bakgrunn av forekomst fra delprøven, og total vekt av hele prøven, ble det estimert forekomst av fiskeartene i hele prøven, for nærmere forklaring se Appendiks 1.

Salinitet og temperatur ble målt med en salinotherm i bunn- og overflatevann. Måling ble foretatt ved det ytterste stedet der nota hadde blitt satt.

2.3 Morfologisk artsbestemmelse, lengdemåling og veiing

Innsamlede individer ble identifisert til lavest mulig taksonomisk nivå ved hjelp av analyse av morfologiske trekk. Trekkene som ble benyttet var fargetegninger, morfometriske mål, antall og plassering av finner, type og antall stråler i disse, plassering og form av sidelinjeorgan, antall skjell langs sidelinje osv. Litteratur som ble benyttet til artsbestemmelse er som følger; Pethon og Nyström (2005), Hayward og Ryland (1995) og Whitehead (1986). Totalvekt av alle individer innen hvert taxa ble veid, og total lengde av 20 tilfeldig utvalgte individer (om tilgjengelig) ble målt til nærmeste millimeter.

2.4 Molekylær analyse

Individer som ble bestemt til slekten *Pomatoschistus* ble ikke videre bestemt til art, da dette viste seg å være vanskelig og tidkrevende. Flere av trekkene hos arter i denne slekten varierer mye både med livsstadier og kjønn (Hayward og Ryland, 1995), og fargetrekk forandres jo lengere tid individene har vært døde. Videre er noen av trekkene som brukes til å artsbestemme kutlinger i denne slekten ikke mulig å observere uten forbehandling med kjemikalier. Imidlertid ble det tatt vevsprøver fra flere individer til senere molekylær analyse og artsbestemmelse. Da mange av prøvene trolig ble ødelagt ved oppbevaring i fryser og ikke ga resultat som kunne bli benyttet til sekvensering, ble det foretatt et ekstra nottrekk i april 2016, hvor alle individer som ble bestemt til *Pomatoschistus* ble tatt vevsprøver av. Det ble tatt bilde av viktige karaktertrekk for morfologisk artsbestemmelse hos alle individer for å knytte disse til resulterende DNA-sekvenser, med et ID-nr for senere analyse.

For å bestemme arter innen slekten *Pomatoschistus*, ble DNA-barcoding benyttet. Dette er en metode som innebærer en rekke prosedyrer som vevsprøvetaking, ekstraksjon av DNA, kopiering/amplifisering av spesifikke regioner av DNA, sjekk av amplifiseringsprodukter,

samt rengjøring av disse. Sekvensering ble foretatt av GATC biotech i Tyskland. Sekvenser ble så behandlet og analysert ved hjelp av BioEdit (versjon 7.0.9.0). I dette programmet kan man ved hjelp av kromatogram velge ut sannsynlige og pålitelige sekvenser, og sette sammen sekvensene fra hver DNA-tråd til en sammenfattende DNA-sekvens. Denne ble så sammenlignet med eksisterende sekvenser i GenBank, hvor en søkealgoritme sammenligner og identifiserer sekvenser som i størst grad er like. Deretter ble et fylogenetisk tre konstruert på bakgrunn av sekvensene med størst likhet, og sekvenser fra arter i nær slekt ved hjelp av programmet MEGA (versjon 5). Flere sekvenser av hver art ble lastet ned fra Genbank, for å redusere risikoen for å velge ut sekvenser hvor artsbestemmelsen i utgangspunktet har vært feilaktig. Modellene brukt for å konstruere fylogenetisk tre var Neighbor-Joining med Kimura-2 parameter (K2P) som beskrevet av Knebelberger og Thiel (2014). Ved Neighbour Joining blir avgreninger konstruert mellom sekvenser med størst likhet, før disse igjen blir knyttet sammen med nye sekvenser (Futuyama, 2013). Dette er en cluster-metode hvor kun ett tre blir konstruert. K2P er substitusjonsmodellen som tar høyde for multiple hits og ulike mutasjonsrater for puriner og pyrimidiner. I tillegg ble det konstruert et fylogenetisk tre basert på Maximum Likelihood og K2P, for å se om ulike modeller kom frem til samme resultat. Maximum Likelihood analyserer sannsynligheten for ulike trær med ulike konfigurasjoner, gitt distansene mellom sekvenser som undersøkes og den underliggende substitusjonsmodellen (Lemey et al., 2009). Det fylogenetiske treet med størst sannsynlighet er resultatet. Ikke alle mulige konfigurasjoner kan testes, slik at heuristiske metoder benyttes i søket. De fylogenetiske trærne ble testet med 1000 bootstrap replikater, for å vise støtte for grenene i det fylogenetiske treet. For nærmere beskrivelse av metodikk og protokoller, se Appendix 2.

2.5 Numeriske og statistiske analyser

Alle analyser ble utført ved bruk av statistikkprogrammet R (versjon 3.1.2) eller i Excel (versjon 14.6.2). Signifikansnivå for alle tester ble satt til $p=0,05$.

2.5.1 Analyse av variasjon i forekomst og artsrikhet.

For å se om forekomst av enkelte arter kunne forklares av målt salinitet og temperatur ble multipel lineær regresjon benyttet. Ved multipel lineær regresjonsanalyse forsøker man å finne hvor stor grad to eller flere forklaringsvariabler (i denne undersøkelsen salinitet og temperatur) kan forklare responsvariabelen (i denne undersøkelsen forekomst av en art) ved

et lineært forhold mellom disse (Zuur et al., 2007) Den generelle modellen for multippel lineær regresjon med to forklaringsvariabler er følgende: $Y_i = \alpha + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + e$, og tilsvarer et plan, fremfor en linje. I denne undersøkelsen tilsvarer Y_i forventning av forekomsten av en art, X_1 er temperatur, mens X_2 er salinitet. β_1 er forventet forandring i forekomst ved en enhets økning i temperatur når salinitet er konstant, mens β_2 viser forventet forandring i forekomst med en enhets økning i salinitet når temperatur er konstant, e tilsvarer restleddet for avviket av observerte data fra regresjonsplanet. I R utføres estimeringen ved funksjonen `lm` som står for linear modell, og regresjonsplanet estimeres ved å minimere det kvadrerte avviket mellom observert og forventet Y -verdi. Forekomst av arter ble logaritmetransformert før regresjonsanalyse.

På grunn av et ubalansert studiedesign (alle prøver tatt fra samme sted i samme stasjoner, fravær av replikater), og et datasett med mange arter ble det utført multivariate analyser i form av non-metric multidimensional scaling- (MDS) ordinasjon og clusteranalyse. Før clusteranalyse, ble individer som kun ble identifisert til slekt, fjernet fra datasett for forekomst, slik at tilsvarende enheter var inkludert. Deretter ble datasettet 4-kvadratrotstransformert, for å redusere innflytelse av arter med høy forekomst, og unngå overvektning av sjeldne arter (Field et al., 1982). På bakgrunn av det transformerte datasettet, ble det regnet ut Bray-Curtis ulikhetsindekser (Bray og Curtis, 1957) mellom to og to prøver som så ble samlet i en ulikhetsmatrise ved hjelp av funksjonen `vegdist` i R. Denne indeksen ble benyttet da den egner seg til artsdata som både innebærer tilstedeværelse og forekomst av arter (Clarke, 1993; Kindt og Coe, 2005). Indeksen rangerer fra 0 til 1, hvor 0 betyr at sammenlignede enheter er helt like, og 1 betyr at sammenlignede enheter er helt ulike. Formelen for Bray-Curtis ulikhetsindeks mellom 2 prøver er som følger:

$$BC_{12} = \left(\frac{\sum_i |y_{i1} - y_{i2}|}{\sum_i |y_{i1} + y_{i2}|} \right)$$

Hvor y_{i1} er forekomsten av den i ende arten fra prøve 1 og y_{i2} er den i ende arten fra prøve 2. og $\sum_i(\dots)$ står for summeringen av alle arter. Clusteranalyse ble foretatt ved bruk av funksjonen `hclust` i R, og ble satt til "complete linkage". Funksjonen innebærer hierarkisk clustering hvor hver prøve først analyseres som en cluster, med ulikhet=0. Deretter vil prøven med lavest ulikhetsindeks, altså den med likest artssammensetning og forekomst (fra ulikhetsmatrisen), kombineres til en ny cluster med denne. Ulikheten mellom clusterne regnes

ut som den maksimale ulikheten mellom enhetene i hver cluster. Dendrogram ble så laget på bakgrunn av clusteranalysen for å visualisere likheten mellom prøvene, og delt i tre grupper ved funksjonen `cutree` i R. Det ble i tillegg laget et MDS-plot ved hjelp av funksjonen `metaMDS` i R. MDS forsøker å representere parvise ulikheter mellom objekter, ved bruk av få dimensjoner, i dette tilfellet 2 (Zuur et al., 2007). Verdier fra en ulikhetsmatrise blir omgjort til rangverdier, altså gitt et tall etter hvilke prøver som er likest, mindre lik osv. Deretter foregår en gjentakende prosess hvor ulike konfigurasjoner testes ut, frem til en løsning med minst avvik til faktiske rangverdier oppnås. En stress-verdi basert på avviket mellom rangverdier i ordinasjonen og de virkelige verdiene, sier noe om hvor godt mønstre i ulikhetsmatrisen er bevart i ordinasjonen. Ved stressverdier mellom 0,05 og 0,1 anses MDS-plot for å bevare mønstre i data godt. Ved høyere verdier bør man være forsiktig med tolkninger.

Videre ble salinitet og temperatur inkludert ved å gjøre en korrelasjonsanalyse av disse i forhold til verdiene av prøvene langs begge aksene i ordinasjonen, for å belyse hva som mest sannsynlig kan være med på å forklare observerte mønstre. Dette ble utført med funksjonen `cor.test` i R, som benytter Pearson korrelasjon. Det ble også utført korrelasjonsanalyse mellom målt salinitet og temperatur.

2.5.2 Analyse av variasjon i lengde av fisk mellom stasjoner og måneder

Analyse av lengde ble kun foretatt for arter som hadde relativt høy forekomst i størsteparten av studieperioden, slik at et stort antall lengdemålinger forelå. Dette inkluderte artene glasskutling, tangkutling, svartkutling, og trepigget stingsild. For å teste om det var signifikante forskjeller i lengde mellom stasjoner ble en tosidet Welch t-test foretatt (Welch, 1947) med funksjonen `t.test` i R. Denne ble valgt da normalfordeling av data ikke er en forutsetning. Shapiro-Wilks-test ble benyttet for å sjekke for normalfordeling av alle lengdemålinger innen hver måned (Shapiro og Wilk, 1965) med funksjonen `shapiro.test` i R. Lengdemålinger pr. måned var oftest ikke normalfordelte, og det ble derfor foretatt en ikke-parametrisk Kruskal-Wallis test for å sjekke om det var signifikante forskjeller i lengde mellom måneder (Kruskal og Wallis, 1952) med funksjonen `kruskal.test` i R. Dersom Kruskal-Wallis test viste signifikante forskjeller, ble en Nemenyi test for multiple parvise sammenligninger foretatt (Nemenyi, 1962). Dette for å se hvilke måneder som hadde

signifikant forskjellige lengdemålinger fra hverandre. Funksjonen `posthoc.kruskal.nemey.test` i R ble benyttet.

3 Resultater

3.1 Taksonomisk oversikt

Følgende seksjon omhandler den taksonomiske oversikten over arter som har blitt identifisert ved morfologisk analyse, med en generell beskrivelse og henvisning til relevant litteratur. Her presenteres antall individer som ble identifisert til hver art, samt minste og største lengde av disse. Observerte gytetrekk blir også presentert.

Rekke Chordata

Klasse Actinopterygii

Orden Gadiformes

Gadidae-Torskefamilien

Merlangius merlangus (Linnaeus, 1758) - Hvitting

Hvitting er en torskefisk som har tilspisset munn med overbitt (Pethon og Nyström, 2005). Den har tre dorsale og to anale finner i likhet med andre torskefisk. Hos hvitting er fremre del av den første analfinnen plassert i underkant av midten av den første dorsalfinnen. Små individer kan ha skjeggtråd, noe som oftest mangler hos større individer. Andre kjennetegn er en tydelig mørk flekk ved brystfinneroten, en mørk sidelinje og hvite kanter på rygg- og gattfinner. Individene som ble bestemt til arten hvitting hadde alle de nevnte trekkene, med unntak av skjeggtråd.

4 individer ble funnet med lengde fra 11,4 til 14,2 cm.

Pollachius pollachius (Linnaeus, 1758) - Lyr

Lyr har utpreget underbitt i motsetning til hvitting. (Pethon og Nyström, 2005). Lyr har store øyne og kan skilles fra andre torskefisk ved at den har en sterkt buet mørk sidelinje.

2 individer på henholdsvis 9,5 og 10,7 cm ble funnet.

Pollachius virens (Linnaeus, 1758) - Sei

Sei kan forveksles med lyr, men skilles fra denne ved at den har en rett sidelinje, som er nesten hvit hos større individer (Pethon og Nyström, 2005). Skjeggtråd finnes kun hos unge individer og munnen er enten terminal eller med svakt underbitt. Det ene individet som ble funnet hadde svakt underbitt og rett sidelinje, men manglet skjeggtråd.

Individet var 17,5 cm lang.

Gadus morhua (Linnaeus, 1758) - Torsk

Torsk har en tydelig skjeggtråd under haken, og en sidelinje som er hvit og buet (Pethon og Nyström, 2005). Videre sitter to gattfinner rett under de to bakerste ryggfinnene, i motsetning til både sei, lyr og hvitling. Fargene varierer mye etter hvor torsken holder til.

Kun en torsk ble identifisert og var 17,6 cm lang.

Orden Salmoniformes

Salmonidae -Laksefamilien

Salmo trutta (Linnaeus, 1758) - Ørret

Ørret kan forveksles med laks, men har ofte flere mørke flekker på kroppen og finnene, særlig under sidelinjen (Pethon og Nyström, 2005). Juvenil laks har større og rundere brystfinner enn ørreten som har mindre og spissere. Videre strekker maxilla (bakre del av munn) hos ørret bak øyet, noe den ikke gjør hos laks (Hayward og Ryland, 1995).

10 individer av ørret ble identifisert, hvorav ett individ var 40 cm, og resten var mellom 13,1 og 15,6 cm lange.

Orden Beloniformes

Belonidae - Horngjelfamilien

Belone belone (Linnaeus, 1761) – Horngjel

Horngjel er svært lett gjenkjennelig med en tynn og lang kropp og en nebb lignende munn (Pethon og Nyström, 2005). Kun makrellgjedde er forvekslingsart, men denne har småfinner bak rygg- og gattfinne noe horngjel mangler.

Kun en horngjel ble identifisert, på 63 cm.

Orden Pleuronectiformes
Pleuronectidae - Flyndrefamilien

Platichthys flesus (Linneaus, 1758) – Skrubbe

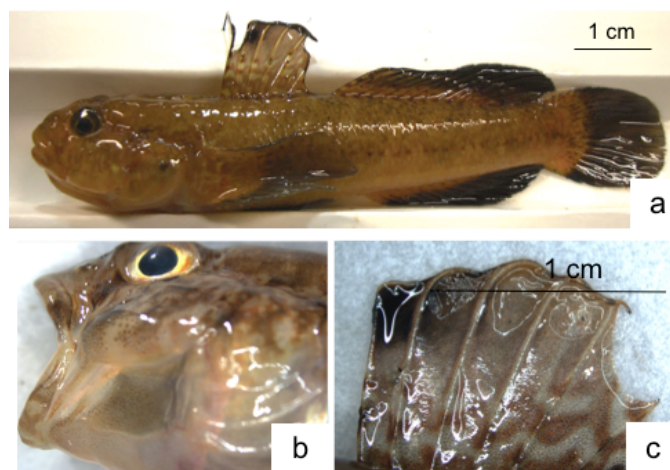
Et sikkert kjennetegn på skrubbe er at den har spisse beinknuter langs sidelinjen og langs basis av rygg- og gattfinne som man lett kan kjenne med fingrene (Pethon og Nyström, 2005). Selv om skrubbe regnes med til høyrevendte flyndrer, er en andel av disse venstrevendte. Skrubbe kan ha røde flekker, i likhet med rødspette og forveksles derfor noen ganger med denne. Rødspette har imidlertid ikke beinknuter på gjellelokket. Individuer som ble bestemt til skrubbe hadde ikke røde flekker, og benknuter på gjellelokk var til stede hos alle, selv dette var noe vanskelig å se på de minste individene.

Totalt 64 individer av skrubbe ble funnet. Lengde av disse var mellom 2,7 og 21,5 cm og hovedandelen var under 10 cm.

Orden Perciformes
Gobiidae –Kutlingfamilien

Gobius niger (Linneaus, 1758) – Svartkutling

Svartkutlingen kan bli opp til 17 cm lang og er den største kutlingen i Skandinaviske farvann (Pethon og Nyström, 2005). Svartkutlingen er kraftigere enn andre kutlinger (Figur 5 a og b) og har en bred halerot som er ca. halvparten av hodelengden (Figur 5 a). Typisk for arten er at fjerde stråle i den første dorsale ryggfinnen er lengre enn de andre . Det kan og være flekker fremst på første (Figur 5 c) og andre dorsalfinne. Kroppsfargen varierer



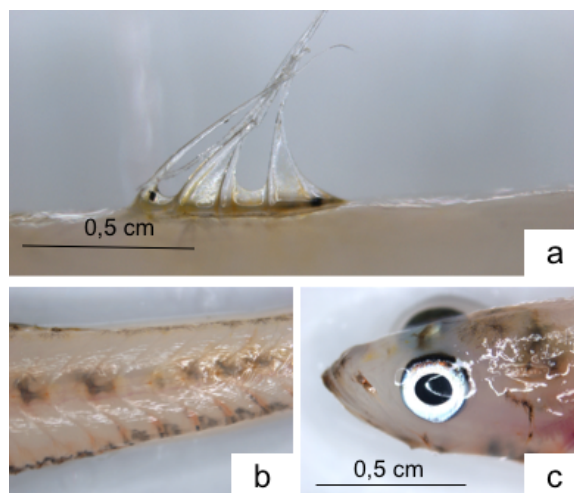
Figur 5. Svartkutling. a) Svartkutling med bred halerot. b) Kraftig hode. c) Første dorsalfinne med svart flekk i forkant.

med alder og kjønn, og eldre hanner er ofte blåsvarte mens yngre hanner og hunner er brune. 1457 svartkutlinger ble identifisert. Lengde av individer var mellom 3,0 og 10,0 cm.

Aphia minuta (Risso, 1810) – Glasskutling

Glasskutlingen er en nesten gjennomsiktig, pelagisk kutling med en lateralt sammentrykt kropp (Pethon og Nyström, 2005). Glasskutling kan forveksles med krystallkutling, men skiller seg fra denne ved at den har 4 og ikke 2 stråler i den første dorsale finnen (Figur 6 a). Glasskutling har skjell på kroppen, selv om dette kan være vanskelig å se (Figur 6 b). Videre har den pigmenter på hodet (Figur 6 c), ryggfinner og gattfinne, noe krystallkutling mangler. Både den bakerste dorsalfinnen og bukfinnen er lengre og lavere hos krystallkutling enn hos glasskutling (Hayward og Ryland, 1995). Ryggfinner ble i fleste tilfeller benyttet til identifikasjon. Dersom disse ikke var intakte ble skjell langs siden og pigmentering benyttet.

Det ble funnet 10.305 glasskutling. Lengde av individer varierte mellom 2,5 og 5,0 cm.

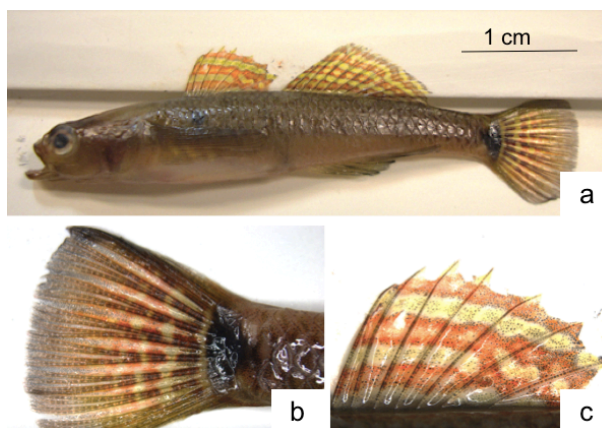


Figur 6. Glasskutling. a) Første dorsalfinne med 4 stråler. b) Hale med skjell. c) Hode med pigmentering.

Gobiusculus flavescens (Fabricius, 1779) - Tangkutling

Tangkutling er en liten rødbrun kutling (Figur 7 a). Den er lett å kjenne igjen ved den karakteristiske svarte flekken på haleroten (Figur 7 b) som er omgitt av en gul ring. Den kan skilles fra andre kutlingarter ved at den har 7 stråler i første ryggfinne (Figur 7 c). Hannen har også en svart flekk under brystfinnen (Pethon og Nyström, 2005).

Det ble funnet 19.877 tangkutlinger. Lengde av individer var mellom 2,0 og 5,0 cm.

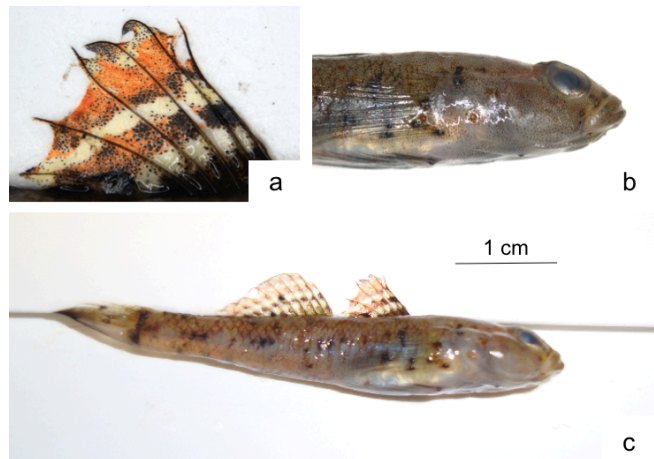


Figur 7. Tangkutling. a) Kropp. b) Flekk ved halerot. c) Første dorsalfinne med 7 stråler.

Pomtaoschistus pictus (Malm, 1865) - Bergkutling

Bergkutling kan ligne leir og sandkutling i kroppsform, men skiller seg fra disse ved de karakteristiske fargemønstrene i dorsalfinnene (Figur 8 a), nemlig to eller flere rader av svarte flekker, etterfulgt av rader med rødt (Pethon og Nyström, 2005). Videre har denne arten et betydelig mer spraglede utseende med svarte og rødlige prikker (Figur 8 b og c).

Kun 2 individer av bergkutling ble funnet på henholdsvis 4,5 og 5,1 cm.



Figur 8. Bergkutling. a) Første dorsalfinne med rekker av svarte flekker, etterfulgt av rekker med rødt. b) Hode med svarte og rødlige prikker. c) Helt individ med svarte og rødlige prikker.

Labridae - Leppefiskfamilien

Symphodus melops (Linnaeus, 1758) – Grønngylt

Denne leppefisken kan gjenkjennes ved en sort halvmåneformet flekk bak øye, og en tydelige mørk flekk på haleroten ved sidelinjen (Pethon og Nyström, 2005).

17 grønngylt ble identifisert og disse var mellom 2,1 og 12,5 cm lange.

Ctenolabrus rupestris (Linnaeus, 1758) - Bergnebb

Bergnebb kjennetegnes av en mørk flekk mellom første og femte piggstråle i ryggfinnen, samt en svart flekk øverst på haleroten (Pethon og Nyström, 2005).

92 bergnebb ble funnet og lengde varierte fra 2,1 til 8,2 cm.

Labrus berggylta (Ascanius, 1767) - Berggylt

Berggylt kan skilles fra grønngylt og bergnebb ved at den mangler sorte flekker ved haleroten og øyne (Pethon og Nyström, 2005). Den kan variere svært mye i farge etter tilholdssted, men ser ofte marmorert ut.

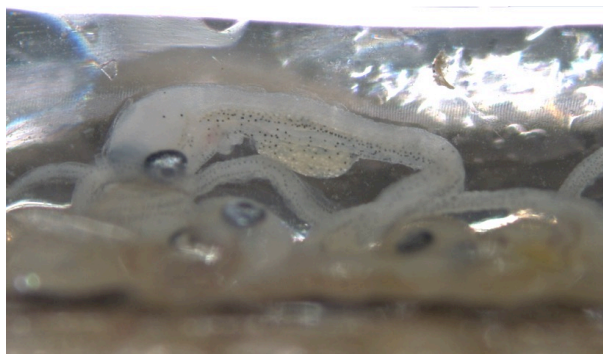
Kun 2 berggylt ble identifisert med lengder på 10,3 og 9,8 cm.

Orden Syngnathiformes
Sygnathidae -Nålefiskfamilien

Syngnathus typhle (Linnaeus, 1758)– Tangsnelle

Denne arten har i motsetning til andre nålefisk en snute som er klart lengre enn resten av hodet og sammentrykt fra siden (Hayward og Ryland, 1995).

298 tangsneller ble funnet. Lengde av disse varierte fra 4,9 cm til 22,1 cm. I september ble en hann med rugepose med tangsnellelarver (Figur 9) funnet.



Figur 9. Tangsnellelarver fra rugepose hos tangsnellehann.

Syngnathus rostellatus (Nilsson, 1855) – Liten kantanål

Liten kantanål har en snute som er omtrent samme lengden som resten av hode (Hayward og Ryland, 1995). Snuten har et rundt tverrsnitt mens kroppen har et kantet tverrsnitt. Liten kantanål kan bli opptil 17 cm.

10 Individuer av liten kantanål ble funnet med lengde mellom 8 og 15,1 cm.

Syngnathus acus (Linnaeus, 1758) – Stor kantanål

Stor kantanål har i motsetning til liten kantanål en snute som er lenger enn halve hodelengden (Pethon og Nyström, 2005). Som liten kantanål er snuten rund i tverrsnitt og kroppen har et kantet tverrsnitt.

2 individer ble funnet med lengder 14,2 og 18,7 cm.

Nerophis ophidion (Linnaeus, 1758) - Liten havnål

Liten havnål mangler alle finner, med unntak av ryggfinner (Pethon og Nyström, 2005). Kroppen er rundt i tverrsnitt og snuten utgjør omkring halvparten av den totale hodelengden. Kroppen er jevn, og ikke kantete slik som hos kantanålene (Hayward og Ryland, 1995). Arten kan skilles fra stor havnål, ved at gattet sitter under fremre del av dorsalfinnen. Videre skiller den seg fra krumsnutet havnål ved at snuten er kortere og bøyd hos sistnevnte.

53 individer av liten havnål ble identifisert med lengde mellom 10,2 og 27,0 cm. 2 hanner i juni, og tre hanner i august hadde egg på magen.

Orden Scorpaniformes

Cottidae - Ulkefamilien

Cyclopterus lumpus (Linnaeus, 1758) –Rognkjeks

Rognkjeks har en rund kropp med tykk hud og 7 rekker av beinknuter langs sidene og buken, og har sugeskive på buken (Hayward og Ryland, 1995). Benknutene er synlige når yngelen er 4 cm lang. Første dorsalfinne er dekket av en tykk og høy kant med beinknuter, særlig hos adulte (Whitehead, 1986). Individene identifisert som rognkjeks manglet tydelige beinknuter, men hadde sugeskive.

Det ble funnet 3 rognkjeks mellom 1,8 og 2,5 cm lange.

Taurulus bubalis (Euphrasen, 1786) - Dvergulke

Dvergulke har et stort, kraftig hode, med tre korte og en svært lang pigg på forgjellelokket (Pethon og Nyström, 2005). Kroppen er glatt, med unntak av sidelinjen som har små, tydelige sidetorner. I motsetning til piggulke har den en piggstråle og 3 bløtstråler i halefinnen.

7 individer av dvergulke ble identifisert mellom 3,7 og 6,5 cm.

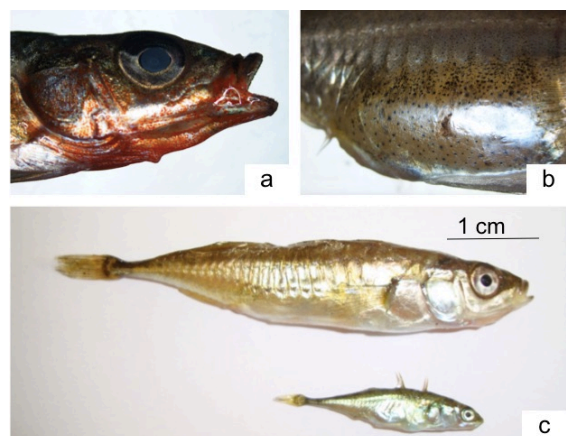
Orden Gasteosteiformes

Gasterosteidae -Stingsildfamilien

Gasterosteus aculeatus (Linnaeus, 1758) – Trepigget stingsild

Trepigget stingsild har en avlang kropp som mangler skjell, men som er dekket av beinplater (Pethon og Nyström, 2005). Arten kjennetegnes oftest av to lange og en kort pigg foran ryggfinnen (Hayward og Ryland, 1995), men det er og vanlig og finne individer med to eller fire pigger. Individer identifisert i denne studien hadde tre pigger. Hanner i gytedrakt og gytemodne hunner ble funnet i juni (Figur 11 a og b) Store mengder juvenile og adulte ble funnet i juli og august (Figur 10 c).

3702 trepigget stingsild ble funnet med lengde mellom 2,0 og 6,8 cm.



Figur 10. Trepigget stingsild. a) Hann med rødfarget gytedrakt. b) Gytemoden hunn. c) Adult og juvenil trepigget stingsild.

Pungitius pungitius (Linneaus, 1758)– Nipigget stingsild

Nipigget stingsild kan forveksles med trepigget stingsild ved første øyekast, men mangler beinplater på kroppen, og har 8 til 11 ryggpigger (Pethon og Nyström, 2005).

40 individer ble funnet i Sætrepollen og var mellom 4,1 og 5,8 cm.

Spinachia spinachia (Linneaus, 1758)- Tangstikling

Tangstikling har en svært langstrakt kropp, og 14-16 korte pigger foran ryggfinnen (Pethon og Nyström, 2005). Store finner og en svært lang hale gjør at denne er enkel å skille fra andre arter i stingsildfamilien.

Det ble funnet 12 individer av tangstikling som var mellom 7,3 og 13,2 cm lange.

3.2 Morfologisk og molekylær analyse av *Pomatoschistus*

spp.

I denne seksjonen vil morfologiske trekk hos arter innen *Pomatoschistus* presenteres, deretter funn av morfologiske trekk hos individer i min undersøkelse og resultater av den molekylære analysen.

Arter innen *Pomatoschistus* som finnes i Norge er følgende:

Pomatoschistus minutus (Pallas, 1770) -Sandkutling, *P. norvegicus* -Mudderkutling (Collet, 1902), *P. microps* (Krøyer 1838) – Leirkutling

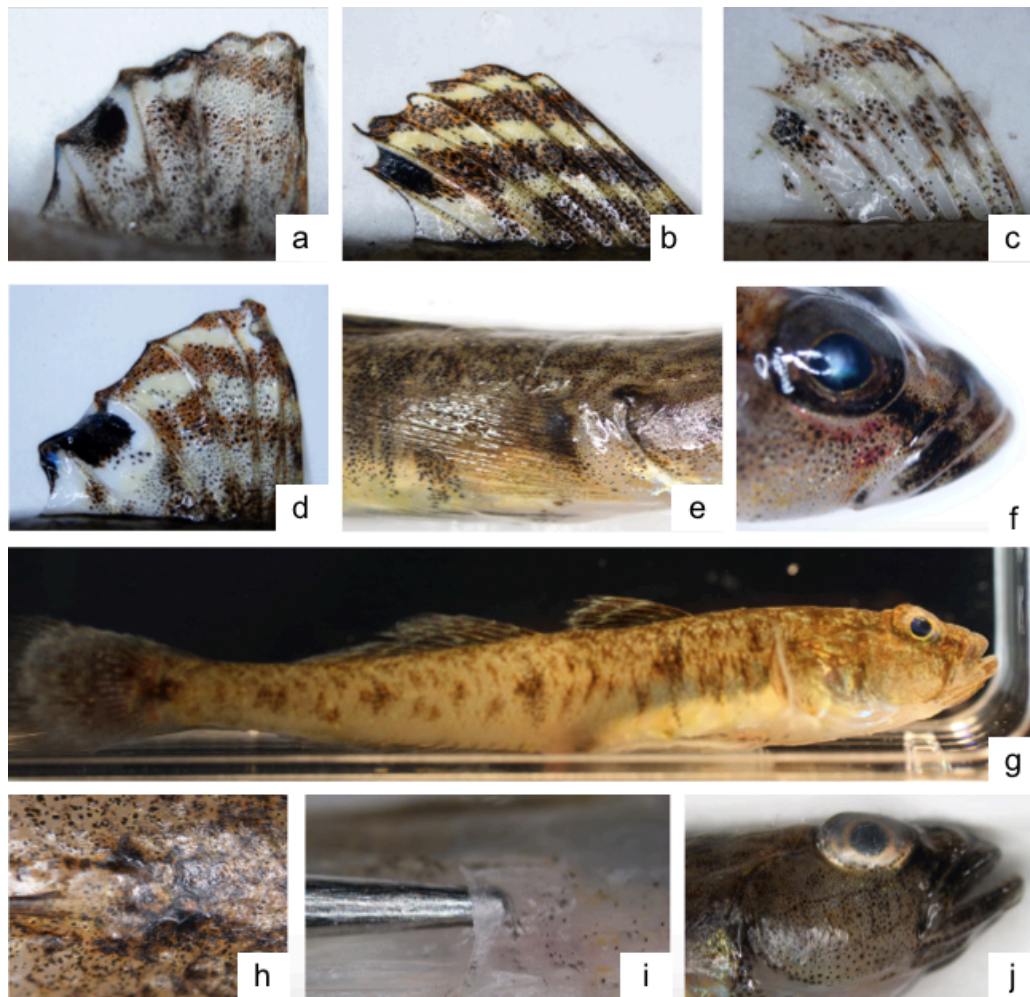
Leirkutling er grå eller sandfarget med mørkere flekker og blir opp til 7 cm lange (Pethon og Nyström, 2005). Hos denne arten har den første dorsalfinnen svake rødbrune flekker. Hanner har en stor svart flekk i bakkant av dorsalfinnen og kan ha vertikale striper på kroppen (Hayward og Ryland, 1995). Leirkutling har sorte skråbånd inne ved basis av brystfinnen og over snuten. Arten har ikke skjell på nakken og den innerste margen av den sammenvokste bukfinnen er glatt. Leirkutling har mellom 39 og 52 skjell langs sidelinjen (Whitehead, 1986).

Sandkutling er sandfarget med mørke eller rødbrune flekker og kan bli opp til 9,5 cm lang (Pethon og Nyström, 2005). Hanner kan og ha mørke striper på kroppen. Hos sandkutling har den første dorsalfinnen horisontale rader med tydelige mørke flekker (Pethon og Nyström, 2005). I bakkant av dorsalfinnen er det hos begge kjønn en blåsvart flekk som ikke når kanten

av membranen (Hayward og Ryland, 1995). Sandkutling har i motsetning til leirkutling villi langs marginen av den sammenvokste bukfinnen, og skjell på nakken og strupen. Sandkutling har flere skjell langs sidelinjen enn leirkutling, mellom 58 og 62 stk (Knebelsberger og Thiel, 2014).

Mudderkutling ligner sandkutling, men mangler skjell på nakken og strupen. Mudderkutling finnes oftest på større dyp enn sandkutling (Pethon og Nyström, 2005). I henhold til Hayward og Ryland (1995) har begge kjønn av mudderkutling sort flekk i bakerste kant av første dorsalfinne som når kanten av membranen. I henhold til Whitehead (1986) finnes denne sorte flekken kun hos hanner. Mudderkutlingen er lys grå med mørkere og oransjeaktige flekker. Individuer innen arten har 55-60 skjell langs sidelinjen (Whitehead, 1986).

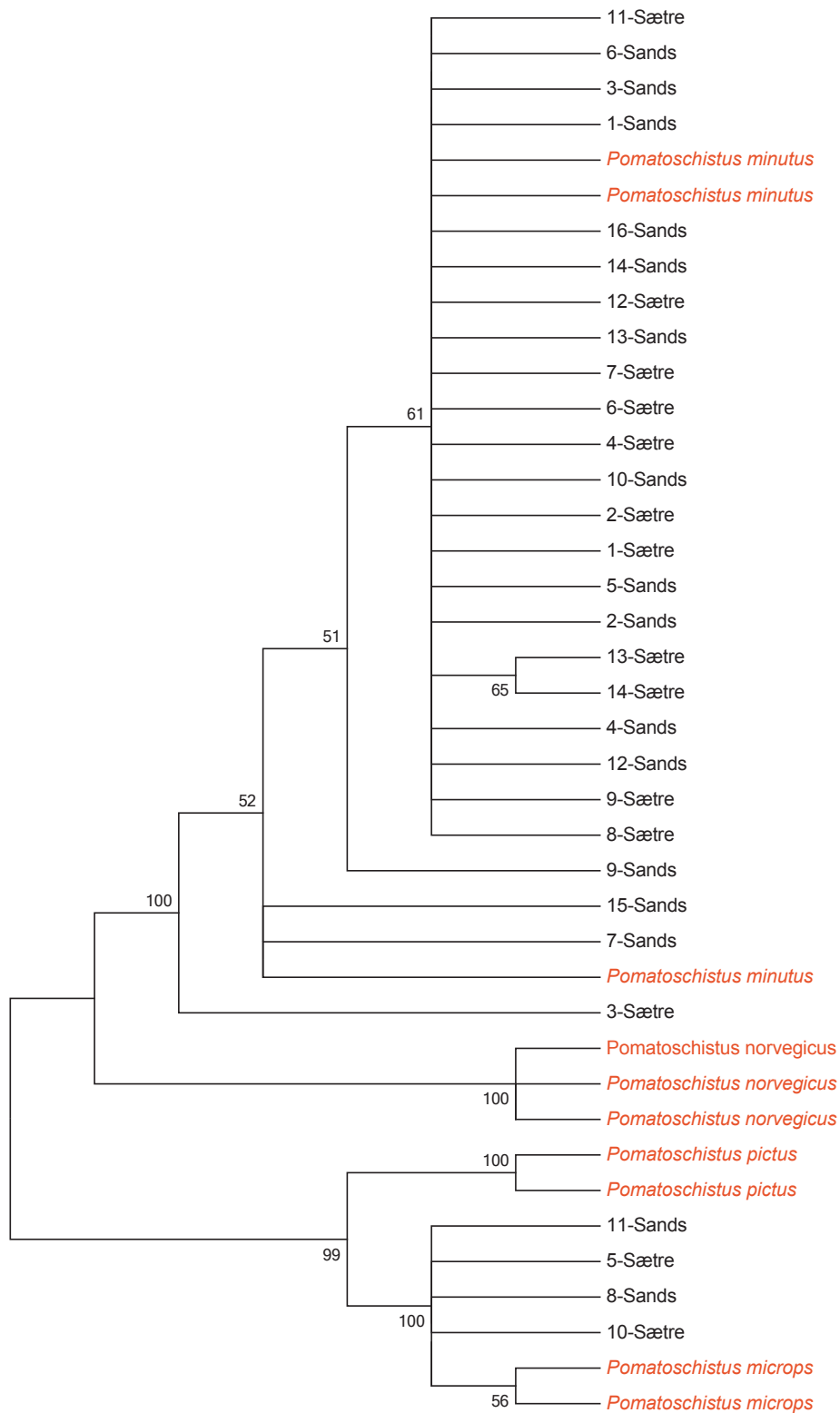
Det ble funnet en rekke forskjellige fargetegninger på dorsalfinner (Figur 11 a,b,c og d), og artsbestemmelse på bakgrunn av dette alene var ikke mulig. Nesten alle de største individene hadde sort flekk på dorsalfinnen, mens dette var vanskelig å observere hos små individer da ryggfinner hos disse lett går i stykker dersom man forsøker å spenne disse ut. Sort bånd ved brystfinnebasis og snute ble observert hos en del individer, både store og små (Figur 11 e og f). Av store individer ble uklare flekker langs siden observert hos mange (Figur 11 g), mens både flekker og mer stripelignende tegninger på kroppen ble funnet hos mindre individer. Skjell på nakke ble videre observert hos store individer (Figur 11 h), men villi på innerste membran av sammenvokst bukfinne var ikke synlig (Figur 11 i). Telling av skjell ble foretatt på noen individer, og disse var ofte tallrike slik som hos sandkutling og mudderkutling. Sidelinjeorganet hos kutlinger er omdannet til hodepapiller, og mønsteret av disse kan i tillegg til trekkene som tidligere har blitt omtalt benyttes for å skille leirkutling og sandkutling (Whitehead, 1986). Mønster av hodepapiller var kun synlig hos noen individer med sterk pigmentering (Figur 11 i). Dette kunne derfor ikke benyttes til å identifisere individer uten forhåndspreparering. På bakgrunn av dette ble individer kun bestemt til slekt ved morfologisk analyse.



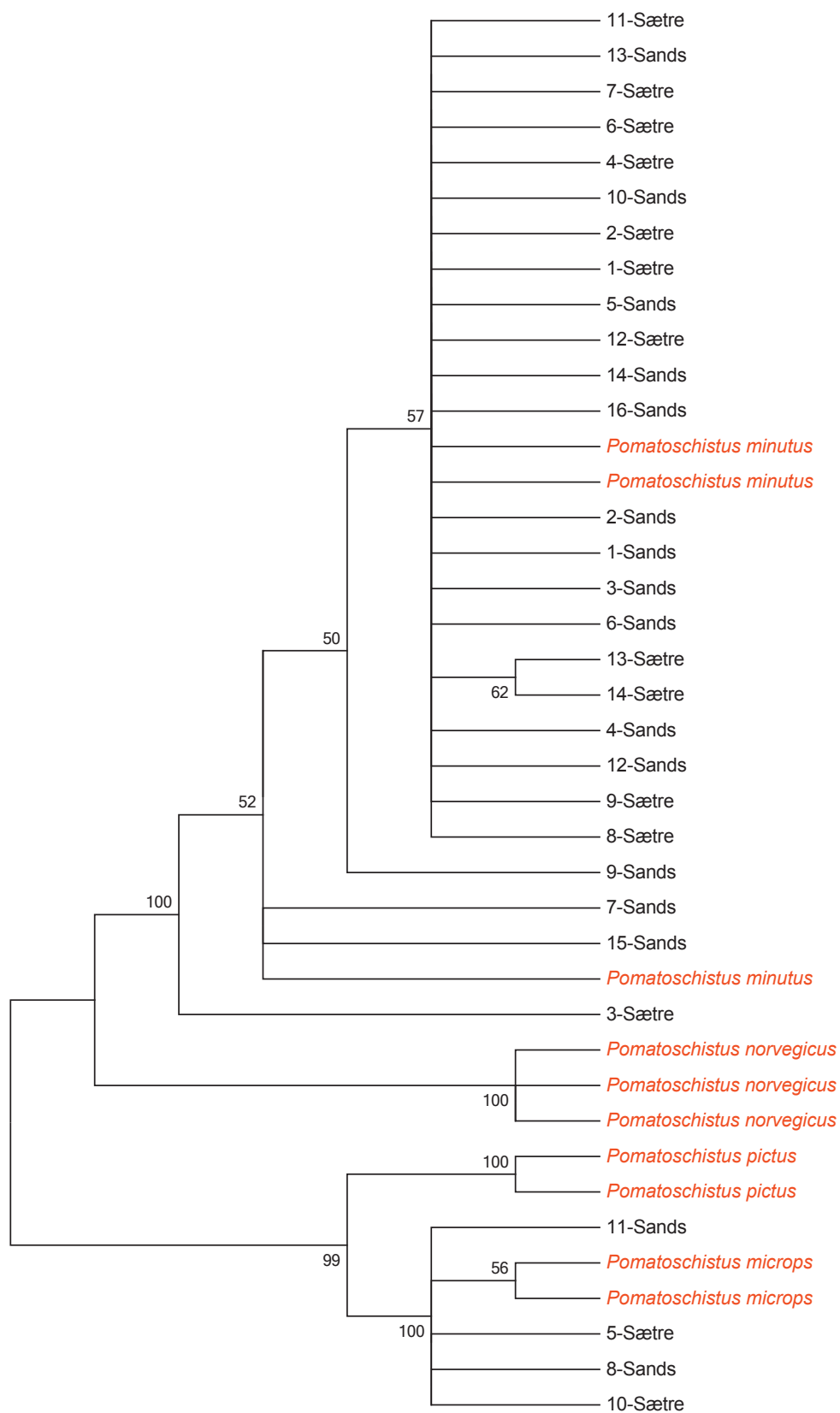
Figur 11. Trekk hos individer innen *Pomatoschistus* spp. a) b) c) og d) Fargetegninger i første dorsalfinne. e) Sort skråbånd ved basis av brystfinne. f) Sort skråbånd over snute. g) Fargetegninger på kropp. h) Skjell på nakke. i) Indre membran av sammenhengende bukfinne. j) Mønster av hodepapiller.

Totalt 30 av vevsprøvene tatt fra individer innen *Pomatoschistus* spp. ga sekvenser som ble benyttet til å konstruere fylogenetiske trær. 26 av sekvensene viste størst likhet med Sandkutling, både ved bruk av Neighbour Joining og Maximum Likelihood og 4 av sekvensene viste størst likhet med leirkutling (Figur 12 og 13). Disse gruppene var godt støttet (100%), men noen av de nedlastede sekvensene viste større likhet med hverandre enn med sekvenser fra min undersøkelse, f.eks leirkutling (*Pomatoschistus microps*, Figur 12 og 13). Av individer som ble identifisert som sandkutling, var de fleste relativt store og alle hadde sort flekk i bakerste kant av første dorsalfinne. Allikevel varierte fargetegninger i dorsalfinnene en del. Eksempelvis ble alle individer som er avbildet med første dorsalfinne i Figur 11 a til d bestemt til sandkutlinger i den molekylære analysen. Noen av individene som ble identifisert som sandkutling hadde sort skråbånd ved basis av brystfinne og sort skråstrek over snuten (Figur 11 e og f), som i litteratur oppgis å være trekk som er typisk for

leirkutling. Individene som ble bestemt til leirkutling var alle under 5 cm. To av disse hadde vertikale mørke striper på kroppen.



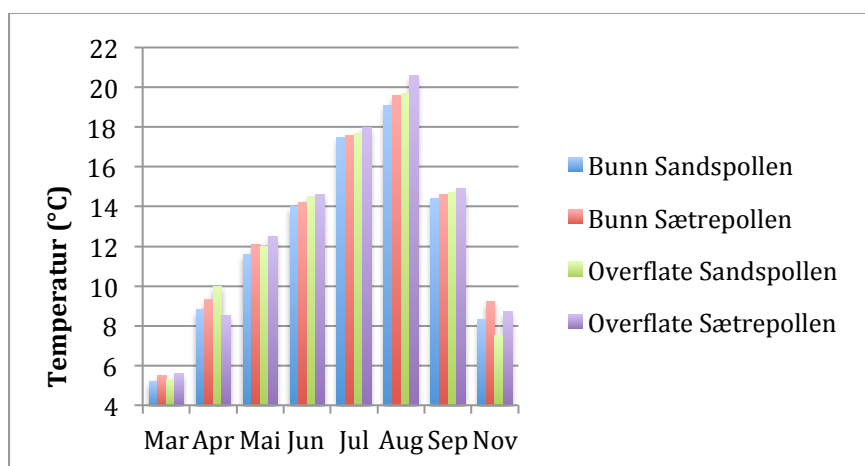
Figur 12. Neighbour Joining-tre basert på sekvenser av COI-genet. Verdier ved siden av avgreninger er bootstrapverdier ved 1000 replikater. Støtteverdier under 50% vises ikke i treet. Sekvenserte individer er skrevet i svart, med prøvenummer etterfulgt av stasjon individet ble funnet i. Sands=Sandspollen, Sætre=Sætrepollen. Referansesekvenser lastet ned fra Genbank er skrevet i rødt.



Figur 13. Maximum Likelihood-tre basert på sekvenser av COI-genet. Verdier ved siden av avgreninger er bootstrapverdier ved 1000 replikater. Støtteverdier under 50 % vises ikke. Sekvenserte individer er skrevet i svart, med prøvenummer etterfulgt av stasjon individet ble funnet i. Sands=Sandspollen, Sætre=Sætrepollen. Referansesekvenser lastet ned fra Genbank er skrevet i rødt.

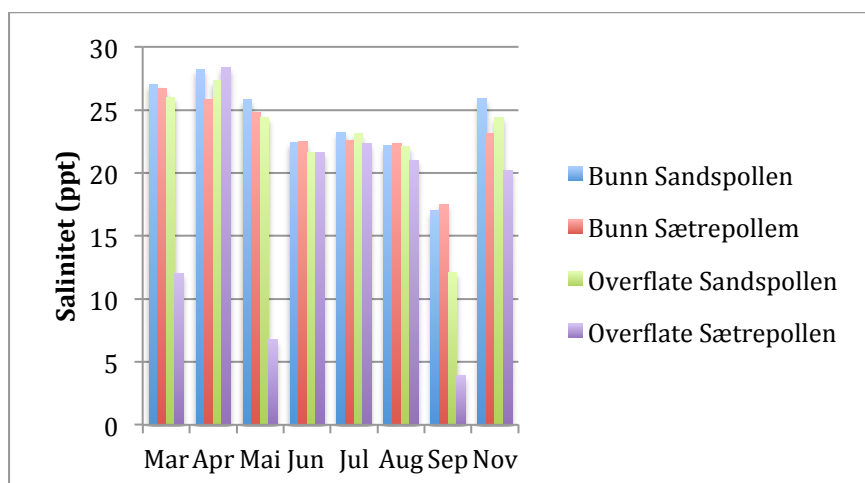
3.3 Sesongvariasjoner i temperatur og salinitet

Gjennom studieperioden varierte temperatur mellom 5,2 og 20,6 °C (Figur 14). Målt temperatur i overflate og bunn viste samme mønster i begge stasjoner. Det var en gradvis økning i temperatur, frem til målt maksimal temperatur i august (Figur 14). Flertallet av målte temperaturer fra Sætrepollen var noe høyere enn tilsvarende temperaturer målt i Sandspollen.



Figur 14. Målt temperatur ved prøvetakning i bunn- og overflatevann i Sandspollen og Sætrepollen.

Salinitet sank fra april til september i både bunn- og overflatevann i begge stasjoner. Overflatemålinger fra Sætrepollen var markant lavere enn andre målinger i mars, mai og september (Figur 15). Målt salinitet i overflaten i Sandspollen i september var også vesentlig lavere enn bunnmåling.

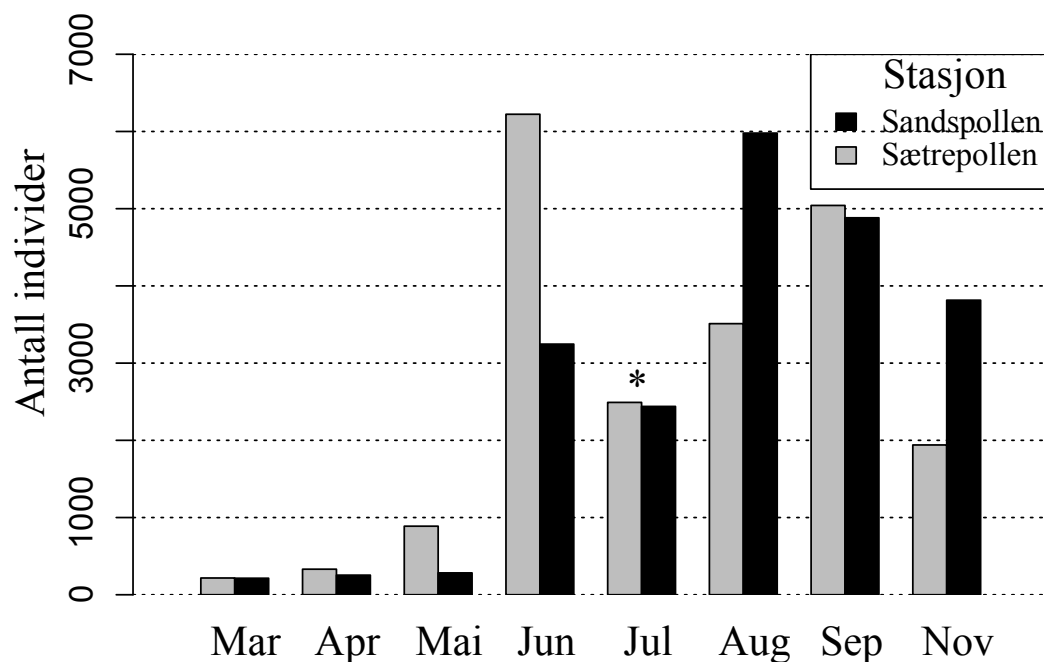


Figur 15. Målt salinitet ved prøvetakning i bunn- og overflatevann i Sandspollen og Sætrepollen.

3.4 Sesongmessig variasjon i forekomst og antall arter

Totalt 38402 individer av fisk innen 25 arter og 9 familier ble funnet i denne studien.

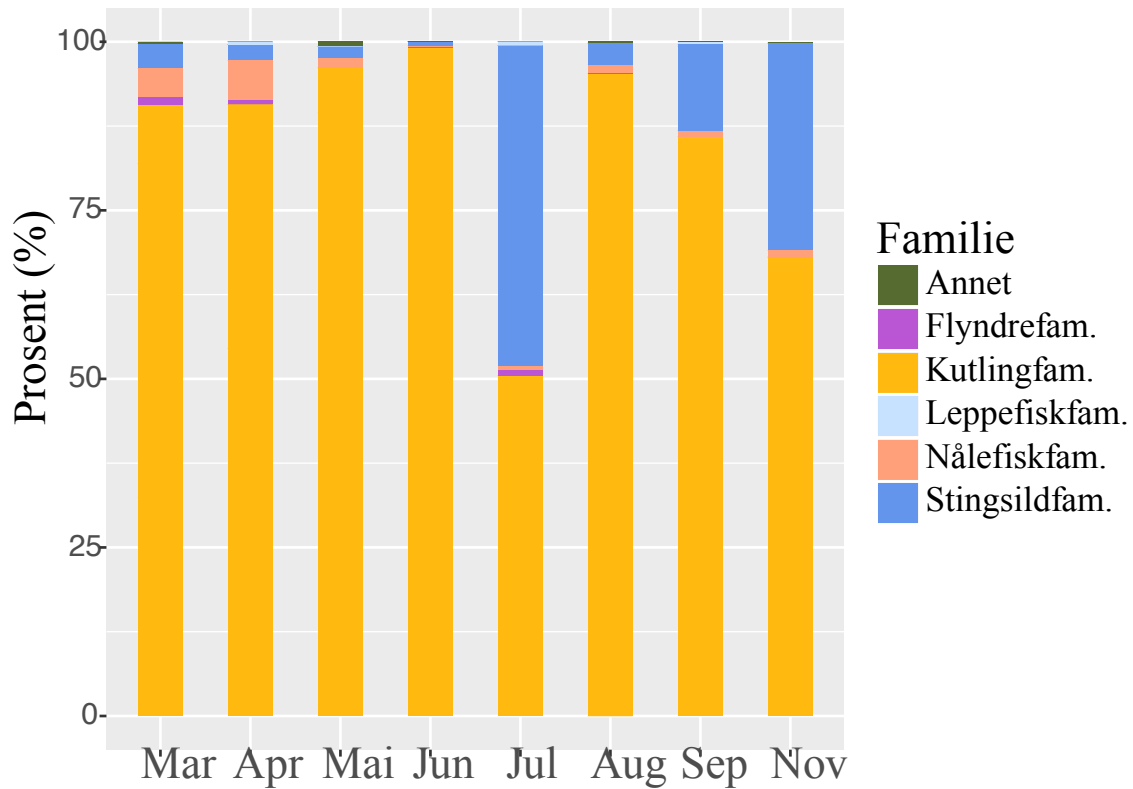
Total forekomst varierte mellom 214 individer i Sandspollen i mars, og 6223 individer i Sætrepollen i juni (Figur 16). Den totale forekomsten var relativt liten mellom mars og mai, før flere individer ble funnet i juni, særlig i Sætrepollen. Også i august og september var forekomst av fisk høy, før et mindre antall ble funnet i november (Figur 16).



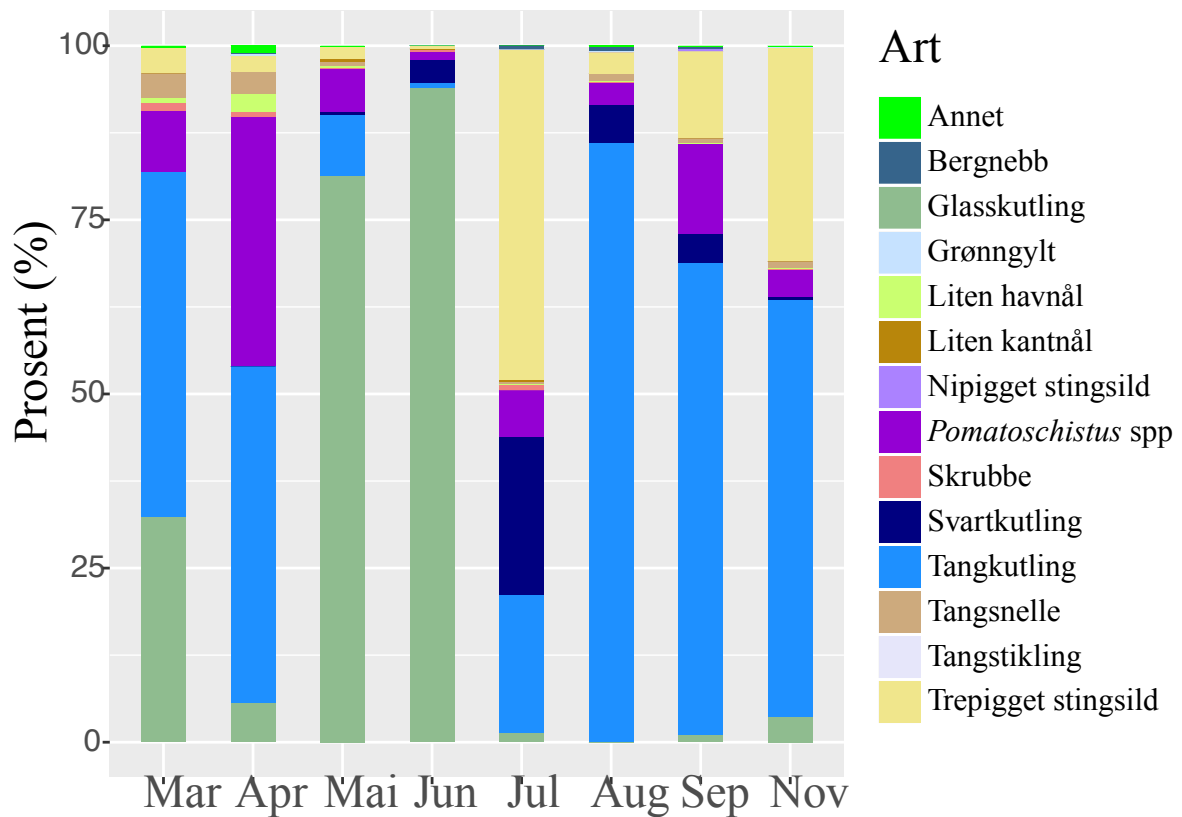
Figur 16. Total forekomst av fisk funnet pr. måned og stasjon. *Estimerte antall individer basert på delprøver i juli.

Generelt dominerte arter innen kutlingfamilien. Disse utgjorde over 50% av antall individer hver måned, og hele 99% i juni (Figur 17). Stingsildfamilien, utgjorde også en stor andel av antall individer, særlig i juli, september og november (Figur 17). De fleste månedene inneholdt en mindre andel individer innen nålefiskfamilien og flyndrefamilien (Figur 17). Andre familier ble funnet i enda mindre grad.

Tangkutling var den mest tallrike arten gjennom hele studieperioden (Figur 18), og utgjorde 52% av totalt antall individer. Tangkutling dominerte prøvene både i tidlige vårmåneder, og høstmåneder. Prøvene hadde tidvis store innslag av glasskutling særlig i mars, mai og juni (Figur 18). Om sommeren og i september inneholdt prøvene innslag av svartkutling, særlig i juli (Figur 18). Også gruppen *Pomatoschistus* spp. utgjorde en betydelig andel av prøvene (Figur 18).



Figur 17. Fordeling (%) av individer pr. familie og måned. Arter som utgjør mindre enn 10 individer i hele studieperioden er inkludert i gruppen annet.



Figur 18. Fordeling (%) av antall individer funnet pr. art og måned. Arter som utgjorde mindre enn 10 individer gjennom studieperioden er inkludert i gruppen annet.

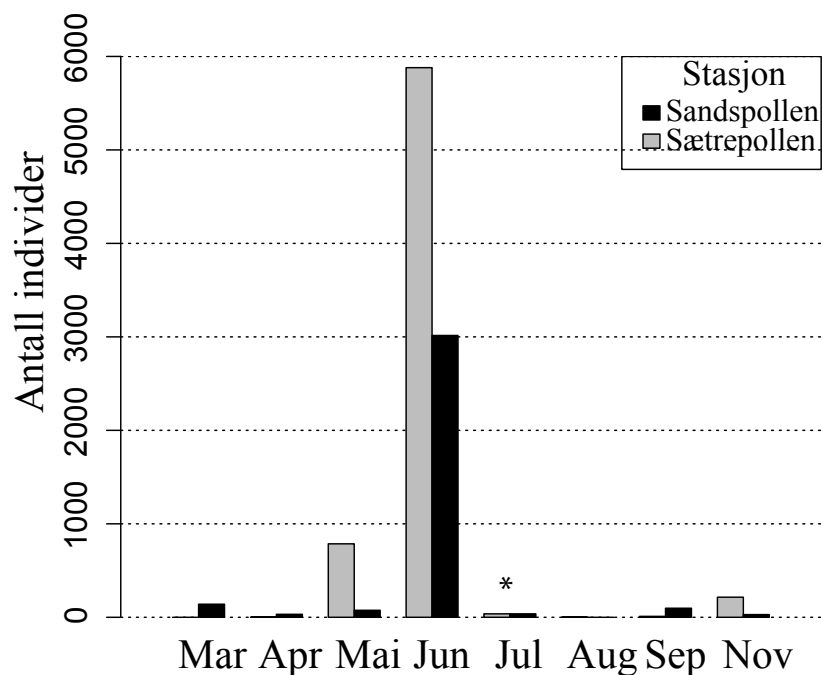
Antall fiskearter varierte med sesong (Tabell 1). Mellom 8 og 17 arter ble funnet pr. strandnottrekk, hvorav det var flest i august, september og november. Det ble funnet flest stasjonære arter.

Tabell 1. Oversikt over forekomst og antall arter funnet pr. måned. Tilstedeværelse er markert med kryss i gjeldende måneder. Totalt antall arter pr. måned er oppgitt nederst i tabell. *Pomatoschistus* spp. regnes som en art. St=Stasjonære arter, Is= Ikke-stasjonære arter, S= Sjeldne arter, An= Anadrome arter.

Artsnavn	Norsk navn	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Nov	Gruppe
<i>Aphia minuta</i>	Glasskutling	X	X	X	X	X	X	X	X	Re
<i>Gobiusculus flavescens</i>	Tangkutling	X	X	X	X	X	X	X	X	Re
<i>Gasteosterus aculeatus</i>	Trepigget stingsild	X	X	X	X	X	X	X	X	Re
<i>Nerophis ophidion</i>	Liten havnål	X	X	X	X	X	X	X	X	Re
<i>Platichthys flesus</i>	Skrubbe	X	X	X	X	X	X	X	X	IR
<i>Sygnathus typhle</i>	Tangsnelle	X	X	X	X	X	X	X	X	Re
<i>Pomatoschistus spp</i>	Ukjent kutling		X	X	X	X	X	X	X	Re
<i>Gobius niger</i>	Svartkutling			X	X	X	X	X	X	Re
<i>Sygnathus rostellatus</i>	Liten kantnål			X	X	X	X			Re
<i>Symphodus melops</i>	Grønngylt		X				X	X	X	Re
<i>Ctenolabrus rupestris</i>	Bergnebb		X				X	X	X	Re
<i>Taurus bubalus</i>	Dvergulke						X	X	X	S
<i>Spinachia spinachia</i>	Tangstikling						X	X	X	S
<i>Salmo trutta</i>	Ørret	X		X	X					An
<i>Pungitius pungitius</i>	Nipigget stingsild						X	X		S
<i>Labrus berggylta</i>	Berggylt						X			Re
<i>Pomatoschistus pictus</i>	Bergkutling					X				Re
<i>Sygnathus acus</i>	Stor kantnål							X		Re
<i>Cyclopterus lumpus</i>	Rognkjeks						X			S
<i>Gadus morhua</i>	Torsk								X	IR
<i>Pollachius pollachius</i>	Lyr						X			IR
<i>Merlangius merlagus</i>	Hvitting							X	X	IR
<i>Pollachius virens</i>	Sei								X	IR
<i>Belone belone</i>	Horngjel			X						S
Totalt antall arter		7	9	11	10	10	17	15	15	

Heretter vil forekomsten av de ulike artene presenteres. De mest tallrike artene presenteres enkeltvis, pr. måned og stasjon. Dette fordi antall individer av tallrike arter mest sannsynlig kan vise reelle forskjeller mellom stasjonene. For disse artene vil resultater av multipl regressjon med salinitet og temperatur som forklaringsvariabler presenteres. For arter med funn av færre individer, presenteres total forekomst fra begge stasjoner samlet pr. art og måned i en og samme figur. Arter med få individer og sporadiske funn inkluderes ikke. Dette gjelder artene rognkjeks, dvergulke, nipigget stingsild, bergkutling og tangstikling. Arter som kan anses som top-predatorer vil presenteres, på tross av lave antall. Dette gjelder ikke stasjonære arter (torskefisk), en anadrom art (ørret) og en sjelden art (horngjel).

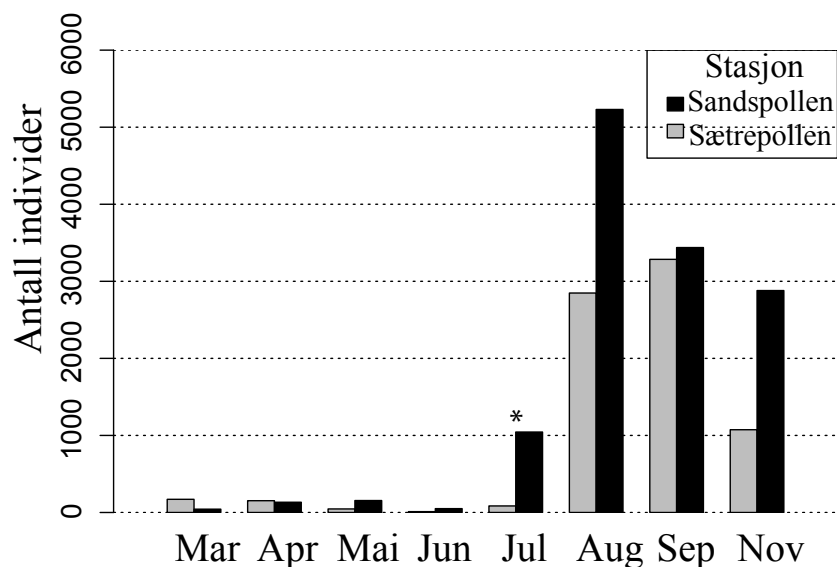
Glasskutling ble funnet i alle måneder. Forekomsten var vesentlig høyere i mai og juni enn i andre måneder (Figur 19). I juni ble det funnet omtrent dobbelt så mange individer i Sætrepollen som i Sandspollen. Multipl regressjon viste ingen signifikante relasjoner mellom forekomst av glasskutling og målt salinitet og/eller temperatur.



Figur 19. Forekomst av glasskutling pr. stasjon og måned. *Estimert antall fra delprøve i juli.

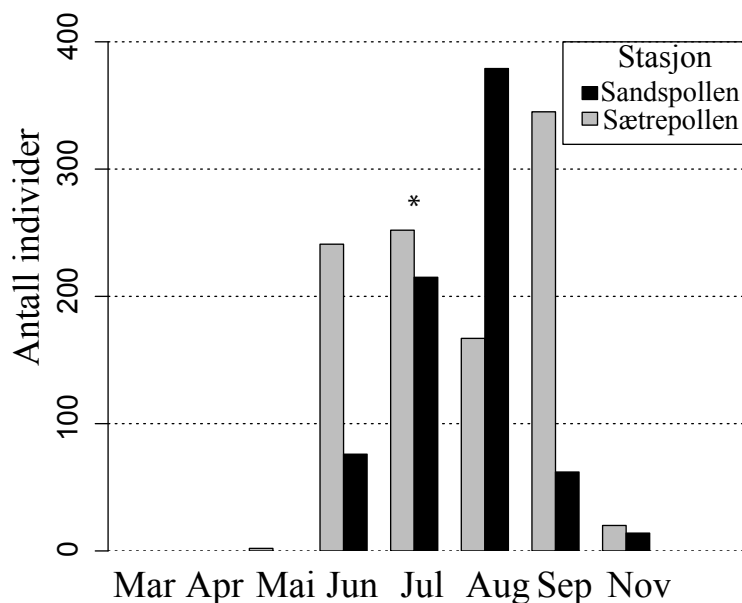
Tangkutling ble funnet i alle måneder, og hadde høyest forekomst i august og september i henholdsvis Sandspollen og Sætrepollen (Figur 20). Det ble funnet flest tangkutlinger i Sandspollen, med unntak av mars og april. I august ble det funnet over 2000 individer mer i

Sandspollen enn i Sætrepollen. Multippel regresjon viste ingen signifikante relasjoner mellom forekomst av tangkutling og målt salinitet og/eller temperatur.



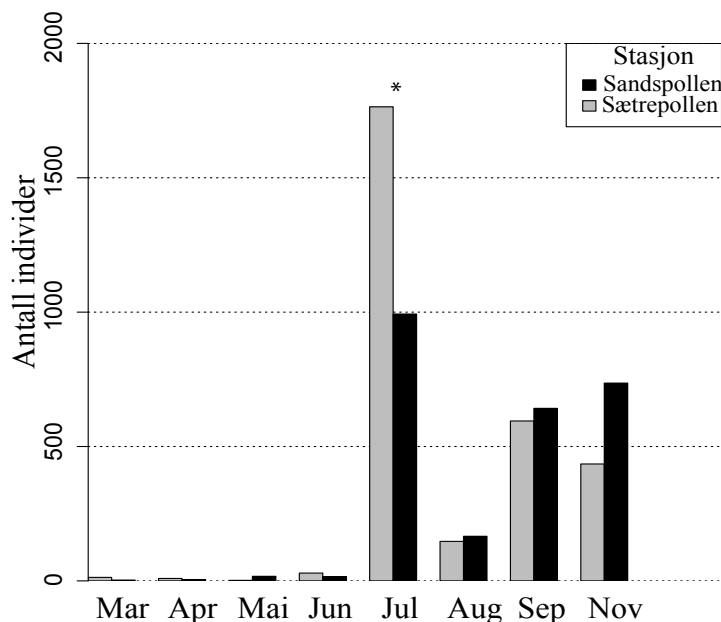
Figur 20. Forekomst av tangkutling pr. stasjon og måned. *Estimert antall fra delprøve i juli

Svartkutling ble først registrert i mai (Figur 21). Det var høyest forekomst av svartkutling i august i Sandspollen og i september i Sætrepollen. Antall individer i november var vesentlig lavere i begge stasjoner. Multippel regresjon viste signifikante relasjoner mellom forekomst og temperatur ($p=0,004$) og mellom forekomst og salinitet ($p=0,02$). Forekomsten økte med høyere temperatur og lavere salinitet.



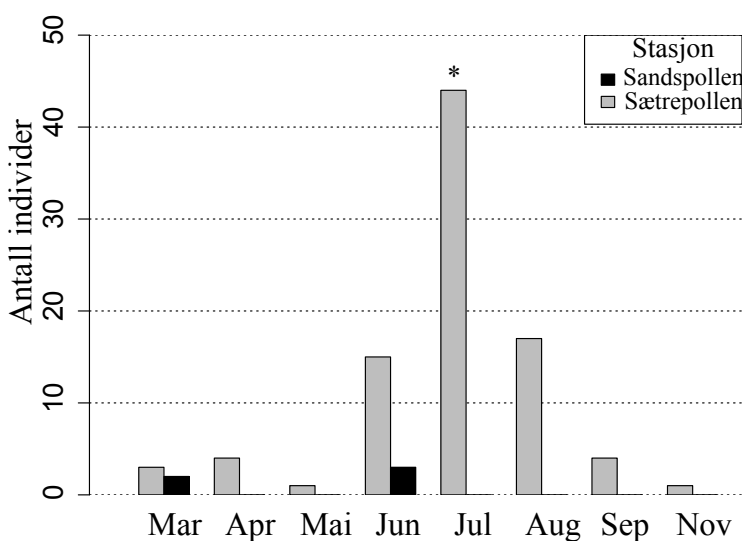
Figur 21. Forekomst av svartkutling pr. stasjon og måned. *Estimert antall individer fra delprøve i juli.

Forekomsten av trepigget stingsild var lav i alle måneder før juli. Det estimerte antallet individer i juli var høyere enn antall i andre måneder (Figur 22). I august var forekomsten i begge stasjoner lavere enn den foregående og påfølgende måneden. Multippel regresjon viste ingen signifikante relasjoner mellom forekomst av trepigget stingsild og temperatur og/eller salinitet.



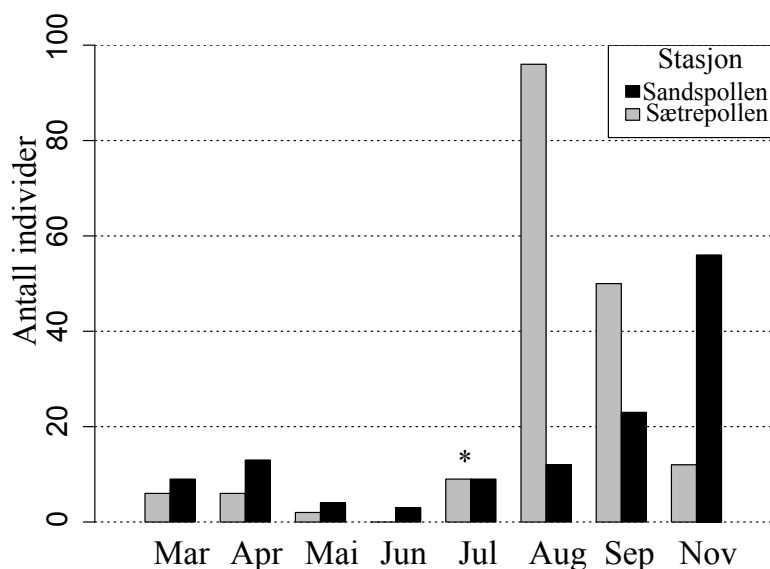
Figur 22. Forekomsten av trepigget stingsild pr. stasjon og måned.* Estimert antall individer fra delprøve i juli.

Det ble funnet flest skrubber i Sætrepollen (Figur 23). Det ble kun funnet skrubbe i Sandspollen i mars og juni. Juni, juli og august var månedene med flest skrubber. Multippel regresjon viste ingen signifikante relasjoner mellom forekomst av skrubbe og målt salinitet og/eller temperatur.



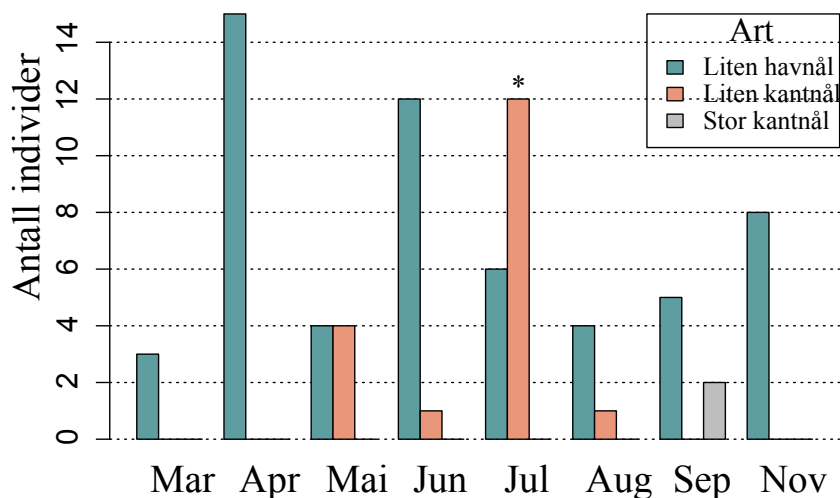
Figur 23. Forekomst av skrubbe pr. stasjon og måned. * Estimert antall individer fra delprøve i juli.

Tangsnelle ble funnet i alle måneder, med særlig mange individer fra august og senere (Figur 24). Det var høyest forekomst av tangsneller i Sandspollen i november og i Sætrepollen i august. Multipel regresjonsanalyse viser ingen sammenheng mellom observert forekomst av tangsnelle og målt salinitet og/eller temperatur.



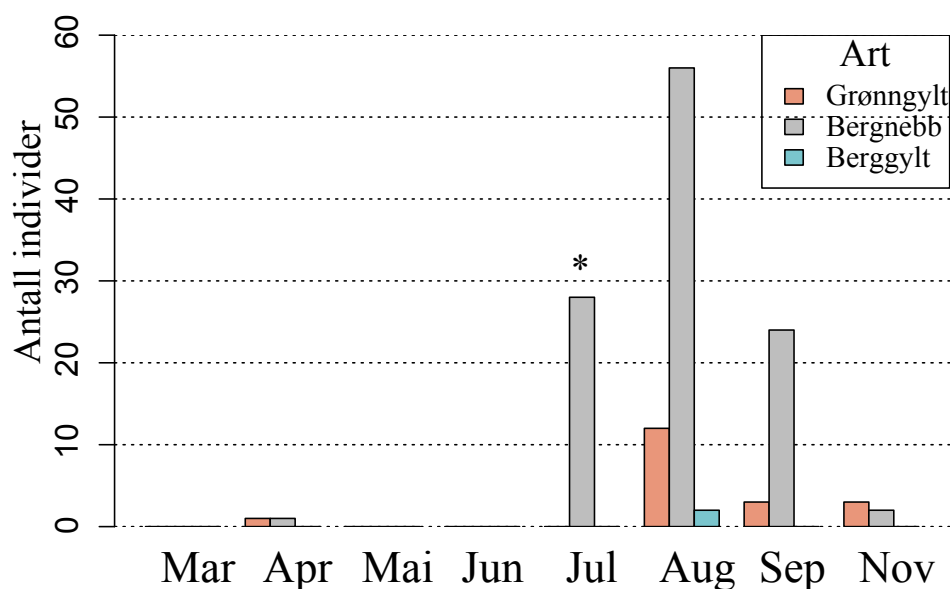
Figur 24. Forekomst av tangsnelle pr. stasjon og måned. *Estimert antall fra delprøve i juli.

Av andre arter innen nålefiskfamilien forekom liten havnål i høyest antall (Figur 25). Denne arten ble observert i alle måneder, og hadde høyest forekomst i april. Liten kantnål ble funnet fra mai til og med august, mens stor kantnål kun ble funnet i september.



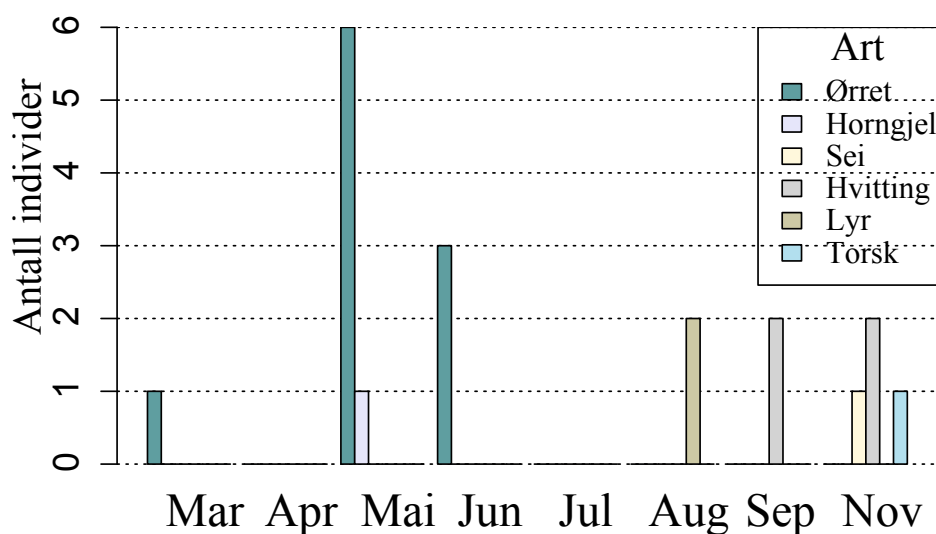
Figur 25. Total forekomst av andre arter innen nålefiskfamilien pr. måned. *Estimert antall individer fra delprøve i juli.

Forekomsten av arter innen leppefiskfamilien var dominert av bergnebb (Figur 26). I august var antall bergnebb høyt sammenlignet med andre måneder. Alle leppefisk forekom i høyest antall i sommer- og høstmånader. Berggyllt ble kun funnet i august.



Figur 26. Total forekomst av arter innen leppefiskfamilien pr. måned. * Estimert antall fra delprøve tatt i juli.

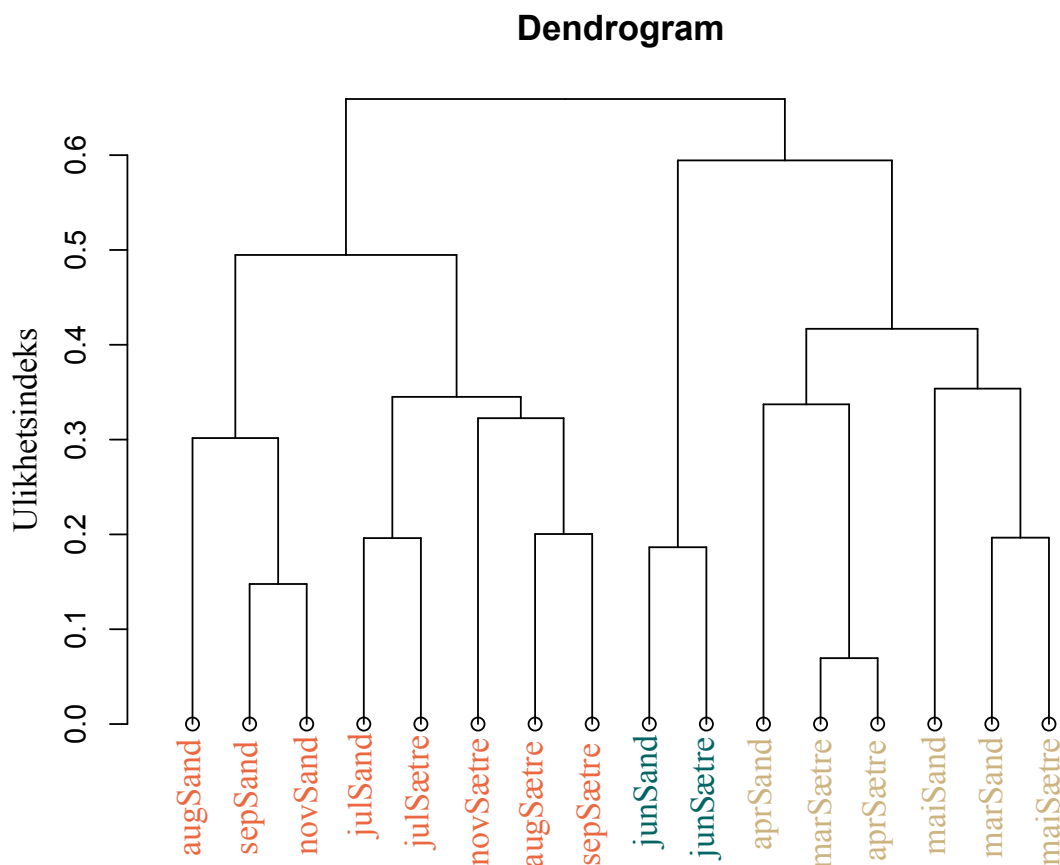
Av arter som kan regnes som top-predatorer, var de fleste ikke-stasjonære (sei, hvitting, lyr og torsk), en anadrom (ørret) og en sjelden (horngjel) (Figur 27). Ørret og hornjel ble kun funnet før juni, hvorav ørret hadde størst forekomst. Arter innen torskefamilien ble funnet fra august, alle to eller færre individer pr. måned.



Figur 27. Total forekomst av arter som anses som top-predatorer pr. måned.

3.5 Clusteranalyse og MDS-ordinasjon

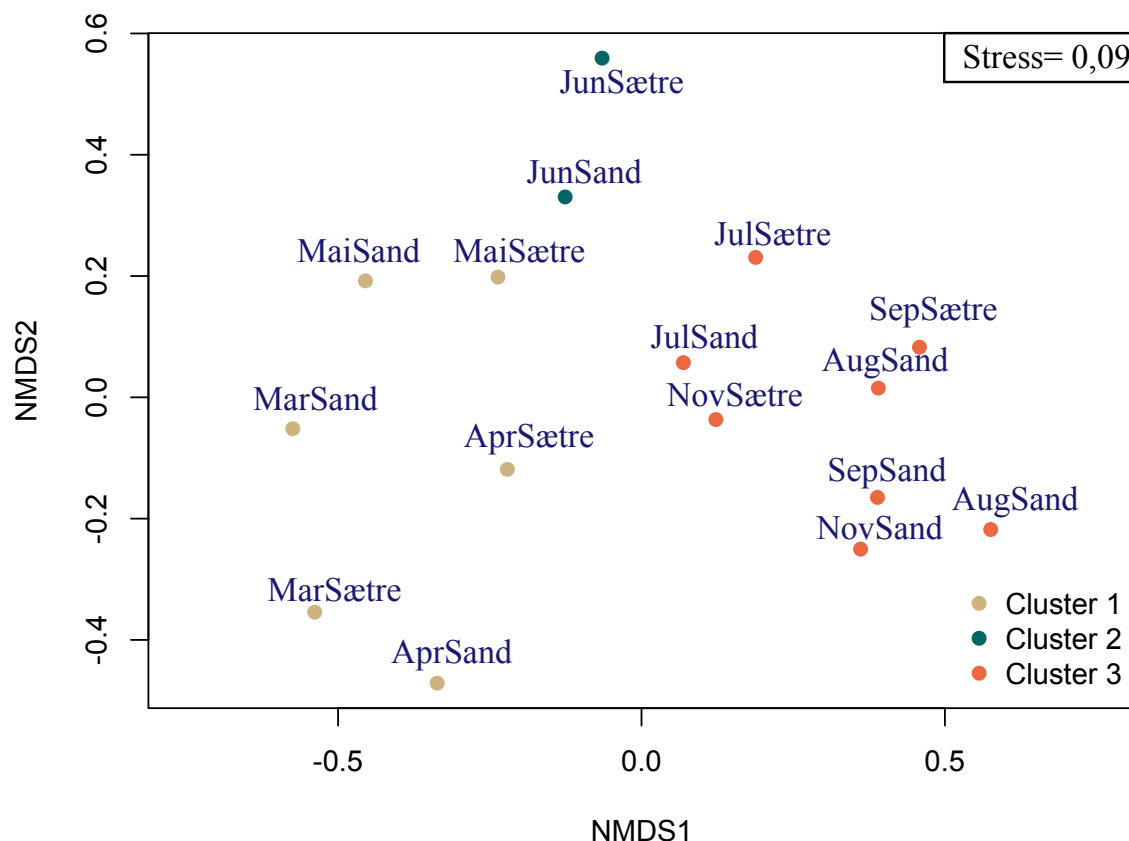
Dendrogram basert på hierarkisk clusteranalyse av Bray-Curtis ulikhetsindekser viser tre grupper som i stor grad gjenspeiler perioder av året (Figur 28). Clustrene gjenspeiler henholdsvis grupper av vårmåneder (mars til mai), tidlig sommermåned (juni) og sen sommermåned/høstmåneder (juli til november).



Figur 28. Dendrogram basert på hierarkisk clusteranalyse av Bray-Curtis ulikhetsindekser. Koder av prøver med tre bokstaver fra måneden den er fra etterfulgt av stasjon. Sand=Sandspollen, Sætre=Sætrepollen. Høyere ulikhet (over 0) viser økende grad av ulikhet mellom prøver. Prøver fra juli er basert på estimerte forekomster.

Samme mønsteret av clustre vises også i MDS plot av prøvene (Figur 29), prøvene er i stor grad plassert etter sesong langs MDS1-aksen. Påfølgende måneder er ikke alltid plassert etter hverandre langs MDS1-aksen, eksempelvis er prøve fra Sætrepollen i november plassert før senere måneder. Det var en signifikant korrelasjon mellom prøvenes verdier langs MDS1-aksen og målt temperatur ($r= 0,59$, $p=0,02$) samt salinitet ($r= -0,63$, $p=0,009$). Det var ingen signifikant korrelasjon mellom prøvenes verdier langs MDS2-aksen og målt temperatur eller

salinitet. Målte temperatur- og salinitetsverdier hadde negativ korrelasjon med hverandre ($r = -0,63$, $p = 0,009$).



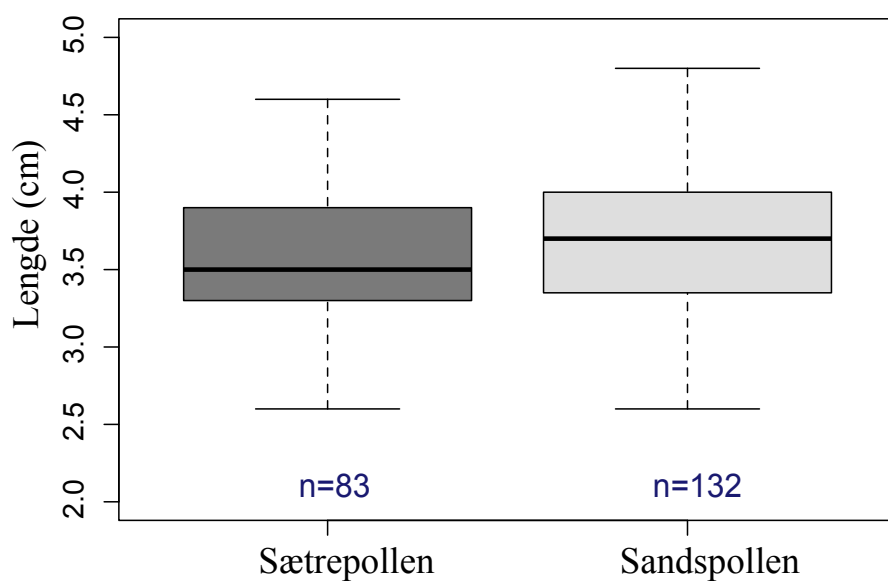
Figur 29. MDS-plot av prøver. Akser er enhetsløse. Koder: De tre første bokstaver beskriver måned prøven er fra, og de siste beskriver stasjon: Sand=Sandspollen, Sætre=Sætrepollen Tilhørigheten til clusterne fra dendrogram er angitt med fargekoder som beskrevet i figur. Prøvene fra juli er basert på estimerte forekomster.

3.6 Sesongmessig variasjon i lengde.

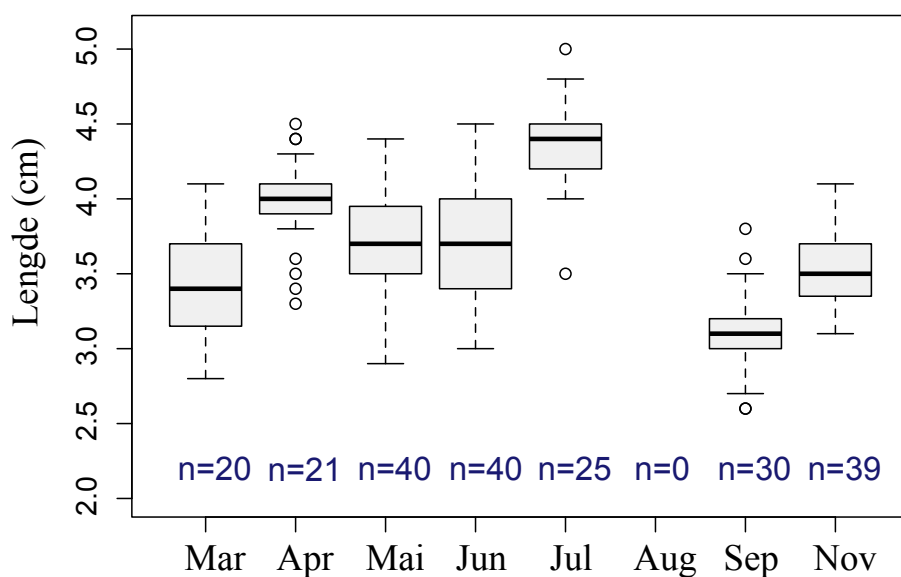
I denne seksjonen presenteres lengdefordeling med boksplot der ytterkantene av boksene er første og tredje kvartil og svart strek i senter er median (andre kvartil). Øvre hviskere er øvre verdi som ikke defineres som utligger, mens nedre hvisker utgjør nedre verdi som ikke defineres som utligger. Utliggere er verdier som er høyere enn tredje kvartil + 1,5 ganger differansen mellom første og tredje kvartil (1QR), eller lavere enn første kvartil - 1,5 ganger 1QR. Disse representeres med sirkler. Kun arter som forekom i 6 eller flere måneder, og i vesentlige antall ble analysert. Dette er for å ha et godt sammenligningsgrunnlag mellom stasjoner og måneder. Dette inkluderer glasskutling, tangkutling, svartkutling og trepigget stingsild.

Glasskutling

Figur 30 viser at glasskutling fra Sandspollen ser ut til å være lengre enn de fra Sætrepollen. Welch t-test viser imidlertid ikke signifikant forskjell i lengde mellom stasjonene ($p=0,3$). Kruskal-Wallis-test viser signifikante forskjeller i lengde mellom måneder ($p < 0,001$). September skiller seg ut fra andre måneder med en mindre medianlengde (Figur 31). Lengdene i september er signifikant forskjellig fra lengdene i april, mai, juni, juli og november (Nemeyi test, Appendiks 5). Gjennomsnittsvekt av glasskutling, målt ved total vekt delt på totalt antall individer, var høyest i september og lavest i november (Appendiks 1).



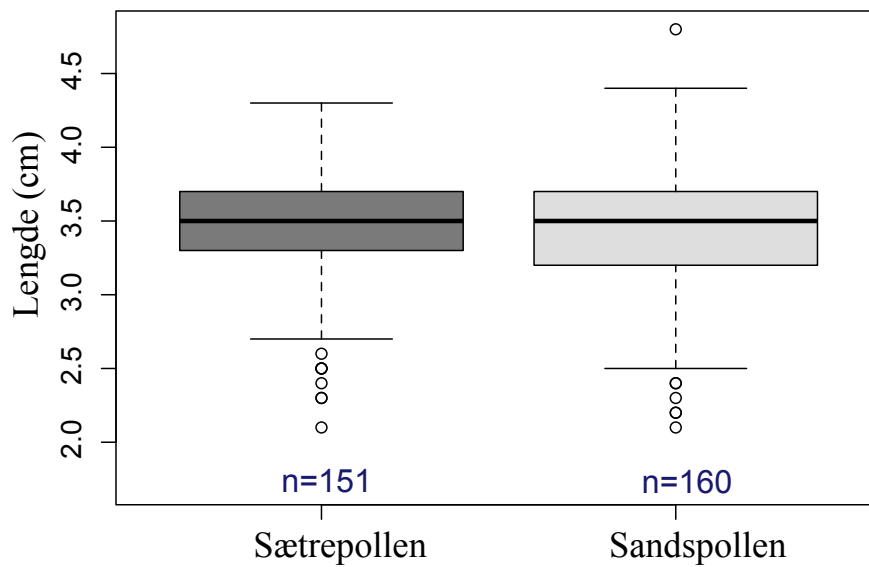
Figur 30. Lengdefordeling av målte individer av glasskutling i Sætrepollen og Sandspollen.



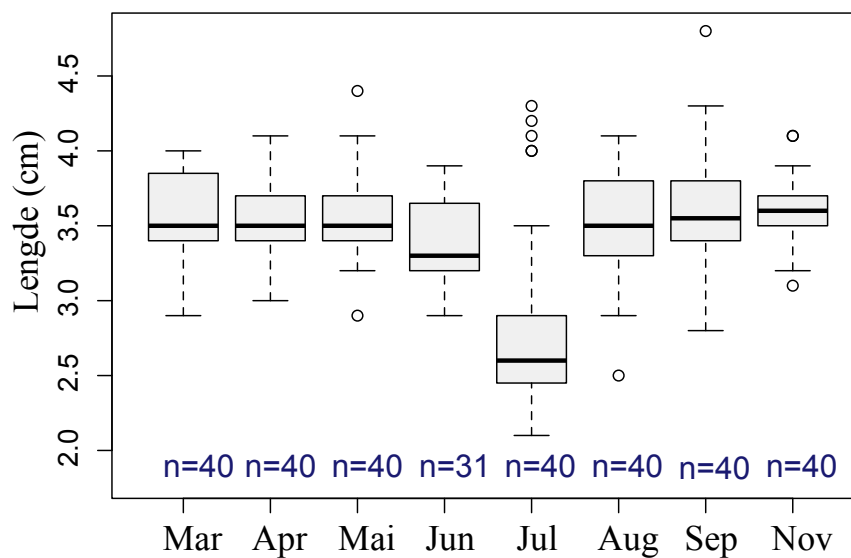
Figur 31. Lengdefordeling av målte individer av glasskutling pr. måned. Det ble funnet ett individ i august, som ikke er inkludert her.

Tangkutling

Det er ingen forskjell i lengde av tangkutling mellom stasjonene (Figur 32 Welch t-test; $p=0,9$). Kruskal Wallis-test viser signifikante forskjeller i lengde mellom måneder ($p<0,001$). Juli skiller seg ut fra andre måneder ved at medianlengde av tangkutling er mindre (Figur 33). Lengdene i juli er signifikant forskjellig fra lengdene i alle de andre månedene (Nemeyi test, Appendiks 5). Gjennomsnittsvekten av individer var lavest i august (Appendiks 1).



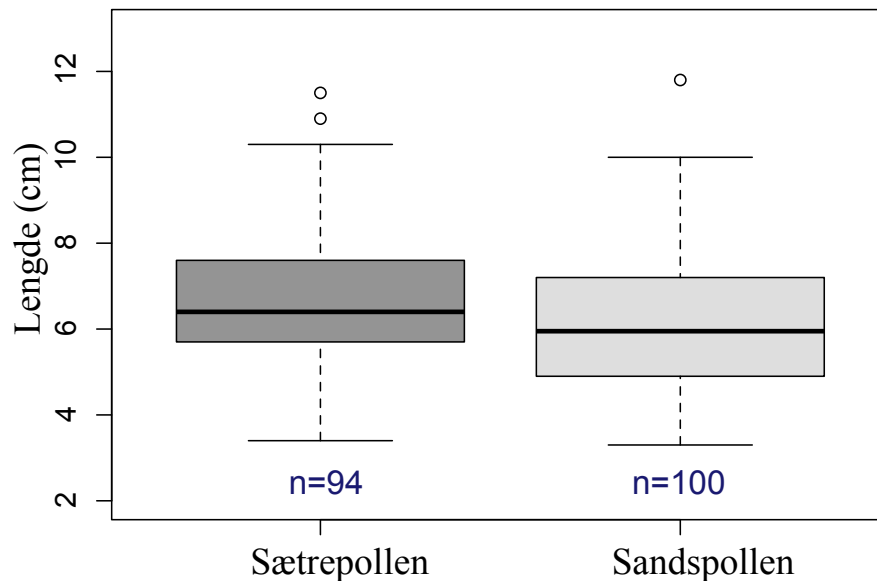
Figur 32. Lengdefordeling av målte individer av tangkutling i Sætrepollen og Sandspollen.



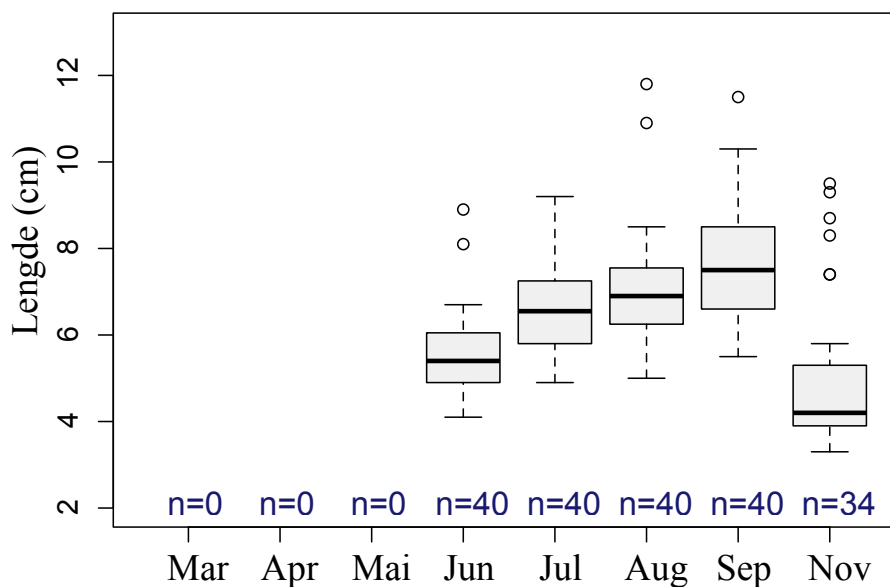
Figur 33. Lengdefordeling av målte individer av tangkutling pr. mnd.

Svartkutling

Figur 34 viser at lengde av individer av svartkutling i Sandspollen var noe mindre enn i Sætrepollen, som bekreftes av Welch t-test ($p= 0,04$). Det ser ut til at det var en reduksjon i lengde i november (Figur 35). Kruskal Wallis viste en signifikant forskjell i lengde pr. måned ($p < 0,001$). Lengdene i november var signifikant forskjellig fra lengdene i september og august (Nemeyi test, Appendiks 5). Gjennomsnittsvekten var høyest i juli, og lavest i november (Appendiks 1).



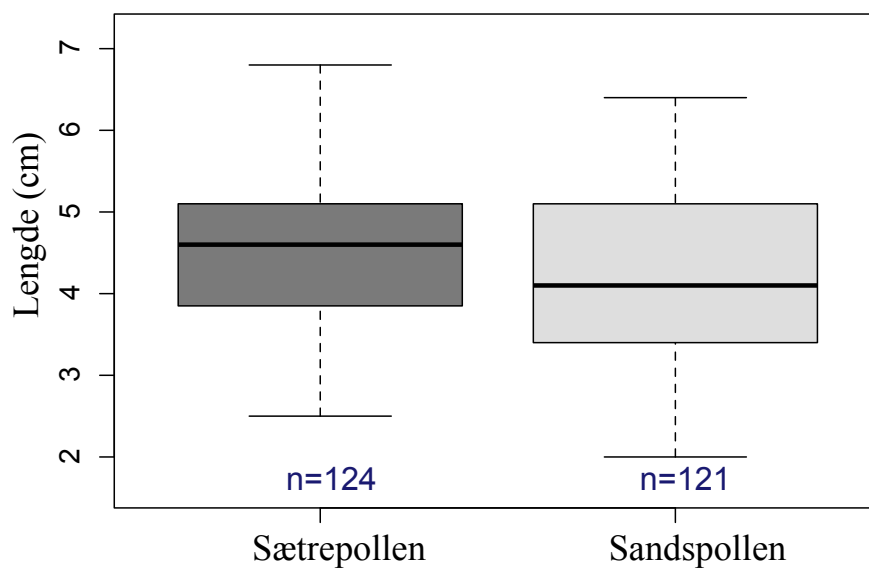
Figur 34. Lengdefordeling av målte individer av svartkutling i Sætrepollen og Sandspollen.



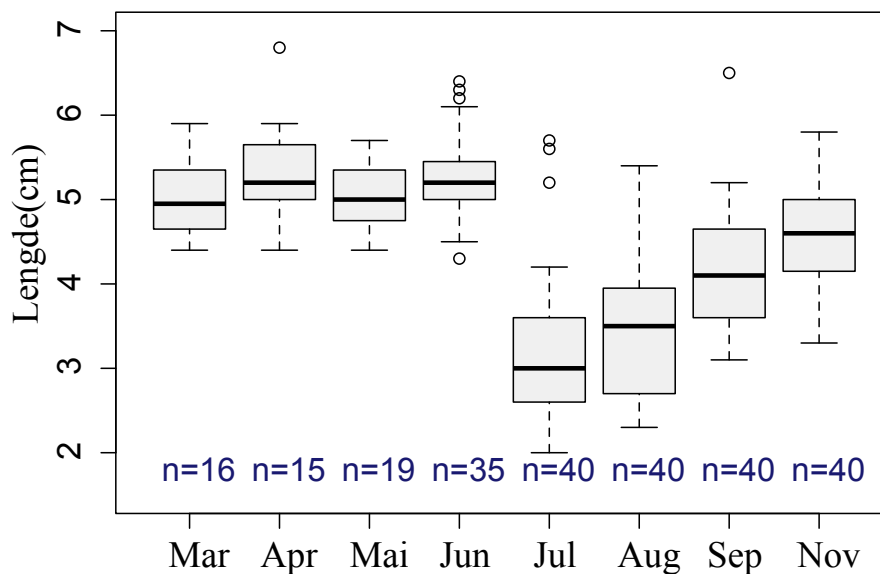
Figur 35. Lengdefordeling av målte individer av svartkutling pr. måned. Lengde av 2 individer som ble funnet i mai er ekskludert.

Trepigget stingsild

Figur 36 viser at medianlengde hos trepigget stingsild var mindre i Sandspollen enn i Sætrepollen. Welch t-test bekreftet forskjellen i lengde mellom stasjonene ($p=0.01$). Videre viser Kruskal-Wallis test signifikante forskjeller i lengde mellom måneder ($p<0,001$). Figur 37 viser en reduksjon i lengde i juli. Det er signifikante forskjeller mellom lengdene i juli og lengdene i mars, april, mai, juni og august (Nemey test, Appendiks 5). Det ble observert en lavere gjennomsnittsvekt i juli enn i mai og august (Appendiks 1).



Figur 36. Lengdefordeling av målte individer av trepigget stingsild i Sætrepollen og Sandspollen.



Figur 37. Lengdefordeling av målte individer av trepigget stingsild pr. måned.

4 Diskusjon

Denne studien vil diskuteres med fokus på a) Sesongvariasjon i antall fiskearter og forekomst, b) Molekylær analyse av *Pomatoschistus* spp., c) Betydning av temperatur og salinitet for observert sesongvariasjon, c) Betydning av livshistorietrekk for observert sesongvariasjon, d) Overvekt av stasjonære arter og e) Resultatenes utsagnsverdi og fokus for fremtidig forskning.

4.1 Sesongvariasjon i antall arter og forekomst

Denne undersøkelsen er den første som har undersøkt sesongvariasjon i fiskefauna i ålegressenger i indre Oslofjord. Relativt få arter dominerte fiskefaunaen i studieperioden (Figur 18). Dette er i samsvar med tidligere observasjoner i ålegressenger (Johannessen, 2015; Johnson og Thedinga, 2005). Clusteranalyse og ordinasjon viser at prøvene danner clustre som i stor grad gjenspeiler vår, tidlig sommermåned, og sensommer/høstmåneder (Figur 28 og 29). Dette er konsistent med andre studier som har funnet at fiskefauna danner clustre etter sesong, med signifikante forskjeller i artssammensetning (Garwood et al., 2013; Xu et al., 2016). Artssammensetningen av fiskefaunaen i Sandspollen og Sætrepollen var altså forskjellig i ulike deler av året. Forskjeller i artssammensetning skyldes tilstedeværelse av ulike arter i forskjellige deler av året, og at forekomst av arter forandret seg gjennom studieperioden. Det ser ut til at noen av prøvene fra etterfølgende måneder i samme stasjon i stor grad er like, eksempelvis prøver fra Sætrepollen i mars og april (Figur 28). Dette kan tyde på at det er forskjeller i fiskefaunaen mellom stasjonene som gjenspeiles i clusteranalysen. Eksempler på forskjeller mellom stasjonene er blant annet at det kun ble funnet nipigget stingsild, og langt flere skrubber i Sætrepollen enn i Sandspollen. Videre ble alle individer innen torskefamilien kun funnet i Sandspollen. Andre prøver fra Sandspollen og Sætrepollen i samme måned er i stor grad like, som prøver fra juni og juli (Figur 28).

Det var en sesongmessig variasjon i antall arter (Tabell 1) og forekomst av fisk (Figur 19 til 27) i ålegressengene i Sandspollen og Sætrepollen. Total forekomst av fisk i vårmåneder var liten sammenlignet med resten av studieperioden (Figur 16). Det ble også observert få individer og arter ved nottrekk foretatt i april 2016 for å samle flere individer til molekylær analyse. En studie av ålegressenger i Arendalsområdet med en studieperiode fra 1997-1999 fant et stort antall 0-gruppe fisk i høstmåneder, men et lite antall av den samme gruppen i påfølgende vårmåneder (Johannessen, 2015). Dette kan tyde på at den lave forekomsten av

fisk i vårmåneder kan være påvirket av en høy dødelighet gjennom vinteren. Videre ble det funnet flest fiskearter fra august til november (Tabell 1), mens antall individer var høyest i juni, august og september (Figur 16). Den høye forekomsten i juni skyldes en stor mengde glasskutling som utgjorde over 90% av individene, mens den høye forekomsten i august og september var dominert av tangkutling (Figur 18). Maksimal forekomst av fisk i ålegress i høstmåneder ble også observert av Johannessen (2015). I ålegressenger langs den svenske vestkyst (58° N) ble maksimal forekomst og antall arter i ålegress observert i juni (Pihl og Wennhage, 2002). I motsetning til min undersøkelse, fant ikke Pihl og Wennhage (2002) glasskutling og dette kan derfor ikke forklare en høy forekomst av fisk i juni. Tidspunkt for maksimal forekomst av fisk i en sesong varierer altså mellom ulike studier ved omtrent samme breddegrad. Det er ingen andre studier ved tilsvarende breddegrad som har registrert fiskearter i ålegress gjennom en eller flere sesonger, slik at det er lite grunnlag for sammenligning med studier ved tilsvarende klima. I tempererte områder ved lavere breddegrader, har maksimalt antall fiskearter og total forekomst i ålegressenger blitt observert ved ulike tidspunkt. Maksimal forekomst av fisk i ålegress har blitt funnet i juni og juli i Humboldt Bay, California (40° N) (Garwood et al., 2013), i juli i North Carolina (34° N) (Baillie et al., 2015) og mellom juli og august i Chesapeake Bay, USA (37° N) (Douglass et al., 2010). Variasjonen mellom studier ved ulike breddegrader, kan både være resultat av klimaforskjeller mellom undersøkte områder, at maksimal forekomst varierer fra et år til et annet, og at disse inkluderer ulike arter og lokale forhold. Studiene beskrevet ovenfor finner maksimal forekomst omtrent i samme periode av året, i sommermåneder eller høstmåneder. At min og andre undersøkelser (Garwood et al., 2013; Pihl og Wennhage, 2002) finner maksimalt antall arter i måneder da de fleste arter har høyest forekomst, skyldes muligens at sjeldne arter også har høyest forekomst i disse periodene. Dette vil i så fall øke sannsynlighet for at de kommer med i prøver. Eksempelvis ble arter som rognkjeks, dvergulke og tangstikling kun funnet etter juli (Tabell 1). Det er allikevel unntak, f.eks ble det kun funnet ett eller få individer av hornkjel, ørret, i måneder der totalforekomst var lavere.

Selv om flertallet av fiskeartene i denne undersøkelsen hadde høyest forekomst i august og september, hadde noen høyest forekomst om våren eller sommeren. Eksempelvis hadde liten kantnål en liten topp i forekomst i april (Figur 25), ørret forekom kun om våren og i juni (Figur 27) og glasskutling hadde maksimal forekomst i juni (Figur 19). Det ble funnet svært få individer av liten kantnål og ørret, slik at det kan være tilfeldig at disse hadde høyest

forekomst tidlig i studieperioden. Tidspunkt for maksimal forekomst hos de mest tallrike artene er trolig mer pålitelig, slik som for glasskutling.

Maksimal forekomst av artene som dominerte prøver, glasskutling og tangkutling ble observert i henholdsvis juni og august/september, i likhet med funn fra ålegressenger i Arendalsområdet (Johannessen, 2015). Johannessen (2015) fant store forskjeller i omfang av topper i forekomst mellom år, selv om disse fant sted omtrent i samme måneder hvert år. Da det ikke eksisterer data for fiskefauna i Sandspollen og Sætrepollen fra tidligere år, er det ikke grunnlag for sammenligning av sesongvariasjon i forekomst og antall fiskearter over en lengre tidsperiode i prøvetakningsområdet. Sett i lys av disse faktorene betyr dette at dominerende arter registrert i denne undersøkelsen i ulike deler av året (Figur 16), ikke nødvendigvis er representativt over et lengre tidsperspektiv. Dette varierer trolig fra et år til et annet.

4.2 Molekylær analyse av *Pomatoschistus* spp.

På bakgrunn av den molekylære analysen ble 26 av individene som det ble tatt vevsprøver av identifisert som sandkutlinger og 4 ble identifisert som leirkutlinger. Dette ble støttet av fylogenetiske tre konstruert både ved bruk av Neighbour Joining og Maximum Likelihood (Figur 12 og 13). Derav inneholdt gruppen *Pomatoschistus* spp. minst to arter, sandkutling og leirkutling, både i Sandspollen og Sætrepollen. At morfologiske trekk som oppgis å være typisk for leirkutling ble funnet hos individer identifisert som sandkutling (sort skråstrek ved basis av brystfinne og snute), kan tyde på at identifiseringslitteratur er noe utdatert for disse artene. Identifiseringslitteratur avviker i noen av beskrivelsene av de samme artene, for eksempel av mudderkutling. Dette tyder på at det ikke er enighet om identifiseringen av disse. Eventuelt er det variasjon innenfor artene som ikke er blitt dekket tilstrekkelig. Referansesekvenser avhenger av at korrekt morfologisk identifisering har blitt foretatt når disse legges inn i Genbank, dette er også en mulig feilkilde. Dette er allikevel mindre sannsynlig da flere sekvenser av samme art ble lastet ned fra Genbank.

Av de fylogenetiske trærne ser det ut til at sandkutling hadde høyere forekomst enn leirkutling. Dette må tolkes med forsiktighet da det ikke ble tatt prøver av individer identifisert til *Pomatoschistus* fra alle måneder og mange av prøvene ble tatt året etter studieperioden i 2015. Videre kan det ikke utelukkes at andre arter forekom i tillegg til de

som ble identifisert ved molekylær analyse. Individene som det ble tatt vevsprøver av ble valgt ut for å prøve å identifisere leirkutling eller andre arter enn sandkutling, og ble derfor ikke valgt ut tilfeldig. Dette vil i så fall trolig overestimere forekomst av leirkutling i gjeldende prøver. Leirkutling blir oppgitt å ha høyere forekomst enn sandkutling i områder som er svært preget av brakk- og ferskvann, slik som i Øra i Fredrikstad ved utløpet av Glomma (Pethon, 1975). Sandspollen og Sætrepollen er i mindre grad ferskvannspåvirket enn Øra, og dette kan være mulig årsak til et eventuelt flertall av sandkutlinger i prøvene.

4.3 Betydning av temperatur og salinitet for observert sesongvariasjon

MDS-plot viser at prøver arrangeres etter sesong i stor grad langs horisontalaksen (Figur 29). Målt salinitet og temperatur hadde en signifikant korrelasjon med prøvenes verdier langs horisontalaksen (MDS1), som kan bety at variasjon langs denne aksene til dels kan forklares av disse faktorene. Variasjon langs vertikalaksen (MDS2) kan ikke forklares av variasjon i temperatur og/eller salinitet da disse ikke korrelerer med prøvenes verdier langs denne. Fordi temperatur og salinitet har en negativ korrelasjon kan det ikke utelukkes at den ene eller andre faktoren har større eller mindre betydning for observerte mønstre. Denne studien kan heller ikke avklare faktiske årsak-virkningsforhold mellom de abiotiske faktorene og observert forekomst og artsantall.

Ved multippel regresjon i min undersøkelse var ikke målt salinitet eller temperatur signifikante forklaringsvariabler for forekomst av de fiskearter, med unntak av svartkutling. Sammenligning med andre studier som har undersøkt effekt av temperatur og salinitet på forekomst og antall arter av fisk kan bidra til tolkning av funn. Noen studier finner korrelasjon mellom forekomst av en rekke fiskearter i ålegress og temperatur (Baillie et al., 2015; Kwak et al., 2014; Xu et al., 2016). En studie av variasjon av fiskefauna i ålegressenger i Chesapeake Bay fant i likhet med min undersøkelse ikke at forekomst av ulike fiskearter kunne forklares av variasjon i temperatur eller salinitet, men at antall fiskearter hadde en positiv korrelasjon med målt salinitet (Douglass et al., 2010). Dette ble sett i sammenheng med at marine stenohaline arter oppholdt seg i områder med ålegress i perioder med høyere salinitet. I motsetning til dette ble det høyeste antall arter i Sandspollen og Sætrepollen funnet i perioder (august, september og november) med noen av de laveste bunnmålingene av salinitet (Figur 15). Derav kan ikke det høye artsantallet forklares av at marine arter kan

benytte områdene i perioder med høyere salinitet. Attrill og Power (2004) undersøkte forekomst av fisk i Thames-estuariet i forhold til temperatur og andre miljøfaktorer. Forholdet mellom forekomst og forklaringsvariabelen temperatur ble undersøkt ved kvadratisk regresjon i tillegg til lineær regresjon. Forekomst av flertallet av artene med unntak av en, ble i stor grad forklart av kvadratiske modeller med temperatur som forklaringsvariabel. Dette kan bety at multipl lineær regresjon, benyttet i min undersøkelse ikke var den beste metoden for å undersøke effekter av salinitet og temperatur på observert forekomst av ulike fiskearter. Trolig skyldes det også at andre faktorer i høyere grad påvirket forekomst av fiskeartene i Sandspollen og Sætrepollen.

I Sandspollen og Sætrepollen var forekomsten i november mindre enn i august og september (Figur 16) noe som kan ha vært relatert til at temperaturen hadde falt til rundt 8 °C (Figur 14). I likhet med dette fant Szedlmayer og Able (1996) færre arter og mindre forekomst av fisk i ålegressenger utenfor New Jersey i sene høst- og vintermånedene sammenlignet med andre perioder i året. Andre har observert migrasjon av fisk til dypere vann i høst- og vintermånedene ved temperaturer mellom 3-5 °C, eksempler er sandkutling i Oslofjorden (Hesthagen, 1979) og leirkutling utenfor Morecambe i Storbritannia (Jones og Miller, 1966). Arruda et al. (1993) studerte glasskutling i Portugal og fant at 0-gruppen av glasskutling migrerte til dypere vann i løpet av høsten når temperaturen i grunne områder ble lavere. På grunn av at det la seg is i Sandspollen og Sætrepollen var det ikke mulig å studere forekomsten av fisk i vintermånedene. Ingen av prøvetakningene foregikk ved temperatur under 5 °C, slik at det er vanskelig å si om lave forekomster er knyttet til svært lave temperaturer. Det kan heller ikke utelukkes at prøvetakning med store fangster i august og november kan ha hatt effekt på den lavere forekomsten i november, selv om tidligere observasjoner tyder på at dette er lite sannsynlig. At ingen av prøvetakningene foregikk ved relativt lave temperaturer, kan også ha bidratt til at migrasjon av fisk til ålegressengene ved en økning i temperatur tidlig på året ikke ble observert. Dersom målt temperatur i denne perioden ikke er under nedre toleransegrense for fiskeartene kan dette være en forklaring.

Overnevnte studier som har undersøkt variasjon av forekomst og antall arter av fisk i sammenheng med temperatur og/eller salinitet, har i hovedsak funnet andre arter enn de som ble funnet i min undersøkelse. Derav er det interessant og se på studier som belyser temperatur- og salinitetstoleranse hos enkeltarter eller familier som ble funnet i Sandspollen og Sætrepollen. Eksempelvis ble arter innen torskefamilien kun funnet fra august og senere,

lyr ble funnet i august, hvitting i september og november, og torsk kun i november (Figur 27). Power et al. (2002) fant også maksimal forekomst av arter innen torskefamilien i Thames-estuariet i høstmåneder, og lav temperatur var hovedforklaringsvariabel for observert forekomst av torsk og hvitting. Freitas et al. (2016) fant signifikante relasjoner mellom temperatur og habitatvalg i en studie med telemetrisk overvåkning av torsk i Tvedestrandsfjorden. Torsk valgte i større grad områder med vegetasjon, særlig ålegress ved temperaturer under 16°C. Ved høyere overflatetemperatur ble habitat med vegetasjon i mindre grad valgt. Da det kun ble funnet ett individ av torsk og 4 individer av hvitting i min undersøkelse, er det ikke mulig å stadfeste en eventuell sammenheng med temperatur selv om dette kan være tilfelle. Lyr ble funnet i august, da de høyeste temperaturene ble målt, og tilstedeværelsen av arten kan derfor ikke forklares av temperatortoleranse.

Trepigget stingsild hadde høyest forekomst fra juli og senere i studieperioden, men hadde lavere forekomst i august (Figur 22). Attrill og Power (2004) fant at forekomst av trepigget stingsild hadde et negativt lineært forhold til temperatur (mellom 5 og 21 °C). Røed (1979) undersøkte temperaturpreferanser hos trepigget stingsild fra Oslofjorden i et akvarie med stabile temperaturgradienter hvor fiskene kunne forlytte seg mellom områder med ulike temperaturer. Alle individer, uavhengig av hvilke del av året de hadde blitt fanget, oppholdt seg i størst grad i vann med temperaturer mellom 4 og 8 °C. I Sandspollen og Sætrepollen ble maksimale temperaturer målt i august, alle over 19°C. De høye temperaturene er mulig forklaring på lavere forekomst av trepigget stingsild i august sammenlignet med juli og høstmåneder. Multippel lineær regresjon viste allikevel ikke signifikante relasjoner mellom temperatur og forekomst. Videre er trepigget stingsild en art som er euryhalin og den finnes både i ferskvann, brakkvann og sjøvann (Pethon og Nyström, 2005), derav påvirket variasjon i salinitet mest sannsynlig ikke forekomst av denne arten.

Nipigget stingsild ble kun funnet i Sætrepollen i september og november (Tabell 1). Dette kan trolig forklares av at arten hovedsakelig finnes i ferskvann, og til dels i brakkvann (Pethon og Nyström, 2005). Årsaken til tilstedeværelsen av arten kan være at de lave salinitetsverdiene som forekom i september (Figur 15) var innenfor toleransegrenser. Det kan også skyldes at de ble skylt ut fra småelver som følge av svært høy vannføring da det regnet tungt i ukene før prøvetakningen i september. Det er flere elveutløp i Sætrepollen i nærheten av prøvetakningsområdet, og dette kan dette være årsaken til at disse kun ble funnet her og ikke i Sandspollen.

Av arter innen kutlingfamilien i Norge er flertallet av disse euryhaline (Koefoed, 1979). Flere studier viser også at kutlinger er svært utbredt i kystområder uavhengig av klima, temperaturer, og biologiske variabler (Blaber et al., 1992; Coles et al., 1993). Tangkutling og glasskutling ble funnet i alle månedene, noe som kan tyde på at dette gjelder disse (Tabell 1). En høy toleranse for variasjon i salinitet og temperatur kan forklare hvorfor multipl regresjon ikke viste signifikante relasjoner mellom forekomst av tangkutling og glasskutling og målt salinitet eller temperatur. Forekomsten av svartkutling ser ut til å delvis forklares av salinitet/temperatur, da både temperatur og salinitet var signifikante forklaringsvariabler for denne. Svartkutling har en mer sørlig utbredelse enn for eksempel tangkutling og sandkutling, og er mer varmekjær enn de andre kutlingene (Koefoed, 1979). Dette kan være med på å forklare hvorfor den først ble observert senere i sesongen ved høyere temperaturer. Andre studier har også funnet denne arten hovedsakelig om høsten (Gjøsæter et al., 1989). Litteratur nevner ikke at svartkutling har lavere toleranse for variasjoner i salinitet, eller at den har høyere forekomst ved lav salinitet (Hayward og Ryland, 1995; Whitehead, 1986). Dette kan tyde på grunnen til at salinitet ble funnet som signifikant forklaringsvariabel er fordi denne har en negativ korrelasjon med temperatur.

Noen av de andre artene som det ble funnet færre individer av er også relativt tolerante for variasjon i salinitet. Eksempler tangsnelle og skrubbe (Pethon og Nyström, 2005). Det var ingen signifikante relasjoner mellom forekomst av disse og målt temperatur og/eller salinitet. Dette tyder på at disse faktorene ikke påvirket forekomsten av disse i stor grad. Det er blitt observert at skrubber svømmer opp i elver med for å finne føde, noe som viser at disse er svært tolerante for variasjoner i salinitet (Jenkins, 1936). En mulig forklaring til at det nesten utelukkende ble funnet skrubber i Sætrepollenen er de nærliggende elvene i prøvetakningsområdet, som skrubber kan svømme opp i. Dette må allikevel undersøkes nærmere. Strandnotserien fra Havforskningsinstituttet som utføres årlig i perioden august til oktober har funnet skrubbe i flertallet av områder undersøkt langs Skagerrakkysten (Johannessen og Sollie, 1994). Dette taler ikke for at disse nødvendigvis finnes i høyere grad i forbindelse med elveutløp. Derav kan det være andre årsaker at flertallet av skrubber ble funnet i Sætrepollen.

At mange av artene som er funnet ser ut til å være tolerante for temperatur og/eller salinitet, kan være grunnen til at det ikke ble funnet signifikante relasjoner mellom forekomst av fisk

og temperatur og/eller salinitet. Videre kan dette vise at andre faktorer har større virkning på sesongvariasjoner i forekomst og artsrikhet. Artssammensetning så ut til å avvike mest mellom måneder tidlig og sent i studieperioden (Figur 28). Dersom de fleste artene gyter om vår eller sommer og forekomsten av disse øker etter dette, kan dette forklare observert økning i forekomst av mange arter. Levealder hos de ulike artene kan også påvirke forekomst, særlig av kortlevde arter, fordi mange individer dør i løpet av en sesong.

4.4 Betydning av livshistorietrekk for observert sesongvariasjon

Dersom fangsten i stor grad består av juvenile individer som ikke aktivt har oppsøkt ålegressengene i Sandspollen og Sætrepollen, kan dette tyde på at livshistorietrekk påvirker forekomst i større grad. Topper i forekomst av forskjellige fiskearter kan skyldes, eller forsterkes, av tilskudd av pelagiske egg og larver av ikke-stasjonære arter, eller tilskudd av egg fra stasjonære arter. I min undersøkelse ble tydelige topper i forekomst kun observert hos stasjonære arter. Dette gjaldt glasskutling, tangkutling, svartkutling og trepigget stingsild. Disse hadde høyest forekomst i henholdsvis i juni, august/september, august/september og juli (Figur 19, 20, 21 og 22). Sammenlignes tidspunkt for maksimal forekomst med forandring i lengdefordeling, kan dette belyse om toppene i forekomst forsterkes av tilskudd av nye individer fra årets gyting. For artene svartkutling (Figur 34) og trepigget stingsild (Figur 36) er de signifikante forskjellene i lengde mellom prøvetakningsområdene såpass små, at lengdene fra begge stasjoner pr. måned diskuteres sammen.

Glasskutling hadde en markant topp i forekomst i juni (Figur 19). Tidligere studier har vist at glasskutlinger kommer inn i store stimer i grunne områder med f.eks ålegress for å gyte (Iglesias og Morales-Nin, 2001). Dette, i sammenheng med at lengdemålinger ikke avviker i særlig grad i månedene til og med juni (Figur 31), tyder på at flesteparten av glasskutlinger i juni var adulte. Toppen i forekomst av glasskutling kan derav ikke forklares av tilskudd av nye juvenile individer. Videre er glasskutlinger ettårige og dør etter å ha gytt en gang (Pethon og Nyström, 2005). Dette kan være årsaken til det lave antallet som ble funnet i juli og august. Reduksjonen i lengde som ble observert i september kan skyldes at en andel av 0-gruppe glasskutlingene på det tidspunktet var store nok til å fanges av nota. At den gjennomsnittlige vekten av glasskutling var høyere i september enn i andre måneder er motstridende til overnevnte funn. Mulige forklaringer er at utvalget av lengdemålinger ikke

var representativt for alle individene, tellefeil, eller feil avlesning av vekt. Både gjennomsnittsvekt og lengde var derimot lavere i november enn tidligere måneder og dette tyder på at prøver fra denne måneden var dominert av juvenile individer. Hvorfor det ikke ble funnet flere juvenile individer etter en eventuelt gyteperiode er uvis. Johannessen (2015) observerte også få juvenile individer etter en topp i forekomst og foreslo at 0-gruppen av glasskutlinger i hovedsak opptrer pelagisk i andre områder enn ålegress, og derfor fanges i mindre grad av strandnot.

Tangkutling hadde signifikant mindre lengde i juli sammenlignet med andre måneder og hadde høyest forekomst i august/september (Figur 20). Dette tyder på at den høyeste forekomsten ble forsterket av tilskudd av nye juvenile individer. Tangkutling blir kjønnsmoden ved 1-års alder i sørlige områder av Norge, og derav også i prøvetakningsområdene (Pethon og Nyström, 2005). Arten kan gyte flere ganger i løpet av en sesong før den dør. Sammenlignet med glasskutling som kun gyter en gang, kan dette være med å forklare hvorfor det ikke ble observert en brå nedgang i antall tangkutling i løpet av studieperioden.

Det ble kun funnet svartkutling fra mai, og det foreligger derfor kun lengdemålinger etter dette. Lengde av målte individer så særlig ut til å være mindre i november (Figur 35), og var signifikant forskjellig fra lengdene målt i august og september. Gjennomsnittsvekten var også lavest i november. Den maksimale forekomsten ble funnet i august/september (Figur 21), og var derfor ikke i særlig grad forsterket av tilskudd av juvenile individer.

Trepigget stingsild var mest tallrike i juli basert på estimert antall fra delprøve (Figur 22). Dette sammenfaller med mindre lengde av målte individer i juli (Figur 37), og lav gjennomsnittlig vekt i forhold til andre måneder. Dette støtter at den høye forekomsten av trepigget stingsild i juli var forsterket av tilskudd av nye juvenile individer. Et mindre antall som ble funnet i august kan som nevnt ha vært på grunn av høy temperatur i denne perioden, men kan og ha bli påvirket av at mange individer dør etter å ha gytt.

Gytetrekk ble observert hos andre arter, selv om det ikke ble foretatt lengdeanalyse av disse. Arter innen nålefiskfamilien som var til stede i alle måneder gjennom studieperioden var tangsnelle og liten havnål. Tangsnelle hadde høyest forekomst i august og november (Figur 24) og det ble funnet hann med rugepose i september. Gjennomsnittslengder forandret seg

ikke betydelig gjennom studieperioden. (Appendiks 1), og den maksimale forekomsten kan derav ikke knyttes til nye juvenile individer. Hanner av liten havnål med egg på magen ble funnet i juni og august. Det ble funnet svært få individer av denne arten og selv om de ble funnet i alle måneder varierte forekomst veldig lite (Figur 25). Gyting hos disse så derfor ikke ut til å påvirke forekomst.

Selv om det ikke ble observert gytetrekk eller reduksjon i gjennomsnittslengde hos arten skrubbe, var de fleste individene under 10 cm og mest sannsynlig 0-gruppe fisk (Johannessen og Sollie, 1994). Dette tyder på at det i hovedsak var juvenile individer av skrubbe som ble funnet, og at tidspunkt for gyting slik hadde effekt på observert forekomst.

Funn av mange individer av fisk og samtidig reduksjon i gjennomsnittsstørrelse, er konsistent med andre studier som har registret en økning i antall juvenile fisk i sene vår- og sommermåneder. Nakamura og Tsuchiya (2008) undersøkte ålegressenger utenfor Japan og fant at antall adulte individer fisk holdt seg stabilt gjennom en sesong. De fant også at antall juvenile individer varierte i større grad, med høyere forekomster fra mai til august. Garwood et al. (2013) observerte høye forekomster av fisk mellom juni og august i Humholdt Bay, California, og begrunnet dette med økning av nye juvenile individer da gjennomsnittslengde i disse månedene var lavere enn i andre måneder.

I tempererte områder er det årlige sykluser i primærproduksjon som følger forandringer i lysmengde og hydrografiske forhold (Miller og Wheeler, 2012). I norske farvann forekommer ofte en stor topp i primærproduksjon om våren og en mindre topp om høsten, som igjen vil øke sekundærproduksjon (Rinde et al., 1998). Hos noen arter forekommer gyting i forkant av maksimal tilgang på føde ved forbruk av energilagre, slik at økt forekomst av juvenile i størst grad sammenfaller med perioder med maksimal tilgang på føde (Van Damme, 2013). Hos arter som gyter om sommeren vil den økte tilgangen på føde benyttes direkte til reproduksjonen. På bakgrunn av at fiskearter gyter i disse periodene, forventes det å finne økte forekomster forsterket av nye juvenile individer i sommer og høstmåneder, dersom dødelighet av juvenile ikke er veldig høy. Dette ser ut til å være tilfelle for tangkutling og trepigget stingsild, men ble ikke for andre arter som glasskutling og svartkutling. Individene innen artene i torskefamilien kan ha vært innen 0-gruppen, men det er mulig at noen av disse og var fra 1-gruppen (Johannessen, 2015). Om individer innen andre arter var juvenile fra årets gyting er vanskelig å vurdere, da det er lite kunnskap om

vekst og lengde ved alder hos disse, og fordi de forekom i såpass lave antall at lengdeanalyse ikke kunne gjennomføres. Videre kan høy tilgang på føde også tiltrekke seg adulte individer fra dypere vann eller andre områder til ålegressenger. Maksimal forekomst i perioder med høyere tilgang på føde, skyldes derfor ikke nødvendigvis kun at reproduksjon hos fiskearter er tilpasset dette.

4.5 Overvekt av stasjonære arter

Det var få stasjonære arter som dominerte fiskefaunaen i ålegressengene Sandspollen og Sætrepollen i studieperioden. Særlig arter innen kutlingfamilien dominerte (Figur 17) og dette er i samsvar med tidligere observasjoner i ålegressenger i tempererte områder (Pihl og Wennhage, 2002). Sammenlignet med stasjonære arter ble det funnet få individer av ikke-stasjonære arter, altså skrubbe og arter innen torskefamilien (Figur 23 og 27). Av de ikke-stasjonære artene var det særlig torskefisk som hadde lav forekomst. Sei, lyr, hvitting og torsk gyter i overgangen mellom vinter og vår eller tidlig sommer (Pethon og Nyström, 2005; Rinde et al., 1998). Eggene og larvene er pelagiske, og larvene bunnslår en tid etter gyteperioden. Over en treårs periode observerte Johannessen (2015) at torsk bunnslo i ålegressenger i Arendalsområdet i mai/juni, mens lyr bunnslo fra slutten av juni når individer var mellom 2,5 og 5 cm. Hvitting bunnslo hovedsakelig i august/september ved lengde mellom 6 og 11 cm. I denne undersøkelsen ble det ikke observert yngel i disse størrelsesklassene i de overnevnte periodene, med unntak av to hvitting på 11,0 og 11,4 cm i september. Nota benyttet i overnevnte studie hadde en maskevidde på 10 mm, mens nota i min undersøkelse hadde en maskevidde på 5 mm. Maskevidden er derav ikke årsaken til at yngel ikke ble funnet i disse periodene. Dersom juvenile fisk har høy dødelighet, eller beveger seg raskt til andre områder etter å ha bunnslått, kan dette forklare hvorfor ingen individer ble fanget i disse periodene. Eventuelt er det mulig at disse bunnslår på dypere vann enn hva mine undersøkelser har dekket. Johannessen (2015) oppga ikke hvilke dyp prøver ble tatt fra i Arendalsområdet, men eksempelvis er maksimalt dyp for nottrekk i strandnotserien mellom 3 og 17 m (Johannessen og Sollie, 1994). Maksimalt dyp for nottrekk i Sandspollen og Sætrepollen var rundt 3 m og prøvetakningen har derav foregått i relativt grunne områder.

Videre kan observert forekomst av ikke-stasjonære fisk avhenge av plassering av gyteplasser i forhold til prøvetakningsområdene, eller av mønstre av strømmer som pelagiske egg og larver føres med. Eksempelvis ble tetthet av torskeegg kartlagt i en rekke områder i indre

Oslofjord i 2008 og 2009, og denne var vesentlig høyere i områder i den innerste delen av fjorden (Personlig kom. Sigurd H. Espeland). Forekomst av torskefisk basert på en sesong må allikevel tolkes med stor forsiktighet, da det er en svært variabel rekrutteringssuksess hos disse artene (Rinde et al., 1998). Strandnotserien har registrert en stor nedgang i antall torskefisk (torske, sei, hvitting og lyr) i de senere år i indre Oslofjord (Espeland og Knutsen, 2014). Gjennomsnittsfangsten av 0-gruppetorsk har generelt ligget under gjennomsnittet for Skagerrakområdet, og siden 2000 vært nær 10 % av langtidsgjennomsnittet på 10 individer i indre Oslofjord. I 2014 ble det funnet verken yngel eller voksentorsk i indre Oslofjord. Disse funnene støtter opp om at den lave fangsten i min undersøkelse også kan skyldes en generell nedgang i torskefisk i indre Oslofjord.

Torskefisk, ørret og hornkjel er arter som ble funnet i Sandspollen og Sætrepollen som kan anses som top-predatorer. Stasjonære arter som kutlingarter, trepigget stingsild og andre småfisk kan anses som intermediære predatorer da disse inngår i dietten til top-predatorer. At det har vært en nedgang i forekomst av torskefisk i indre Oslofjord er tidligere diskutert. Fangsten av ørret har derimot ikke blitt mindre i indre Oslofjord de siste årene (Espeland og Knutsen, 2014). Det ble totalt funnet 10 individer av ørret i Sandspollen og Sætrepollen (Figur 27) noe som ikke er lavt i forhold til langtidsgjennomsnittet i strandnotserien som er under 0,5 individer pr. nottrekk i indre Oslofjord (Espeland og Knutsen, 2014). Fangsten i Sandspollen og Sætrepollen var fordelt på 3 strandnot-trekk og det ble ikke fanget ørret i samme periode som strandnotserien blir foretatt i, og dette vanskeliggjør derfor sammenligning.

Baden et al. (2012) sammenlignet forekomst av fisk i ålegressenger langs den nordvestlige kysten av Sverige fra prøver tatt i juni/juli og september/oktober mellom 1979 og 1990 (heretter 80-tallet), og prøver tatt årlig fra 2000 til 2008 (heretter 2000-tallet). Biomassen av intermediære predatorer som svartkutling, tangkutling og trepigget stingsild var hele 8-11 ganger høyere i prøver fra 2000-tallet enn på 80-tallet. En slik økning av intermediære predatorer kan potensielt gjøre ålegressenger mer sårbare for overvekst av alger, fordi dietten hos disse i stor grad består av beiter av epifytter som små krepsdyr (Baden et al., 2012; Baden et al., 2003). Denne økningen ble sett i sammenheng med en signifikant reduksjon i forekomst av top-predatorer i perioden (torskefisk og ørret), samt en stor reduksjon av kommersiell fangst av torsk langs hele Sveriges vestkyst (Svedang og Bardon, 2003). Om det har forekommet en økning av intermediære predatorer i ålegressenger i indre Oslofjord finnes

det lite kunnskap om. I strandnotserien har forekomst av flere arter blitt registrert sammen i grupper i tidlige år (eksempelvis sandkutling og svartkutling), og når arter har blitt registrert hver for seg er noen av disse kun registrert i kategorier (en, få, noen, mange, eller veldig mange individer) (Johannessen og Sollie, 1994). Videre nevnes disse artene sjelden i rapporter fra høstundersøkelser (Espeland og Knutsen, 2013; Espeland og Knutsen, 2014). I en vedleggsrapport fra NIVA rapporteres funn fra høstundersøkelsen i 2011, og her nevnes det at arter som svartkutling, bergnebb, grønngylt og sandkutling dominerte flertallet av stasjoner i Vestfjorden og Bunnefjorden, med antall fra 0 til 61 individer i alle stasjoner (Berge et al., 2012). I min undersøkelse dominerte andre arter i den samme perioden av året, særlig tangkutling og trepigget stingsild (Figur 18) og disse hadde vesentlig høyere forekomst (Figur 20 og 22). Dette til tross for at det omtrentlige arealet dekket av nottrekk i strandnotserien er 700 m² (Johannessen og Sollie, 1994), nesten det dobbelte av det omtrentlige arealet dekket pr. nottrekk i min undersøkelse. Andelen prøvetakningsområder i strandnotserien med rene ålegressenger har ligget rundt 10% på 2000-tallet, og andelen undersøkte områder med noe ålegress har ligget rundt 20% (Espeland og Knutsen, 2014). Antallet prøvetakningsområder har variert mellom år, men eksempelvis ble 19 områder i indre Oslofjord undersøkt i 2014, noe som innebærer at få rene ålegressenger undersøkes. Kanskje forekommer dominerende fiskearter registrert i Sandspollen og Sætrepollen i større grad i ålegress enn i andre habitat typer. Dette innebærer at strandnotserien kanskje ikke er tilstrekkelig for å belyse om det har vært en økning av intermediære predatorer i ålegressenger her. Johannessen og Sollie (1994) fant at andelen nottrekk fra hele Skagerrakkysten samlet, med fangst av små kutlinger (tangkutling, bergkutling og leirkutling), økte fra omtrent 30% i 1985 til nærmere 80% i 1995. Også andelen av nottrekk med svartkutling økte i denne perioden. En tilleggsstudie gjort i Risørområdet ble brukt som eksempel på økningen som særlig var synlig i områder på sørlandet, med fangster av gjennomsnittlig ca. 6000 individ pr. nottrekk (Johannessen og Sollie, 1994). Denne økningen ble ikke registrert i stasjoner i indre Oslofjord i samme periode. Antall kutlinger fanget i min undersøkelse er allikevel nærmere det som ble registrert i Risør når det tas høyde for at undersøkt areal er omtrent halvparten. Om disse funnene fra Sandspollen og Sætrepollen er representativt for ålegress i indre Oslofjord over en lengre periode er usikkert, og krever flere studier. Studier av sesongvariasjoner i flere ålegressenger kan således være viktig for å belyse dynamikken i ålegress-samfunn og om denne endrer seg.

Videre må det nevnes at tidspunkt og metode for prøvetakning kan ha påvirket observert forekomst av top-predatorer. Det har for eksempel blitt vist at større individer lettere unnslipper strandnot, ved at disse er dyktige svømmere (Parsley et al., 1989). Det har også blitt vist at arter som torsk (Espeland et al., 2010; Freitas et al., 2016) og hvitting (Pihl og Wennhage, 2002) oftere oppholder seg i grunne områder om natten enn om dagen. At prøvetakning kun har foregått på dagtid i grunne områder kan derav ha bidratt til at tilstedeværelsen av top-predatorer, og særskilt torskefisk kan ha blitt underestimert.

4.6 Resultatenes utsagnsverdi og fremtidig fokus for forskning

I denne undersøkelsen ble strandnot benyttet uten å ta høyde for forskjeller i topografi mellom stasjoner eller tidspunkt i tidevannsyklusen. Dette medfører variasjon i prøvevolum, og gjør at man bør være forsiktig med å tolke forskjeller i forekomst. Allikevel ble forskjeller på 100-1000 individer tolket som pålitelige. Eksempelvis er forskjeller i antall individer av fisk mellom vårmåneder og resten av studieperioden såpass stor, at dette kan ses på som en pålitelig forskjell. Begrensning av strandnot som redskap og effekten av tidspunkt i døgnet for prøvetakning er tidligere kommentert. Videre kan notas maskevidde gjøre at svært små individer ikke fanges, og tilstedeværelsen av arter med høy dødelighet i tidlige stadier kan derfor underestimeres. Fisk som svømmer i stim kan også fanges i større grad enn de som er mer assosiert med sedimentene. Dette kan ha bidratt til den høye forekomsten av glasskutling, tangkutling og trepigget stingsild. Studieperioden var kun i deler av ett år, med kun to prøvetakingsområder og det ble ikke gjort replikater. Dette innebærer at flere studier over lengre tid er nødvendig for å pålitelig kunne si noe om sesongvariasjoner i ålegressenger i indre Oslofjord, eller ved nordlige breddegrader generelt. Sammenligning av forekomst av fiskearter og artsantall mellom ulike habitat i kystsonen, kan videre belyse ålegressets og andre habitaters betydning for fiskearter. For å få et helhetlig bilde bør forekomst av alle arter kvantifiseres over en lengre tid. Dette er tidkrevende dersom et stort antall prøvetakningsområder er inkludert, og telling av store antall fisk er ikke mulig uten å ta livet av disse. Fremtidige studier bør benytte mer sensitive metoder dersom det er mulig. Eksempelvis har teknologien for videoundersøkelser i turbide kystvann i tempererte og subarktiske områder blitt forbedret mye de siste årene (Unsworth et al., 2014).

5 Konklusjon

Denne undersøkelsen viser både sesongvariasjon i forekomst og antall fiskearter i ålegressenger i Sandspollen og Sætrepollen. Total forekomst var høyest i sommer og høstmåneder og det ble funnet flest fiskearter fra august, som i stor grad er konsistent med studier fra Skandinavia og andre tempererte områder. Det ble ikke funnet sammenheng mellom forekomst av flertallet av arter og temperatur og/eller salinitet, med unntak av den varmekjære arten svartkutling. Dette kan skyldes at mange av fiskeartene som ble funnet er tolerante for variasjon i salinitet og temperatur, og at studieperioden ikke inkluderte de kaldeste periodene i året. Tidspunkt for gyting og innskudd av juvenile individer hos noen av de mest tallrike stasjonære artene ser ut til i større grad å påvirke observert forekomst. Det ble funnet få individer av ikke-stasjonære arter, som kan skyldes lokasjon av prøvetakningsområder, metode for prøvetakning og en generell nedgang i bestander av disse. Mer forskning er nødvendig for å finne årsaker bak sesongvariasjoner, og studier bør foregå over lengre tid samt inkludere flere ålegressenger og andre habitattyper fra ulike lokasjoner. Slike studier er nødvendig for å forstå dynamikken i ålegress-samfunn og om denne endrer seg som følge av menneskelig påvirkning. Kunnskap om sesongvariasjon i fiskefauna kan også bidra til en helhetlig forvaltning av ålegressenger.

Litteraturliste

- Amundrud SL, Srivastava DS & O'connor MI (2015). Indirect effects of predators control herbivore richness and abundance in a benthic eelgrass (*Zostera marina*) mesograzers community. *Journal of Animal Ecology*, 84(4), 1092-1102.
- Araujo FG, Bailey RG & Williams WP (1999). Spatial and temporal variations in fish populations in the upper Thames estuary. *Journal of Fish Biology*, 55(4), 836-853.
- Arruda LM, Azevedo JN & Neto AI (1993). Abundance, age-structure and growth, and reproduction of gobies (Pisces Gobiidae) in the RIA de Aveiro lagoon (Portugal). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 37(5), 509-523.
- Attrill MJ & Power M (2004). Partitioning of temperature resources amongst an estuarine fish assemblage. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 61(4), 725-738.
- Baden S, Emanuelsson A, Pihl L, Svensson CJ & Aberg P (2012). Shift in seagrass food web structure over decades is linked to overfishing. *Marine Ecology Progress Series*, 451, 61-73.
- Baden S, Gullstrom M, Lunden B, Pihl L & Rosenberg R (2003). Vanishing seagrass (*Zostera marina*, L.) in Swedish coastal waters. *Ambio*, 32(5), 374-377.
- Baden SP & Boström C (2001). The leaf canopy of seagrass beds: faunal community structure and function in a salinity gradient along the Swedish coast. *Ecological Studies*, 151, 213-236.
- Baillie CJ, Fear JM & Fodrie FJ (2015). Ecotone Effects on Seagrass and Saltmarsh Habitat Use by Juvenile Nekton in a Temperate Estuary. *Estuaries and Coasts*, 38(5), 1414-1430.
- Balon EK, Potts GW & Wootton RJ (1984). *Patterns in the evolution of reproductive styles in fishes*, Academic Press, London, Orlando etc.
- Beck MW, Heck KL, Able KW, Childers DL, Eggleston DB, Gillanders BM, Halpern B, Hays CG, Hoshino K, Minello TJ, Orth RJ, Sheridan PF & Weinstein MR (2001). The identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *Bioscience*, 51(8), 633-641.
- Bekkby T, Bodvin T, Bøe R, Moy FE, Olsen H & Rinde E (2011). *Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold - marint. Sluttrapport for perioden 2007-2010*. Oslo: Norsk institutt for vannforskning.
- Berge JA, Amundsen R, Bergland K, Bjerkeng B, Gitmark J, Johnsen TM, Knutsen H, Kroglund T, Olsen EM, Pauslen Ø, Ledang AB, Lømsland ER, Magnusson J, Rohrlack T & Sørensen K (2012). *Overvåking av Indre Oslofjord i 2011 : vedleggsrapport*. Oslo: Norsk institutt for vannforskning.

- Bertelli CM & Unsworth RKF (2014). Protecting the hand that feeds us: Seagrass (*Zostera marina*) serves as commercial juvenile fish habitat. *Marine Pollution Bulletin*, 83(2), 425-429.
- Blaber SJM, Brewer DT, Salini JP, Kerr JD & Conacher C (1992). Species composition and biomasses of fishes in tropical seagrasses at Groote-Eylandt, Northern Australia. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 35(6), 605-620.
- Bone Q & Moore RH (2008). *Biology of fishes*, 3. utg New York, Taylor & Francis.
- Bray JR & Curtis JT (1957). An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin *Ecological Monographs*, 27(4), 326-349.
- Brown WM (1985). The mitochondrial genome of animals. I: Macintyre, RJ (red.) *Molecular evolutionary genetics*. New York: Plenum Press.
- Baalsrud K & Magnusson J (2002). *Indre Oslofjord : natur og miljø*, Oslo, Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord.
- Clarke KR (1993). Nonparametric multivariate analyses of changes in community structure *Australian Journal of Ecology*, 18(1), 117-143.
- Coles RG, Long WJL, Watson RA & Derbyshire KJ (1993). Distribution of seagrasses, and their fish and penaeid prawn communities, in Cairns Harbour, a tropical estuary, Northern Queensland, Australia. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 44(1), 193-210.
- Connolly RM (1994). A comparison of fish assemblages from seagrass and unvegetated areas of a southern Australian estuary. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research*, 45(6), 1033-1044.
- Costanza R, Darge R, Degroot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill RV, Paruelo J, Raskin RG, Sutton P & Vandenbelt M (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253-260.
- De La Moriniere EC, Pollux BJA, Nagelkerken I & Van Der Velde G (2003). Diet shifts of Caribbean grunts (Haemulidae) and snappers (Lutjanidae) and the relation with nursery-to-coral reef migrations. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 57(5-6), 1079-1089.
- Douglass JG, France KE, Richardson JP & Duffy JE (2010). Seasonal and interannual change in a Chesapeake Bay eelgrass community: Insights into biotic and abiotic control of community structure. *Limnology and Oceanography*, 55(4), 1499-1520.
- Duarte CM & Chiscano CL (1999). Seagrass biomass and production: a reassessment. *Aquatic Botany*, 65(1-4), 159-174.

- Duarte CM, Marba N, Gacia E, Fourqurean JW, Beggins J, Barron C & Apostolaki ET (2010). Seagrass community metabolism: Assessing the carbon sink capacity of seagrass meadows. *Global Biogeochemical Cycles*, 24, 8.
- Edgar GJ & Shaw C (1995). The production and trophic ecology of shallow-water fish assemblages in southern Australia .1. Species richness, size-structure and production of fishes in Western Port, Victoria. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 194(1), 53-81.
- Espeland SH & Knutsen H (2013). Rapport fra høstundersøkelsene med strandnot i Indre Oslofjord 2012 og 2013. *Delrapporter for indre og ytre Oslofjord*. . Havforskningsinstituttet.
- Espeland SH & Knutsen H (2014). Rapport fra høstundersøkelsene med strandnot i Indre Oslofjord 2014 *Rapport fra havforskningen. nr. 31*. Havforskningsinstituttet.
- Espeland SH, Thoresen AG, Olsen EM, Stige LC, Knutsen H, Gjørseter J & Stenseth NC (2010). Diel vertical migration patterns in juvenile cod from the Skagerrak coast. *Marine Ecology Progress Series*, 405, 29-37.
- Field JG, Clarke KR & Warwick RM (1982). A practical strategy for analyzing multispecies distribution patterns. *Marine Ecology Progress Series*, 8(1), 37-52.
- Fjøsne K & Gjørseter J (1996). Dietary composition and the potential of food competition between 0-group cod (*Gadus morhua* L) and some other fish species in the littoral zone. *Ices Journal of Marine Science*, 53(5), 757-770.
- Folmer O, Black M, Hoeh W, Lutz R & Vrijenhoek R (1994). DNA primers for amplification of mitochondrial cytochrome c oxidase subunit I from diverse metazoan invertebrates. *Molecular Marine Biology and Biotechnology*, 3(5), 294-299.
- Fredriksen S, Christie H & Sæthre BA (2005). Species richness in macroalgae and macrofauna assemblages on *Fucus serratus* L. (Phaeophyceae) and *Zostera marina* L. (Angiospermae) in Skagerrak, Norway. *Marine Biology Research*, 1(1), 2-19.
- Freitas C, Olsen EM, Knutsen H, Albretsen J & Moland E (2016). Temperature-associated habitat selection in a cold-water marine fish. *Journal of Animal Ecology*, 85(3), 628-637.
- Fry FEJ (1971). The Effect of Environmental Factors on the Physiology of Fish. *Fish Physiology*, 6, 1-98.
- Futuyama DJ (2013). *Evolution*, 3 Sunderland, Massachusetts USA, Sinauer Associates Inc.
- Gade H (1968). Horizontal and vertical exchanges and diffusion in the water masses of the Oslo fjord. *Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen*, 17(1), 462-475.

- Garwood RS, Mulligan TJ & Bjorkstedt EP (2013). Ichthyological assemblage and variation in a northern California *Zostera marina* eelgrass bed. *Northwestern Naturalist*, 94(1), 35-50.
- Gell FR & Whittington MW (2002). Diversity of fishes in seagrass beds in the Quirimba Archipelago, northern Mozambique. *Marine and Freshwater Research*, 53(2), 115-121.
- Gillanders BM (2006). Seagrasses, fish, and fisheries. *I*: Larkum, AW, Orth, RJ & Duarte, CM (red.) *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*. Dordrecht, Nederland: Springer.
- Gjøsæter J (2007). *Gjennomgang av historiske strandnotdata. Sammenheng mellom utbredelse av sukkertare og annen makrovegetasjon og forekomst av fisk*. Oslo: Havforskningsinstituttet.
- Gjøsæter J, Hansen K, Lønnhaug K & Sollie A (1989). Variasjoner i fiskefaunaen i Arendalsområdet 1985-1987. Flødevigen: Fiskeridirektoratets havforskningsinstitutt.
- Gotceitas V, Fraser S & Brown JA (1997). Use of eelgrass beds (*Zostera marina*) by juvenile Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 54(6), 1306-1319.
- Griffiths SP (2001). Factors influencing fish composition in an Australian intermittently open estuary. Is stability salinity-dependent? *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 52(6), 739-751.
- Guest MA, Connolly RM & Loneragan NR (2003). Seine nets and beam trawls compared by day and night for sampling fish and crustaceans in shallow seagrass habitat. *Fisheries Research*, 64(2-3), 185-196.
- Guidetti P (2000). Differences among fish assemblages associated with nearshore *Posidonia oceanica* seagrass beds, rocky-algal reefs and unvegetated sand habitats in the Adriatic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 50(4), 515-529.
- Hayward PJ & Ryland JS (1995). *Handbook of the marine fauna of North-West Europe*, Oxford, Oxford University Press.
- Henderson PA (1989). On the structure of the inshore fish community of England and Wales. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 69(1), 145-163.
- Hesthagen IH (1979). Temperature selection and avoidance in the sand goby *Pomatoschistus minutus* (Pallas), collected at different seasons *Environmental Biology of Fishes*, 4(4), 369-377.
- Hindell JS, Jenkins GP & Keough MJ (2000). Variability in abundances of fishes associated with seagrass habitats in relation to diets of predatory fishes. *Marine Biology*, 136(4), 725-737.

- Hoff JG & Ibara RM (1977). Factors affecting seasonal abundance composition and diversity of fishes in a Southeastern New-England estuary . *Estuarine and Coastal Marine Science*, 5(5), 665-678.
- Iglesias M & Morales-Nin B (2001). Life cycle of the pelagic goby *Aphia minuta* (Pisces : Gobiidae). *Scientia Marina*, 65(3), 183-192.
- Jackson EL, Rowden AA, Attrill MJ, Bossey SJ & Jones MB (2001). The importance of seagrass beds as a habitat for fishery species. *Oceanography and Marine Biology*, 39, 269-303.
- Jenkins GP, May HMA, Wheatley MJ & Holloway MG (1997). Comparison of fish assemblages associated with seagrass and adjacent unvegetated habitats of Port Phillip Bay and Corner Inlet, Victoria, Australia, with emphasis on commercial species. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 44(5), 569-588.
- Jenkins GP & Wheatley MJ (1998). The influence of habitat structure on nearshore fish assemblages in a southern Australian embayment: Comparison of shallow seagrass, reef-algal and unvegetated sand habitats, with emphasis on their importance to recruitment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 221(2), 147-172.
- Jenkins JT (1936). *The fishes of the British Isles, both fresh water and salt*, 2. utg London, Frederick Warne & Co.
- Johannessen T (2015). From an Antagonistic to a Synergistic Predator Prey Perspective: Bifurcations in Marine Ecosystems. Beaverton: Ringgold Inc.
- Johannessen T & Sollie A (1994). Overvåking av gruntvannsfauna på Skagerrakkysten : historiske forandringer i fiskefauna 1919-1993, og ettervirkninger av den giftige algeoppblomstringen i mai 1988. *Fisken og havet* nr 10.
- Johnson SW & Thedinga JF (2005). Fish use and size of eelgrass meadows in southeastern Alaska: A baseline for long-term assessment of biotic change. *Northwest Science*, 79(2-3), 141-155.
- Jones D & Miller PJ (1966). Seasonal migrations of the common goby, *Pomatoschistus microps* (Krøyer), in Morecambe Bay and elsewhere. *Hydrobiologia*, 27, 515-528.
- Jørgensen NM & Bekkby T (2013). Historical and present distribution of *Zostera marina* in the high north (Troms County, northern Norway) - a decline over the last century. *Botanica Marina*, 56(5-6), 425-430.
- Kindt R & Coe R (2005). *Tree diversity analysis - a manual for common statistical methods for ecological and biodiversity studies*, Nairobi, World Agroforestry Centre (ICRAF).

- Kneibelsberger T & Thiel R (2014). Identification of gobies (Teleostei: Perciformes: Gobiidae) from the North and Baltic Seas combining morphological analysis and DNA barcoding. *Zoological Journal of the Linnean Society*, 172(4), 831-845.
- Koefoed J (1979). Gruntnvannskutlingene i Norge. *Fauna*, 32(3), 112-120.
- Kruskal WH & Wallis WA (1952). Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association*, 47(260), 583-621.
- Kultz D (2015). Physiological mechanisms used by fish to cope with salinity stress. *Journal of Experimental Biology*, 218(12), 1907-1914.
- Kwak SN, Park J & Huh S-H (2014). Seasonal Variations in Species Composition and Abundance of Fish and Decapods in an Eelgrass (*Zostera marina*) Bed of Jindong Bay. *Journal of the Korean Society of Marine Environment & Safety*, 20(3), 259-269.
- Larkum AW, Orth RJ & Duarte CM (2006). *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*, Dordrecht, Nederland, Springer.
- Lemey P, Salemi M & Vandamme A-M (2009). *The Phylogenetic handbook : a practical approach to phylogenetic analysis and hypothesis testing*, 2nd ed. Cambridge, Cambridge University Press.
- Macintyre RJ (1985). *Molecular evolutionary genetics*, New York, Plenum Press.
- Magnuson JJ, Crowder LB & Medvick PA (1979). Temperature as an ecological resource. *American Zoologist*, 19(1), 331-343.
- Magnuson JJ & Destasio BT (1997). Thermal niche of fishes and global warming. *Society for Experimental Biology Seminar Series*, 61, 377-408.
- Marshall S & Elliott M (1998). Environmental influences on the fish assemblage of the Humber estuary, UK. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 46(2), 175-184.
- Mehner T, Kasprzak P & Holker F (2007). Exploring ultimate hypotheses to predict diel vertical migrations in coregonid fish. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 64(6), 874-886.
- Miljødirektoratet. (2007). *Fakta, naturtype, Sætre* [Internett]. Tilgjengelig fra: <http://faktaark.naturbase.no/naturtype?id=BN00041800> [Lest 01.03 2015].
- Miljødirektoratet. (2009). *Fakta: naturtype, Kinnartangen* [Internett]. Tilgjengelig fra: <http://faktaark.naturbase.no/naturtype?id=BN00058816> [Lest 01.03 2015].
- Miller CB & Wheeler PA (2012). *Biological oceanography*, 2. utg Chichester, United Kingdom, Wiley-Blackwell.

- Nakamura Y & Tsuchiya M (2008). Spatial and temporal patterns of seagrass habitat use by fishes at the Ryukyu Islands, Japan. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 76(2), 345-356.
- Nash RDM (1988). The effects of disturbance and severe seasonal fluctuations in environmental-conditions on north temperate shallow water fish assemblages. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 26(2), 123-135.
- Nemenyi P (1962). Distribution-free multiple comparisons. *Biometrics*, 18(2), 263-&.
- Orth RJ, Carruthers TJB, Dennison WC, Duarte CM, Fourqurean JW, Heck KL, Hughes AR, Kendrick GA, Kenworthy WJ, Olyarnik S, Short FT, Waycott M & Williams SL (2006). A global crisis for seagrass ecosystems. *Bioscience*, 56(12), 987-996.
- Orth RJ, Heck KL & Vanmontfrans J (1984). Faunal communities in seagrass beds: a review of the influence of plant structure and prey characteristics on predator prey relationships *Estuaries*, 7(4A), 339-350.
- Parsley MJ, Palmer DE & Burkhardt RW (1989). Variation in capture efficiency of a beach seine for small fishes. *North American Journal of Fisheries Management*, 9(2), 239-244.
- Peters JR, McCloskey RM, Hinder SL & Unsworth RKF (2015). Motile fauna of sub-tidal *Zostera marina* meadows in England and Wales. *Marine Biodiversity*, 45(4), 647-654.
- Peterson BJ, Thompson KR, Cowan JH, Jr. & Heck KL, Jr. (2001). Comparison of predation pressure in temperate and subtropical seagrass habitats based on chronographic tethering. *Marine Ecology Progress Series*, 224, 77-85.
- Pethon P (1975). Leirkutlingene i Øraområdet. *Fauna*, 28(1), 23 - 30.
- Pethon P & Nyström BO (2005). *Aschehougs store fiskebok : Norges fisker i farger*, 5. utg. Oslo, Aschehoug.
- Phillips RC & Menez EG (1988). Seagrasses. *Smithsonian Contributions to the Marine Sciences*, (34), 1-104.
- Pihl L, Baden S, Kautsky N, Rönneback P, Söderqvist T, Troell M & Wennhage H (2006). Shift in fish assemblage structure due to loss of seagrass *Zostera marina* habitats in Sweden. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 67(1-2), 123-132.
- Pihl L & Wennhage H (2002). Structure and diversity of fish assemblages on rocky and soft bottom shores on the Swedish west coast. *Journal of Fish Biology*, 61, 148-166.
- Power M, Attrill MJ & Thomas RM (2002). Environmental influences on the long-term fluctuations in the abundance of gadoid species during estuarine residence. *Journal of Sea Research*, 47(2), 185-194.

- Ralph PJ, Tomasko D, Moore K, Seddon S & Macinnis-Ng CMO (2006). Human impacts on seagrasses: Eutrophication, sedimentation, and contamination. *I: Larkum, AW, Orth, RJ & Duarte, CM (red.) Seagrasses; Biology, Ecology and conservation*. Dordrecht, Nederland: Springer.
- Rinde E, Bjørge A, Eggereide A & Tufteland G (1998). *Kystøkologi*, Oslo, Universitetsforlaget.
- Robinson CLK & Yakimishyn J (2013). The persistence and stability of fish assemblages within eelgrass meadows (*Zostera marina*) on the Pacific coast of Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 70(5), 775-784.
- Røed KH (1979). Temperature preference of the three-spined stickleback, *Gasterosteus aculeatus* L(Pisces), collected at different seasons . *Sarsia*, 64(3), 137-141.
- Shapiro SS & Wilk MB (1965). An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika*, 52, 591-611.
- Short FT & Neckles HA (1999). The effects of global climate change on seagrasses. *Aquatic Botany*, 63(3), 169-196.
- Ssb. (2015). *Befolkning og areal i tettsteder, 1.januar 2015* [Internett]. <https://www.ssb.no/befolkning/statistikker/befsett/aar/2015-12-11?fane=tabell&sort=nummer&tabell=248688>: Statistisk sentralbyrå. [Lest 14.03 2015].
- Stacey NE, Potts GW & Wootton RJ (1984). *Control of the the timing of ovulation by exogenous and endogenous factors*, Academic Press, London, Orlando etc.
- Svedang H & Bardon G (2003). Spatial and temporal aspects of the decline in cod (*Gadus morhua* L.) abundance in the Kattegat and eastern Skagerrak. *Ices Journal of Marine Science*, 60(1), 32-37.
- Szedlmayer ST & Able KW (1996). Patterns of seasonal availability and habitat use by fishes and decapod crustaceans in a southern New Jersey estuary. *Estuaries*, 19(3), 697-709.
- Tyus HM (2012). *Ecology and conservation of fishes*, Boca Raton, USA, CRC Press.
- Unsworth RKF, De Leon PS, Garrard SL, Jompa J, Smith DJ & Bell JJ (2008). High connectivity of Indo-Pacific seagrass fish assemblages with mangrove and coral reef habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 353, 213-224.
- Unsworth RKF, Peters JR, Mccloskey RM & Hinder SL (2014). Optimising stereo baited underwater video for sampling fish and invertebrates in temperate coastal habitats. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 150, 281-287.

- Van Damme CJG. (2013). *Don't put all your eggs in one basket - Reproductive strategies and fecundity regulation in temperate marine teleosts*. [doktorgradavhandling], Wagenin University.
- Warren MA, Gregory RS, Laurel BJ & Snelgrove PVR (2010). Increasing density of juvenile Atlantic (*Gadus morhua*) and Greenland cod (*G. ogac*) in association with spatial expansion and recovery of eelgrass (*Zostera marina*) in a coastal nursery habitat. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 394(1-2), 154-160.
- Wassman P (1983). Poller: Særegne områder i det marine miljø. *Naturen*, 5, 197-206.
- Watson JD (2008). *Molecular biology of the gene*, 6. utg Cold Spring Harbor, USA, CSHL Press.
- Waycott M, Duarte CM, Carruthers TJB, Orth RJ, Dennison WC, Olyarnik S, Calladine A, Fourqurean JW, Heck KL, Hughes AR, Kendrick GA, Kenworthy WJ, Short FT & Williams SL (2009). Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106(30), 12377-12381.
- Welch BL (1947). The generalization of students problem when several different population variances are involved. *Biometrika*, 34(1-2), 28-35.
- Whitehead PJP (1986). *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean* : 3, Paris, Unesco.
- Wistrøm Ø. (1978). *En helårsundersøkelse av hydrografiske og kjemiske forhold i Sandspollen, en fjordarm til Gråøyrenna (1974 - 1975)*. [Masteroppgave], Ø. Wistrøm.
- Xu Q, Guo D, Zhang PD, Zhang XM, Li WT & Wu ZX (2016). Seasonal variation in species composition and abundance of demersal fish and invertebrates in a Seagrass Natural Reserve on the eastern coast of the Shandong Peninsula, China. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 34(2), 330-341.
- Zuur AF, Ieno EN & Smith GM (2007). *Analysing Ecological Data*, Dordrecht, Nederland, Springer.

Appendiks 1. Data for antall individer, totaltvekt og gjennomsnittsvekt pr. måned

Dato:24 mars	Antall individer		Vekt		Totalt antall	Totalvekt	Gjn.snitt vekt
	Sands	Sætre	Sands	Sætre	Sa+Sæ	Sa+Sæ	Sa+Sæ
Art							
Glasskutling	140	0	21,5	0,0	140	21,5	0,2
Tangkutling	43	171	14,0	76,2	214	90,2	0,4
<i>Pomatoschistus</i>							
spp	15	23	12,2	18,1	38	30,3	0,8
Skrubbe	2	3	38,5	121,3	5	159,8	32,0
Liten havnål	2	1	2,4	1,6	3	4,0	1,3
Tangsnelle	9	6	3,7	8,6	15	12,3	0,8
Trepigget stingsild	3	13	2,0	10,5	16	12,5	0,8
Ørret		1		645,0	1	645,0	645,0
Sum	214	217	82,1	863,2	432	945,3	

Dato:17.april	Antall individer		Total vekt		Totalt antall	Totalvekt	Gjn.snitt vekt
	Sands	Sætre	Sands	Sætre	Sa+Sæ	Sa+Sæ	Sa+Sæ
Art							
Glasskutling	32	1	8,9	0,3	33	9,2	0,3
Tangkutling	133	153	53,9	63,3	286	117,2	0,4
<i>Pomatoschistus</i>							
spp	55	157	40,3	130,2	212	170,5	0,8
Skrubbe		4		497,0	4	497,0	124,3
Liten havnål	14	1	5,3	0,5	15	5,8	0,4
Tangsnelle	13	6	12,6	7,3	19	19,9	1,0
Trepigget stingsild	5	9	5,0	10,0	14	15,0	1,1
Grønngylt	1		4,5		1	4,5	4,5
Bergnebb	1		13,5		1	13,5	13,5
Sum	254	331	144,0	708,6	585	852,6	

Dato: 13.mai	Antall individer		Vekt		Totalt antall	Totalvekt	Gjn.snitt vekt
Art	Sands	Sætre	Sands	Sætre	Sa+Sæ	Sa+Sæ	
Glasskutling	75	786	28,7	415,9	861	444,6	0,5
Tangkutling	155	46	72,1	22,9	201	95,0	0,5
Svartkutling		2		8,6	2	8,6	4,3
<i>Pomatoschistus</i> spp	19	47	18,6	39,8	66	58,4	0,9
Skrubbe		1		7,2	1	7,2	7,2
Liten havnål	2	2	1,1	0,9	4	2,0	0,5
Tangsnelle	4	2	4,3	2,2	6	6,5	1,1
Liten kantnål	4		0,9		4	0,9	0,2
Trepigget stingsild	17	2	17,6	1,0	19	18,6	1,0
Hornkjell	1		335,0		1	335,0	335,0
Ørret	6		171,3		6	171,3	28,6
Sum	283	888	649,6	498,5	1 171	1148,1	

Dato: 18.juni	Antall individer		Vekt		Totalt antall	Totalvekt	Gjn.snitt vekt
Art	Sands	Sætre	Sands	Sætre	Sa+Sæ	Sa+Sæ	Sa + Sæ
Glasskutling	3015	5880	1589,0	2870,0	8 895	4459,0	0,5
Tangkutling	50	11	29,0	6,9	61	35,9	0,6
Svartkutling	76	241	249,9	314,7	317	564,6	1,8
<i>Pomatoschistus</i> sp	74	41	87,7	41,2	115	128,9	1,1
Skrubbe	3	15	2,1	14,3	18	16,4	0,9
Liten havnål	6	6	3,0	2,5	12	5,5	0,5
Liten kantnål	1		0,3		1	0,3	0,3
Tangsnelle	3		7,7		3	7,7	2,6
Trepigget stingsild	15	29	21,0	39,9	44	60,9	1,4
Ørret	3		107,4		3	107,4	35,8
Sum	3246,0	6223,0	2097,1	3289,5	9 469	5386,6	1,9

Det ble kun tatt delprøve i juli. Vekten av hele prøven ble veid, slik at totalt antall individer i hele prøven kunne estimeres som følger;. Andel av totalvekt innen hver art ble regnet ut ved å dele vekten av individer i delprøve med vekten av delprøven. Denne andelen ble så ganget opp med vekten av hele prøven (6523 g), for å estimere vekt av alle individer innen arten i juli. Estimert av vekten ble delt på gjennomsnittsvekt for å gi et mål på totalt antall individer innen arten i hele prøven. For å estimere antall individer per stasjon, ble prosentvise bidrag fra hver av stasjonene, til det totale antall individer innen arten i delprøven regnet ut. Deretter

ble disse prosentandelene av estimatet for totalt antall individer regnet ut, dette ga estimat for hver stasjon.

Dato: 22.juli	Antall inidivider		Vekt		Totalt antall	Totalvekt	Gjn.snitt vekt
	Sands	Sætre	Sands	Sætre	Sa+Sæ	Sa+Sæ	Sa+Sæ
Glasskutling	12	12,0	6,5	6,3	24	12,8	0,5
Tangkutling	333	27	139,3	5,6	360	144,9	0,4
Svartkutling	69	80	600,3	768,9	149	1369,2	9,2
<i>Pomatoschistus</i>							
spp	42	82	26,3	48,6	124	74,9	0,6
Bergkutling		2		1,5	2	1,5	0,8
Skrubbe		14		21,3	14	21,3	1,5
Liten havnål	1	1	1,2	1,3	2	2,5	1,3
Liten kantnål	2	2	1,3	2,3	4	3,6	0,9
Tangsnelle	3	3	3,3	2,3	6	5,6	0,9
Trepigget stingsild	320	559	81,4	249,9	879	331,3	0,4
Bergnebb		9,0		112,4	9	112,4	12,5
Sum	782	791	859,6	1220,4	1 573	2080,0	1,3

Dat:22.jul	Andel av total vekt	Estimert total vekt	Estimert antall individer	Estimert antall Sands	Estimert antall Sætre
Glasskutling	0,006	40,1	75	37	37
Tangkutling	0,070	454,4	1129	1044	85
Svartkutling	0,658	4293,9	467	215	252
<i>Pomatoschistus</i>					
spp	0,036	234,9	389	132	257
Skrubbe	0,001	4,7	6		6
Liten havnål	0,010	66,8	44		44
Liten kantnål	0,001	7,8	6	3	3
Tangsnelle	0,002	11,3	13	6	6
Trepigget stingsild	0,003	17,6	19	9	9
Bergnebb	0,159	1039,0	2757	993	1764
	0,054	352,5	28		28
	1,0	6523,0	4933	2439	2491

Dato:20.august	Antall individer		Vekt		Totalt antall	Total vekt	Gjn.snitt vekt
Art	Sands	Sætre	Sands	Sætre	Sa+Sæ	Sa+Sæ	Sa+Sæ
Glasskutling		1		0,6	1	0,6	0,6
Tangkutling	5230	2848	1558,6	961,5	8 078	2520,1	0,3
Svartkutling	379	167	1730,0	811,4	546	2541,4	4,7
<i>Pomatoschistus</i>							
spp.	110	217	70,9	192,5	327	263,4	0,8
Skrubbe		17		68,5	17	68,5	4,0
Liten havnål	1	3	0,9	1,6	4	2,5	0,6
Liten kantnål		1		1,4	1	1,4	1,4
Tangsnelle	12	96	15,7	47,2	108	62,9	0,6
Nipigget stingsild		2		1,1	2	1,1	0,6
Trepigget stingsild	176	147	349,5	221,7	323	571,2	1,8
Grønngylt	9	3	66,3	124,9	12	191,2	15,9
Berggylt		2		35,3	2	35,3	17,7
Bergnebb	49	7	25,0	62,8	56	87,8	1,6
Tangstikling	6		10,1		6	10,1	1,7
Rognkjeks	3		0,6		3	0,6	0,2
Lyr	2		17,9		2	17,9	9,0
Dvergulke	2		1,0		2	1,0	0,5
Sum	5979	3511	3846,5	2530,5	9 490	6377,0	

Dato: 29.September	Antall individer		Vekt		Totalt antall	Total vekt	Gjnsnitt vekt
Art	Sand	Sætre	Sand	Sætre	Sa+Sæ	Sa+Sæ	
Glasskutling	97	10	86,0	1,4	107	87,4	0,8
Tangkutling	3438	3285	1287,0	1217,2	6 723	2504,2	0,4
Svartkutling	62	345	340,0	1770,0	407	2110,0	5,2
<i>Pomatoschistus</i>							
spp	594	705	518,7	503,3	1 299	1022,0	0,8
Skrubbe		4		36,8	4	36,8	9,2
Liten havnål	4	1	2,1	1,4	5	3,5	0,7
Tangsnelle	23	50	32,7	65,0	73	97,7	1,3
Nipigget stingsild		38		32,0	38	32,0	0,8
Trepigget stingsild	642	595	349,1	460,3	1 237	809,4	0,7
Grønngylt	1		2,6		1	2,6	2,6
Bergnebb	15	9	11,0	10,0	24	21,0	0,9
Hvitting	2		24,6		2	24,6	12,3
Stor kantnål	2		4,7		2	4,7	2,4
Tangstikling	2		7,6		2	7,6	3,8
Dvergulke	4		8,7		4	8,7	2,2
	4886	5042	2674,8	4097,4	9 928	6772,2	

Dato: Sætre: 14.november, Sands: 27.november	Antall individer		Vekt		Totalt antall	Total vekt	Gjnsnitt vekt
	Sand	Sætre	Sand	Sætre	Sa+Sæ	Sa+Sæ	Sa+Sæ
	Glasskutling	29	215	6,4	40,2	244	46,6
Tangkutling	2880	1074	1094,4	377,6	3954	1472,0	0,4
Svartkutling	14	20	44,8	23,0	34	67,8	2,0
<i>Pomatischistus</i> sp	79	181	62,6	110,0	260	172,6	0,7
Skrubbe	0	1	0,0	3,5	1	3,5	3,5
Liten havnål	8	0	4,3	0,0	8	4,3	0,5
Tangsnelle	56	12	76,3	9,9	68	86,2	1,3
Trepigget stingsild	736	435	403,0	336,0	1171	739,0	0,6
Grønngylt	3	0	13,2	0,0	3	13,2	4,4
Bergnebb	2	0	1,2	0,0	2	1,2	0,6
Torsk	1		46,1		1	46,1	46,1
Hvitting	2		44		2	44,0	22,0
Sei	1		47,7		1	47,7	47,7
Tangstikling	4		16,7		4	16,7	4,2
Dvergulke	1		6,3		1	6,3	6,3
	3815	1938	1860,7	900,2	5754	2767,2	

Appendiks 2. Protokoller og beskrivelse av molekylær analyse

Ekstraksjon av DNA

For å ekstrahere DNA fra vevsprøver ble det benyttet et ferdig oppsett, *DNeasy blood and tissue kit*. Dette settet benyttes ofte ved ekstraksjon av DNA fra vevsprøver, og er blitt benyttet til ekstraksjon av DNA fra diverse fiskearter, også innen kutling-familien (Knebelberger og Thiel, 2014). Settet inneholder alle nødvendige buffere og enzymer, som blandes til en mastermiks. Denne kan oppbevares og brukes ved flere ekstraksjoner. I tillegg til DNA-prøver var alltid en blank prøve inkludert som negativ kontroll for kontaminering av ekstraksjonene. Denne inneholdt alle komponentene med unntak av vevsprøve som ble erstattet med nuklease-fritt vann.

Ca. 25 mg av hver vevsprøve ble overført til 1,5 ml eppendorf-rør. For å løse opp vevet ble 180 µl buffer ATL, og 20 µl proteinkinase K tilsatt, etterfulgt av blanding ved bruk av vorteksmaskin. For å fullstendig løse opp alt vev ble prøvene så satt til inkubasjon ved 56°C på varmeblokk i et par timer. Deretter ble dette igjen blandet ved vorteksing i 15 sekunder, før 200 µl Buffer AL ble så tilsatt prøven og blandet ved vorteksing. 200 µl ethanol (96%) ble tilsatt prøven, og vortekset. Blandingen ble så overført til en spin-kolonne i et samlerør og sentrifugert ved 6000*g (8000 rpm) i 1 minutt, før supernatant forsiktig ble helt ut. DNA skal da sitte igjen på membranen i spin-kolonnen. Dette steget ble så gjentatt med et nytt samlerør og 500 µl Buffer AW1, for å sørge for tilstrekkelig rensing av prøven. Sentrifugering ble foretatt som beskrevet ovenfor. Deretter ble 500 µl Buffer AW2 tilsatt til spin-kolonnen i et nytt samlerør. For å tørke membranen ble denne sentrifugert i 3 min ved 20.000*g (14000 rpm), før supernatanten igjen ble helt ut. Eluering ble foretatt ved å plassere spin-kolonnen i enda et nytt samlerør før 50 µl Buffer AE ble pipettert direkte på membranen. Denne bufferen får DNA til å løsne fra membran og løses opp i væskefasen. Inkubasjon ved romtemperatur i 1 minutt ble foretatt, etterfulgt av sentrifugering i 1 minutt ved 6000*g(8000 rpm). Prøvene ble så lagret i fryser.

Amplifisering av DNA – Polymerase kjede reaksjon

Polymerase kjede reaksjon (PCR) er en metode for å amplifisere ønskede DNA-sekvenser fra templat. Amplifisering av spesifikke sekvenser skjer ved hjelp av syntetiserte tråder av nukleinsyrer (primere). Baserekkefølgen i primerne er laget slik at de er spesifikke for

bestemte deler av DNA, og binder seg til 3' enden i en DNA-enkeltråd (Watson, 2008). Det DNA-syntetiserende enzymet DNA-polymerase vil så binde til primere, og syntetisere nye DNA-tråder av tilsatte nukleinsyrer, med utgangspunkt i tråden primerne er festet i som templat. Metoden gjør at sekvenser vil kopieres med en eksponentiell økning ved gjentatte sykler, slik at millioner av kopier enkelt kan produseres og benyttes til videre analyser. En slik sekvens som amplifiseres for å artsbestemme kalles ofte en barcode – en strekkode fordi denne fungerer som et ID-merke for ulike arter, og har derav gitt navnet til metoden som beskrevet. Primere som ble benyttet er beskrevet av (Folmer et al., 1994). Disse er spesifikke for en 710 basepar lang sekvens innen det mitokondrielle Cytocrom oxidase subenhet 1 gen. Dette genet ser ut til å være et av de mest konserverte protein-kodende genene i det mitokondrielle genomet hos dyr (Brown, 1985; MacIntyre, 1985), og benyttes derfor ofte til DNA-analyser av de fleste invertebrater og vertebrater. Disse sekvensene blir også ofte benyttet for å artsbestemme fisk. Primerne som har blitt benyttet har følgende navn og sekvenser;

Forward primer LCO1490: 5'-GGTCAACAAATCATAAAGATATTGG-3'

Reverse primer HC02198: 5'-TAAACTTCAGGGTGACCAAAAATCA-3'

En PCR-mastermiks ble laget for alle isolatene. Mengdene per isolat var som følger; 8,5 µl nukleasefritt vann, 12,5 µl DreamTaq Master miks. 1,5 µl med 5 µM forward primer, 1,5 µl med 5 µM reverse primer. Fra det totale volumet master miks ble så 24 µl tilsatt hver sitt merkede 0,2 ml eppendorf rør i striper med 8 rør. Deretter ble 1 µl isolat fra hver prøve tilsatt hvert sitt PCR-rør med pipette. Pipettespiss ble byttet mellom hver tilsetning.

I tillegg til prøvene med DNA ble det laget en blank prøve som fungerte som negativ kontroll. Denne inneholdt alle komponentene fra PCR-mastermiksen, men ble ikke tilsatt DNA .

PCR-program som beskrevet av Folmer et al. (1994), er som følger;

Første steg med forberedende denaturering DNA, altså skilles dobbeltrådene fra hverandre slik at de er tilgjengelige. Denne perioden ble satt til 2 minutter ved 94 °C. Etterfulgt var 35 sykler av resten av PCR-programmet. Dette inkluderte først en videre denaturering ved 94°C i 1 minutt. Etterfulgt var "Annealing" hvor primere fester seg til DNA-enkeltråder, temperaturen ble ved dette steget satt til 54°C i 1 minutt. Deretter er elongeringsfasen hvor Polymerase syntetiserer nye DNA-tråder, temperaturen ble satt til 72°C i 5 minutter. Etter disse 35 syklusene ble PCR-reaksjonen fullført med en siste elongeringsfase ved 72°C i 10 minutter. Prøvene ble deretter lagret ved 4°C før senere bruk.

Sjekk av PCR-produkter ved gel-elektroforese

Får å undersøke om amplifisering ved PCR var suksessfullt, og om det hadde foregått kontaminasjon, ble PCR-produktene kjørt på en 1,5% agarosegel med 2 µl GelRed (Biotum. USA). DreamTaq mastermiks benyttet tidligere, inneholder fargestoffer slik at det ikke var nødvendig å tilsette dette til prøvene. 2 µl 1 kb ladder ble tilsatt brønnene helt til venstre til sammenligning. Gelen ble så kjørt på 80 V i ca. 10 minutter. Deretter ble den undersøkt under UV-lys, slik at gode PCR-produkter ga klare, lysende bånd. Får å være sikker på at kontaminering ikke hadde skjedd, ble blank negativ undersøkt.

Rensing av PCR-produkter, innsending til sekvensering

Før sekvensering er det nødvendig å rense PCR-produkter for salter, enzymer, og primere. Dette ble foretatt med et rense-kit, ExoSap-IT (Affymetrix). Prosedyren er så enkel som at 2 µl ExoSap pipetteres i hvert rør med PCR-produkter og inkuberes så i to trinn; 15 minutter ved 37°C, etterfulgt av 15 minutter ved 80°C. Deretter ble hver av prøvene delt i to ved at like volum ble pipettert ut i hvert sitt rør. Det ene røret ble tilsatt forward primer, det andre tilsatt reverse primer, før disse ble sendt til sekvensering. Dette for at både forward og reverse sekvenser skulle bli analysert. Rørene ble på forhånd merket med strekkoder for gjenkjenning, og tilsvarende liste med strekkoder ble knyttet til Prøve-ID for senere analyse.

Sekvensanalyse

Resultatene fra sekvensering måtte analyseres og behandles før videre arbeid. Dette ble foretatt i BioEdit (versjon 5) hvor kromatogram ble sammenlignet med råsekvenser for å avgjøre hva som var pålitelige sekvenser, og hvordan forward, og reverse sekvenser passet sammen. Både 5' og 3'-enden ble kuttet manuelt der kromatogram var utydelig, noe som betyr at disse er lite pålitelige. Konsensus-sekvenser ble dannet ved å bruke "contig assembly program". Disse ble så benyttet i videre søk i "The National Center for Biotechnology Information's (NCBI) GenBank. Sekvenser med størst grad av likhet, og fra nært beslektede arter ble lastet ned fra NCBI og brukt til å lage et fylogenetisk tre. Dette ble konstruert i MEGA (versjon 7.0.9.0) som lager en distansematrise basert på sekvensene. Det fylogenetiske treet ble laget med Neighbour Joining og Maximum Likelyhood som metode.

Referansesekvenser nedlastet fra Genbank. Region: Cytochrom oxidase subenhet 1 (CO1) –genet (mitokondrielt).

Pomatoschistus minutus voucher MT00296	GI:694174330	KM077864
Pomatoschistus minutus voucher MT07629	GI:694174316	KM077857
Pomatoschistus minutus voucher NRM:55263	GI:651209102	KJ128588
Pomatoschistus norvegicus voucher MT00355	GI:694174350	KM077874
Pomatoschistus norvegicus voucher MT00364	GI:694174346	KM077872
Pomatoschistus norvegicus voucher MT05300	GI:694174336	KM077867
Pomatoschistus pictus voucher MT04879	GI:694174352	KM077875
Pomatoschistus pictus voucher NRM:55233	GI:651209108	KJ128591
Pomatoschistus microps voucher MT07626	GI:694174312	KM077855
Pomatoschistus microps voucher MT02321	GI:694174308	KM077853

Appendiks 3. Multippel lineær regresjon

Glasskutling

Call:
lm(formula = Glasskutling ~ Temp + Sal)

Residuals:
Min 1Q Median 3Q Max
-5.9605 -3.0502 -0.3769 1.4707 7.3131

Coefficients:
Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept) 15.4383 12.8122 1.205 0.250
Temp -0.2345 0.2940 -0.797 0.440
Sal -0.3067 0.4293 -0.714 0.488

Residual standard error: 4.041 on 13 degrees of freedom
Multiple R-squared: 0.05178, Adjusted R-squared: -0.0941
F-statistic: 0.355 on 2 and 13 DF, p-value: 0.7078

>

Tangkutling

Call:
lm(formula = Tangkut ~ Sal + Temp, data = Ab)

Residuals:
Min 1Q Median 3Q Max
-5.0907 -1.6672 0.4337 1.1838 4.3708

Coefficients:
Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept) 19.47040 9.03286 2.156 0.0504 .
Sal -0.46800 0.30268 -1.546 0.1461
Temp -0.02748 0.20731 -0.133 0.8966

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 2.849 on 13 degrees of freedom
Multiple R-squared: 0.2155, Adjusted R-squared: 0.09482
F-statistic: 1.786 on 2 and 13 DF, p-value: 0.2064

Svartkutling

Call:

```
lm(formula = Svart ~ Temp + Sal, data = Ab)
```

Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-2.8955	-0.7544	0.2489	0.8840	2.4766

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	10.0366	5.3165	1.888	0.08157 .
Temp	0.4298	0.1220	3.522	0.00375 **
Sal	-0.4700	0.1782	-2.638	0.02046 *

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 1.677 on 13 degrees of freedom

Multiple R-squared: 0.7989, Adjusted R-squared: 0.768

F-statistic: 25.83 on 2 and 13 DF, p-value: 2.962e-05

Trepigget stingsild

Call:

```
lm(formula = Stingsild ~ Temp + Sal, data = Ab)
```

Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-4.1959	-1.3831	-0.2626	0.6023	6.3468

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	17.86465	8.40678	2.125	0.0533 .
Temp	0.07914	0.19294	0.410	0.6883
Sal	-0.54945	0.28170	-1.950	0.0730 .

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Residual standard error: 2.652 on 13 degrees of freedom

Multiple R-squared: 0.389, Adjusted R-squared: 0.295

F-statistic: 4.139 on 2 and 13 DF, p-value: 0.04066

> |

Skrubbe

Call:

```
lm(formula = Skrubb ~ Temp + Sal, data = Ab)
```

Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-2.04810	-1.24242	0.05018	1.06991	2.34227

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	0.724967	5.041051	0.144	0.888
Temp	0.079147	0.115694	0.684	0.506
Sal	-0.008495	0.168921	-0.050	0.961

Residual standard error: 1.59 on 13 degrees of freedom

Multiple R-squared: 0.06163, Adjusted R-squared: -0.08273

F-statistic: 0.4269 on 2 and 13 DF, p-value: 0.6613

< |

Tangsnelle

Call:

```
lm(formula = Tangsnelle ~ Temp + Sal, data = Ab)
```

Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-22.617	-16.422	-6.936	2.817	67.061

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	36.445	83.980	0.434	0.671
Temp	1.122	1.927	0.582	0.571
Sal	-1.322	2.814	-0.470	0.646

Residual standard error: 26.49 on 13 degrees of freedom

Multiple R-squared: 0.1036, Adjusted R-squared: -0.03426

F-statistic: 0.7515 on 2 and 13 DF, p-value: 0.4911

Appendiks 4. Lengdemålinger

24.03.15																						
Art		Lengde (cm)																				Gjn.snitt
Glasskutling	Sa.P	3,6	2,8	3,5	4,1	3,3	3,3	3,4	3,4	3,6	3,1	4,0	3,9	3,8	3,5	3,2	3,0	3,4	3,1	3,0	4,0	3,5
	Sæ.P																					
Tangkutling	Sa.P	2,9	3,7	3,7	3,5	3,6	3,9	3,3	3,6	3,2	3,5	3,7	3,4	3,5	4,0	3,9	4,0	3,5	3,5	3,9	3,6	3,6
	Sæ.P	3,9	3,8	4,0	3,9	3,5	3,4	3,4	3,5	3,4	3,3	3,5	3,5	4,0	3,9	3,6	3,4	3,3	3,5	3,2	3,5	3,6
Trepigget stingsild	Sa.P	4,5	4,8	5,3																		4,9
	Sæ.P	5,5	4,4	5,5	5,2	5,4	4,7	4,6	4,9	5,2	5,0	4,5	4,9	5,9								5,1
Tangsnelle	Sa.P	13,5	15,3	10,3	13,8	8,8	13,2	11,5	14,4	7,0												12,0
	Sæ.P	15,0	14,0	19,2	14,9	14,6	14,7															15,4
Liten Havnål	Sa.P	13,5	15,3	10,3	13,8	8,8	13,2	11,5	14,4	7,0												12,0
	Sæ.P	26,5																				26,5
Skrubbe	Sa.P	14,2	7,6																			10,9
	Sæ.P	21,7	11,3	9,1																		14,0
Ørret	Sa.P																					
	Sæ.P	40,0																				40,0

17.04.15																						
Art		Lengde (cm)																				Gjn.snitt
Glasskutling	Sa.P	3,9	3,9	3,5	4,4	4,1	4,5	3,9	3,9	4,1	3,6	4,3	3,3	4,4	3,8	4,0	4,0	4,1	3,4	4,2	4,1	4,0
	Sæ.P	4,1																				4,1
Tangkutling	Sa.P	3,6	3,7	3,4	4,1	3,4	4,0	3,5	3,8	3,0	3,5	3,9	3,2	3,2	3,5	3,9	3,7	3,6	3,1	3,7	3,8	3,6
	Sæ.P	3,4	3,5	3,8	3,4	3,3	3,4	3,5	3,4	3,1	3,4	3,6	3,5	3,6	3,8	3,4	3,6	3,7	3,7	3,5	3,4	3,5
Trepigget stingsild	Sa.P	5,9	5,2	5,0	4,5	5,7																5,3
	Sæ.P	5,2	4,4	5,6	6,8	5,0	5,1	5,3	5,7	5,3												5,4
Tangsnelle	Sa.P	13,5	15,3	10,3	13,8	8,8	13,2	11,5	14,4	7,0												12,0
	Sæ.P	16,2	17,3	11,4	14,2	14,8	14,3															14,7
Liten Havnål	Sa.P	26,6	23,5	12,2	25,2	15,7	12,3	15,2	17,6	13,7	11,8	11,6	11,4	10,6	10,2							19,3
	Sæ.P	16,9																				16,9
Skrubb	Sa.P																					
	Sæ.P	21,5	32,0	10,5	14,3	13,0																19,6
Grønnlyt	Sa.P	7,5																				7,5
	Sæ.P																					
Bergnebb	Sa.P	10,5																				10,5
	Sæ.P																					

13.05.15																						
Art		Lengde (cm)																				Gjn.snitt
Glasskutling	Sa.P	4,2	3,8	3,8	3,9	3,7	3,9	4,1	3,8	4,0	3,9	3,6	4,1	3,3	3,6	4,2	4,0	3,2	3,4	3,4	4,0	3,8
	Sæ.P	4,4	3,9	3,7	3,5	3,7	3,4	3,7	3,4	3,5	3,6	3,4	4,0	3,5	3,6	3,7	3,5	3,6	3,6	2,9	3,2	3,6
Tangkutling	Sa.P	4,4	3,9	3,7	3,5	3,7	3,4	3,7	3,4	3,5	3,6	3,4	4,0	3,5	3,6	3,7	3,5	3,6	3,4	2,9	3,2	3,6
	Sæ.P	3,5	3,6	3,5	3,8	3,9	3,4	3,3	3,6	3,6	3,2	3,4	3,3	3,6	3,3	4,1	3,4	3,5	3,4	3,5	3,7	3,5
Trepigget stingsild	Sa.P	5,6	5,0	5,5	5,3	4,9	5,0	5,5	4,8	4,4	5,2	5,1	5,7	5,4	5,1	4,7	4,7	4,6				5,1
	Sæ.P	4,6	5,0																			4,8
Tangsnelle	Sa.P	15,9	18,2	9,4	12,1																	13,9
	Sæ.P	15,4	13,5																			14,5
Liten havnål	Sa.P	23,2	10,2																			16,7
	Sæ.P	22,0	13,4																			17,7
Skrubb	Sa.P																					
	Sæ.P	8,7																				8,7
Liten kantnål	Sa.P	8,0	8,0	12,2	11,1																	9,8
	Sæ.P																					
Salmo trutta	Sa.P	15,2	14,9	15,6	13,1	13,2	14,2															14,4
	Sæ.P																					
Hornkjell	Sa.P	63																				63,0
	Sæ.P																					
Svartkutling	Sa.P																					
	Sæ.P	8,2	6,0																			7,1

18.jun																						
Art		Lengde (cm)																			Gjn.snitt	
Glasskutling	Sa.P	3,4	4,4	4,3	3,7	3,9	3,8	3,8	4,0	4,2	3,8	4,0	3,4	3,5	3,4	3,7	3,2	3,6	3,4	4,0	3,2	3,7
	Sæ.P	3,2	3,3	3,5	4,0	3,9	3,5	3,5	3,8	4,1	3,8	3,2	3,3	3,5	3,3	4,2	3,9	4,0	4,5	3,4	3,0	3,6
Tangkutling	Sa.P	3,0	3,1	3,3	3,3	3,8	3,2	3,6	3,5	3,6	3,4	2,9	3,0	3,0	3,3	3,2	3,4	3,2	3,7	3,8	3,9	3,4
	Sæ.P	3,8	3,1	3,9	3,2	3,3	3,8	3,6	3,4	3,3	3,0	3,8	3,5									
Trepigget stingsild	Sa.P	6,0	4,8	5,2	5,1	4,7	6,1	4,5	5,3	5,2	5,7	6,4	5,5	5,2	5,9	5,1	5,4					
	Sæ.P	4,3	5,2	5,1	6,3	4,5	4,8	5,0	5,1	4,9	5,0	5,2	5,1	5,4	6,2	5,3	5,0	5,7	5,3	4,8	6,0	5,2
Tangsnelle	Sa.P	18,7	21,1	11,9	17,2																	
	Sæ.P																					
Liten Havnål	Sa.P	17,5	17,2	19,3	15,1	17,2	14,4	16,8														
	Sæ.P	15,0	14,1	20,8	19,3	16,5	11,2	16,2														
Skrubbb	Sa.P	4,5	4,2	3,4	4,0																	
	Sæ.P	2,7	2,7	3,4	3,0	2,9	3,7	3,9	3,6	3,6	4,0	5,2	5,8	6,2	7,4	4,2						
Liten kantnål	Sa.P	10,1	10,1																			
	Sæ.P																					
Salmo trutta	Sa.P	14,2	14,9	14,8	14,6																	
	Sæ.P																					
Svartkutling	Sa.P	5,0	4,9	5,2	4,3	8,1	4,9	8,9	4,3	5,4	5,5	4,5	6,7	6,6	5,6	4,3	5,5	4,4	4,8	5,5	5,4	5,5
	Sæ.P	5,2	6,5	4,9	5,4	5,5	5,0	5,3	6,0	6,2	4,1	5,3	5,9	5,5	6,3	4,9	6,1	5,3	5,9	6,3	6,5	5,6

22.07.15																						
Art		Lengde (cm)																			Gjn.snitt	
Glasskutling	Sa.P	4,6	4,5	4,0	4,3	4,7	4,3	4,2	4,8	5,0	4,2	4,2	4,3	4,4								
	Sæ.P	4,4	4,5	4,2	4,1	4,5	4,4	4,3	4,6	3,5	4,5	4,4	4,3	4,3								
Tangkutling	Sa.P	4,0	2,1	2,5	2,6	2,5	2,6	2,6	2,9	2,4	2,7	2,8	2,3	2,5	2,6	2,2	3,0	2,9	2,6	2,2	2,4	2,6
	Sæ.P	4,2	2,8	2,5	2,5	2,3	4,0	4,1	3,5	2,5	2,3	2,7	2,7	2,4	2,6	2,1	4,3	2,9	3,2	2,8	2,9	3,0
Trepigget stingsild	Sa.P	3,0	2,1	2,3	3,1	5,2	2	2,6	3	2,6	2,2	2,6	3	2,9	3,1	2,3	5,7	2,9	3,1	2,5	2,6	3,1
	Sæ.P	5,6	3,0	3,7	3,9	3,1	3,8	3,5	4,2	3,5	3,9	3,7	2,5	2,8	3,4	3,8	3,2	3,1	3,0	3,0	2,9	3,5
Tangsnelle	Sa.P	13,0	15,5	5,1	11,2																	
	Sæ.P	17,3	8,5	6,4	10,7																	
Liten havnål	Sa.P	25,0	25,0																			
	Sæ.P	27,0	27,0																			
Liten kantnål	Sa.P	11,2	10,9	11,1																		
	Sæ.P	15,0	13,9	14,5																		
Skrubbb	Sa.P																					
	Sæ.P	6,9	6,6	5,1	5	6,6	6,8	6,3	5,9	6,6	5,8	6	5,3	5,9	6,6	5,9						
Bergnebb	Sa.P																					
	Sæ.P	12,2	11,8	9,5	6,3	6,6	7,9	7,4	10,9	6,5	8,8											
Svartkutling	Sa.P	7,1	6,9	5,9	8,6	5,8	6,3	9,0	6,4	6,7	6,9	5,0	5,3	5,8	5,5	6,6	7,7	6,9	6,0	5,4	5,8	6,5
	Sæ.P	9,2	8,1	6,8	5,8	6,9	5,7	6,3	7,4	8,1	5,7	6,5	6,3	8,0	7,1	6,2	6,1	7,4	8,0	4,9	6,9	6,9
Bergkutling	Sa.P																					
	Sæ.P	4,5	5,1	4,8																		

20.08.15		Lengde (cm)																		Gjn.snitt		
Art																						
Glasskutling	Sa.P																					
	Sæ.P	4,3																		4,3		
Tangkutling	Sa.P	2,9	2,5	3,8	3,3	3,5	3,6	4,1	3,1	3,4	4,0	4,0	3,3	3,4	3,8	3,3	3,6	3,9	3,8	3,7	4,0	3,6
	Sæ.P	3,1	3	2,9	3,2	3,3	3,7	3,4	3,3	3,6	3,3	3,4	3,5	4	3,8	3,5	3,5	3,7	3,9	3,7	3,9	3,5
Trepigget stingsid	Sa.P	4,1	4,0	3,9	3,9	4,0	3,7	3,5	3,6	3,4	2,7	2,5	2,5	2,7	2,3	4,3	3,5	2,6	2,4	2,3	3,5	3,3
	Sæ.P	3,7	3,7	4,4	4,6	2,5	2,6	3,5	3,1	4,0	4,5	5,4	3,6	3,9	2,5	2,7	2,8	4,4	2,9	3,5	3,2	3,6
Tangsnelle	Sa.P	20,4	20,2	15,4	14	14,2	13,3	13,5	12,6	12,5	11,2	8,6	4,9									13,4
	Sæ.P	7,8	11,8	12,4	20,1	18,2	14,3	13,6	14,3	10,5	11,9	7,1	9	12,1	7,1	12,2	13,4	13	10,9	7,3	15	12,1
Liten havnål	Sa.P	21,7																			21,7	
	Sæ.P	23,2	16,6	17,1																		19,0
Liten kantnål	Sa.P																					
	Sæ.P	14,5																		14,5		
Skrubbe	Sa.P																					
	Sæ.P	10,2	10	6,1	6,5	5,6	5,7	5,5	5,5	6,7	6,8	4,9	6,3	6,8	7	5,7	6,2	6	5,8			6,5
Bergnebb	Sa.P	5,4	4,7	4,4	4,2	3,8	4,0	4,0	3,2	4,4	4,2	3,7	3,6	3,2	3,4	3,5	2,9	2,8	3,0	3,8	3,9	3,8
	Sæ.P	4,0	3,0	2,9	6,0	8,6	8,0	7,9														5,8
Berggyllt	Sa.P	10,3	9,8																		10,1	
	Sæ.P																					
Grønngyllt	Sa.P	2,1	3,5	2,2	4,8	4,7	4,7	4,5	12,0	12,5											5,7	
	Sæ.P	14,5	18,5	2,7																		11,9
Svartkutling	Sa.P	7,6	5,8	7,2	6,6	7,2	7,3	8,4	7,8	8,2	6,7	6,9	6,6	6,9	6,8	5,9	7,9	6,3	6,8	11,8	7,2	7,3
	Sæ.P	7,2	6,4	6,3	6,9	6,2	5,7	5,8	8,1	8,2	6,0	5,5	10,9	5,8	7,1	7,2	6,3	6,2	5,0	7,5	8,5	6,8
Nipigget stingsild	Sa.P																					
	Sæ.P	4,2	4,3																		4,3	
Tangstikling	Sa.P	10	11,5	8,6	8,7	9,1	7,3														9,2	
	Sæ.P																					
Rognkjeks	Sa.P	1,8	2,5	2,1																2,1		
	Sæ.P																					
Lyr	Sa.P	9,5	10,7																	10,1		
	Sæ.P																					
Dvergulke	Sa.P	6,0																		6,0		
	Sæ.P	4,1	3,7																	3,9		

29.09.15		Lengde (cm)																		Gjn.snitt		
Art																						
Glasskutling	Sa.P	3,0	3,1	3,1	3,2	3,3	3,1	2,9	2,8	3,1	3,0	2,6	3,0	3,1	3,2	2,9	3,0	3,8	3,1	3,1	3,4	3,1
	Sæ.P	2,9	3,3	3,5	3,0	3,6	3,1	3,2	3,0	2,6	2,7											3,1
Tangkutling	Sa.P	3,5	3,6	3,4	3,5	3,1	4,1	4,2	3,4	3,8	3,9	3,5	3,6	4,3	3,6	3,5	3,7	3,4	3,8	3,6	4,8	3,7
	Sæ.P	2,8	3,6	3,8	4,1	3,8	4,2	2,9	3,4	3,3	3,2	3,3	3,4	3,6	3,4	3,6	3,4	3,5	3,4	3,3	3,7	3,5
Trepigget stingsild	Sa.P	4,9	4,8	5,2	3,7	4,0	3,7	4,1	3,3	4,0	3,5	3,5	3,1	5,2	4,1	3,4	3,4	3,5	3,6	3,9	3,5	3,9
	Sæ.P	4,6	4,1	4,5	4,0	6,5	4,7	4,9	5,0	4,1	5,1	4,0	4,1	4,6	3,6	3,5	4,4	4,2	5,2	3,9	4,3	4,5
Svartkutling	Sa.P	8,0	7,2	8,3	8,4	8,6	7,0	7,5	5,9	7,6	8,6	6,3	5,5	10,0	7,3	5,7	7,4	5,8	6,5	6,6	9,7	7,4
	Sæ.P	7,4	8,5	7,2	7,6	9,5	7,8	10,3	6,4	8,0	8,3	9,2	6,3	5,8	6,6	11,5	6,9	9,0	7,2	7,5	8,5	8,0
Tangsnelle	Sa.P	22,1	15	15,3	13,1	10,2	13,5	16,9	16,0	16,2	12,2	5,4	15,8	15,0	17,7	15,2	14,3	18,0	17,4	14,3	15,3	14,9
	Sæ.P	21,5	16,8	19,5	2,6	14,3	17,1	12,2	16,8	14,4	12,4	11,7	14,8	17,2	16,0	13,5	17,2	9,7	15,2	18,5	13,6	14,8
Liten Havnål	Sa.P	13,1	21,2	22,4	12,7																17,4	
	Sæ.P	27,0																		27,0		
Skrubb	Sa.P																					
	Sæ.P	13,2	8,0	8,1	8,2															9,4		
Grønngyllt	Sa.P	6,0																		6,0		
	Sæ.P																					
Bergnebb	Sa.P	4,0	3,4	4,8	4,1	3,9	4,5	4,3	3,7	3,6	4,2	4	3	3,7	4,2	3,1						3,9
	Sæ.P	3,6	3,2	3,7	3,4	3,2	3,9	4	3,5	8,2											4,1	
Nipigget stingsild	Sa.P																					
	Sæ.P	5,8	5,1	4,8	5	5,1	5,5	4,7	4,5	4,8	4,9	4,1	5,5	4,8	5,1	5,4	4,4	4,6	6,0	4,8	4,3	5,0
Hvitting	Sa.P	11,4	11,0																	11,2		
	Sæ.P																					
Dvergulke	Sa.P	5,9	6,5	4,9	4,6														5,5			
	Sæ.P																					
Tangstikling	Sa.P	11,1	12,2																	11,7		
	Sæ.P																					

14.11.15 Sætrepollen																					27.11.15 Sandspollen		
Art		Lengde (cm)																			Gjn,snitt		
Glasskutling	Sa.P	3,6	3,7	4,1	3,7	4,1	3,7	3,5	3,6	3,4	3,7	3,8	3,6	3,5	3,6	3,7	3,9	3,2	3,6	3,1	3,8	3,6	
	Sæ.P	3,8	3,1	3,2	3,5	3,5	3,6	3,5	3,3	3,4	3,6	3,4	3,1	3,9	3,5	3,3	3,5	3,3	3,6	3,1	3,3	3,4	
Tangkutling	Sa.P	3,6	3,7	4,1	3,7	4,1	3,7	3,5	3,6	3,4	3,7	3,8	3,6	3,5	3,6	3,7	3,9	3,2	3,6	3,1	3,8	3,6	
	Sæ.P	3,5	3,2	3,6	3,9	3,4	3,5	3,5	3,4	3,6	3,6	3,6	3,8	3,6	3,7	3,7	3,8	3,5	3,6	3,9	3,5	3,6	
Svartkutling	Sa.P	9,3	7,4	8,3	9,5	7,4	3,6	4,1	3,5	3,4	4,0	3,7	3,5	8,7	5,6							3,9	
	Sæ.P	3,3	2,6	4,3	3,3	6,5	3,6	3,4	4,7	3,6	3,9	3,4	3,2	3,1	3,0	4,0	4,0	2,9	3,1	3,6	8,9	3,9	
Trepigget stingsild	Sa.P	4,0	3,9	4,3	5,8	4,9	5,3	4,1	3,3	3,5	4,2	4,6	4,3	4,0	4,3	4,2	4,5	4,4	3,9	4,2	3,8	4,3	
	Sæ.P	5,2	4,9	5,0	4,6	4,7	5,1	4,6	5,0	4,6	4,9	4,8	5,0	4,9	5,0	4,5	5,3	4,0	5,0	4,1	5,3	4,8	
Tangsnelle	Sa.P	20,9	18,7	13,5	16,0	11,5	15,4	15,3	14,7	10,4	13,2	15,3	13,4	18,8	17,6	10,5	12,9	12,6	15,1	13,8	12,7	14,6	
	Sæ.P	14,4	14,6	13,4	12,0	14,1	14,7	13,2	14,4	14,4	11,5	16,5	13,5										13,9
Liten havnål	Sa.P	10,4	23,5	18,1	21,2	18,6	10,3	23,9	12,5												17,3		
	Sæ.P																						
Skrubb	Sa.P																						
	Sæ.P	7,2																			7,2		
Grønngylt	Sa.P	7,4	7,5	7,0																	7,3		
	Sæ.P																						
Bergnebb	Sa.P	3,9	3,7																		3,8		
	Sæ.P																						
Torsk	Sa.P	17,6																			17,6		
	Sæ.P																						
Hvitting	Sa.P	14,2	13,9																		14,1		
	Sæ.P																						
Sei	Sa.P	17,5																			17,5		
	Sæ.P																						
Tangstikling	Sa.P	13,0																			13,0		
	Sæ.P	13,6	12,5	14,1																	13,4		
Dvergulke	Sa.P	6,3																			6,3		
	Sæ.P																						

Appendiks 5. Nemenyi test for forskjeller i lengde pr. måned

Glasskutling

Pairwise comparisons using Tukey and Kramer (Nemenyi) test

with Tukey-Dist approximation for independent samples

data: LengdeGK and MndGK

	Apr	Jul	Jun	Mai	Mar	Nov
Jul	0.2999	-	-	-	-	-
Jun	0.1934	7.3e-06	-	-	-	-
Mai	0.3432	3.6e-05	0.9998	-	-	-
Mar	0.0031	2.3e-08	0.4585	0.2825	-	-
Nov	0.0046	3.2e-09	0.7338	0.4984	0.9936	-
Sep	1.5e-10	5.3e-14	1.5e-06	2.2e-07	0.1045	0.0015

Tangkutling

Pairwise comparisons using Tukey and Kramer (Nemenyi) test

with Tukey-Dist approximation for independent samples

data: LengdeTK and MndTK

	Apr	Aug	Jul	Jun	Mai	Mar	Nov
Aug	1.000	-	-	-	-	-	-
Jul	1.5e-06	2.2e-06	-	-	-	-	-
Jun	0.721	0.762	0.014	-	-	-	-
Mai	1.000	1.000	6.5e-07	0.633	-	-	-
Mar	0.999	0.998	4.6e-08	0.353	1.000	-	-
Nov	0.887	0.856	3.5e-10	0.074	0.935	0.996	-
Sep	1.000	1.000	1.4e-07	0.467	1.000	1.000	0.983

Trepigget stingsild

Pairwise comparisons using Tukey and Kramer (Nemenyi) test

with Tukey-Dist approximation for independent samples

data: LengdeSS and MndSS

	Apr	Aug	Jul	Jun	Mai	Mar	Nov
Aug	7.5e-09	-	-	-	-	-	-
Jul	3.4e-10	0.9986	-	-	-	-	-
Jun	1.0000	1.4e-13	7.0e-14	-	-	-	-
Mai	0.9977	4.6e-08	1.8e-09	0.9988	-	-	-
Mar	0.9923	1.2e-06	7.8e-08	0.9943	1.0000	-	-
Nov	0.0949	5.3e-05	2.0e-06	0.0151	0.3462	0.5693	-
Sep	0.0010	0.0566	0.0073	8.5e-06	0.0068	0.0287	0.6389

Svartkutling

Pairwise comparisons using Tukey and Kramer (Nemenyi) test

with Tukey-Dist approximation for independent samples

data: LengdeSK and MndSK

	Aug	Jul	Juni	Nov
Jul	0.8451	-	-	-
Juni	2.6e-05	0.0022	-	-
Nov	8.0e-08	1.7e-05	0.7136	-
Sep	0.4699	0.0592	2.3e-09	2.1e-12