

## **Kvalitativ og kvantitativ inventering av fiskesamfunnet i Ytre Oslofjord**

En beskrivelse av diversitet og generelle trekk ved fiskesamfunnet i Færder- og Ytre Hvaler nasjonalparker for perioden 2017 - 2019.

SILJE BERSAGEL SKJÆVELAND

VEILEDER

Even Moland

**Universitetet i Agder, 2020**

Fakultet for teknologi og realfag

Institutt for naturvitenskapelige fag

Universitetet i Agder  
Fakultet for teknologi og realfag  
Institutt for naturvitenskaplige fag  
Gimlemoen 25  
4604 Kristiansand

<http://www.uia.no>

© 2020 Skjæveland

# Sammendrag

En treårig studie ble gjennomført årlig i perioden 2017 til 2019 i Færder- og Ytre Hvaler nasjonalparker i Ytre Oslofjord. Innsamling av data foregikk på grunt- og dypere vann med fangstbasert metodikk i 2017 - 2019 (åleruse og teine) og visuell metodikk i 2019 (stereo-video). Det ble totalt registrert 9733 individuelle fisk fordelt på 37 arter fra 19 familier i studieperioden. Fiskesamfunnet på grunne habitater (1 - 10 m) samlet med åleruse var dominert av et utvalg leppefisker (bergnebb og grønngylt) og små, stasjonære arter av ikke-kommersiell betydning. På dypere habitat (10 - 30 m) samlet med teine utgjorde flyndrefamilien 87 % av totalfangst. Stereo-video registrerte i tillegg til bergnebb, et stort innslag av mobile kommersielle rovfisk (torsk, sei og hvitting). Arter med høyest relativ forekomst og gjennomgående høy tetthet var bergnebb og grønngylt for ruse, sandflyndre for teine og bergnebb og torsk for stereo-video. Temporale forskjeller i sammensetning av fiskesamfunnet i perioden 2017 - 2019 kunne ikke påvises. Det var signifikant høyest individtetthet i 2018, hvor innslaget av leppefisk var høyt. Høy negativ forskjell i prosent forekomst var tydeligst for torsk (91.3 %) i rusefangstene i løpet av studieperioden. En positiv forskjell i prosent forekomst var synlig for noen mesopredatorer (vanlig ulke, svartkutling og femtrådet tangbrosme). Stereo-video var et godt alternativ til fangstbasert metodikk og registrerte høyest artsrikhet, diversitet og tetthet av fisk. Med unntak av tetthet, hvor det var signifikant høyere tetthet i Færder nasjonalpark for teine og stereo-video, ble ikke ytterligere signifikante geografiske forskjeller mellom Færder- og Ytre Hvaler nasjonalparker påvist. Det ble dokumentert økt diversitet med økende dybde for stereo-video og teine. Stereo-video registrerte alle størrelsesgrupper av torsk, mens fangstbasert metodikk var preget av større individer. Variabel fangbarhet for ekstraherende metodikk, størrelse-selektivitet og sesongvariasjon ble ansett som essensielle faktorer for studiens resultat.

# Abstract

A three-year study was performed annually from 2017 to 2019 in Færder- and Ytre Hvaler national parks located in outer Oslofjord. Data collection was conducted in shallow- and deep water habitats using catch-based methodologies in 2017 - 2019 (eel fyke net and trap) and visual methodology (stereo-video) in 2019. In the period of study, a total of 9733 individual fish were recorded among 37 species from 19 families. Shallow water fish assemblage (1 - 10 m) sampled by fyke net was dominated by a selection of wrasses (goldsinny wrasse and corkwing wrasse) and small, stationary species of non-commercial importance. Sampled by trap at deeper habitats (10 - 30 m), flounders dominated the total catch by 87 %. As well as the goldsinny wrasse, high numbers of commercially important mobile predatory fish (cod, saithe and whiting) were recorded by stereo-video. Goldsinny wrasse and corkwing wrasse by fyke net were species with highest relative abundance and consistently high density. At deeper habitats, common dab (trap), goldsinny wrasse and cod (stereo-video) were species with high relative abundance and density. Temporal differences in composition of the fish assemblage were not documented. Density of fish was significantly higher in 2018, with high input by wrasses. A negative 91.3 % difference in percent occurrence was evident for cod in the study period. Positive differences in percent occurrence were observable in some mesopredators (five-bearded rockling, black goby and shorthorn sculpin). Stereo-video was considered a useful alternative to catch-based methods as the methodology recorded highest species richness, diversity and density of fish. With the exception of density, where density was significantly higher in Færder national park by trap and stereo-video, no further significant geographical differences between the national parks were detected. An increased diversity with increasing depth was documented for stereo-video and trap. A variety of cod-sizes was recorded by stereo-video, while catch-based methodology mainly sampled larger individuals. Variable catchability by extractive methodologies, size-selectivity and seasonal variation were considered essential factors for the study's results.

# Forord

Jeg vil rette en spesiell takk til min veileder Even Moland. Jeg har blitt inspirert av entusiasmen du legger i jobben du gjør. Takk for jevnlig oppfølging og en alltid hjelpende hånd. Selv med feltarbeid og flere prosjekter i luften, har jeg alltid fått tildelt god plass i den travle timeplanen. Takk for fine innspill, konstruktiv kritikk og veiledning mot riktig retning. Jeg vil samtidig takke doktorgradsstipendiat Ann-Elin Synnes for all hjelp. Jeg har fått gode tips og råd, både i forkant av prosessen - og underveis.

En stor takk rettes også til Havforskningsinstituttet avd. Flødevigen for gjestfriheten og bruk av utstyr og fasiliteter.

Takk til mine alltid støttende foreldre, som har motivert og heiet på meg gjennom prosessen.

Og ikke for å glemme mannskapet om bord på G.M. Dannevig, takk for to flotte opphold til sjøs. Sverre, takk for maten!

Stavanger, 26.05.20

Silje Bersagel Skjæveland

# Innholdsfortegnelse

<b>Sammendrag</b> .....	<b>3</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>4</b>
<b>Forord</b> .....	<b>5</b>
<b>Innholdsfortegnelse</b> .....	<b>6</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>8</b>
<b>1.1 Fiskesamfunn</b> .....	<b>8</b>
<b>1.2 Ytre Oslofjord</b> .....	<b>9</b>
<b>1.2.1 Færder- og Ytre Hvaler nasjonalparker</b> .....	<b>10</b>
<b>1.2.2 Tidligere forskning</b> .....	<b>10</b>
<b>2 Studiens mål og hensikt</b> .....	<b>12</b>
<b>3 Metoder og studieområde</b> .....	<b>13</b>
<b>3.1 Områdebeskrivelse: Ytre Oslofjord</b> .....	<b>13</b>
<b>3.2 Metodebeskrivelse</b> .....	<b>14</b>
<b>3.2.1 Fangstbasert metodikk: Åleruse og teine</b> .....	<b>15</b>
<b>3.2.2 Videobasert metodikk: Stereo-video</b> .....	<b>17</b>
<b>3.2.3 Statistiske metoder</b> .....	<b>19</b>
<b>4 Resultater</b> .....	<b>20</b>
<b>4.1 Relativ frekvens</b> .....	<b>20</b>
<b>4.2 Fiskesamfunnet ved utvalgte familier</b> .....	<b>22</b>
<b>4.3 Mål på diversitet</b> .....	<b>24</b>
<b>4.4 Tetthet</b> .....	<b>26</b>
<b>4.5 Prosent forekomst av arter</b> .....	<b>28</b>
<b>4.6 Effekt av dybde</b> .....	<b>30</b>
<b>4.7 Sammenligning av fiskesamfunnet på dypere habitater</b> .....	<b>31</b>
<b>4.8 Lengdefordeling torsk</b> .....	<b>32</b>

<b>5</b>	<b>Diskusjon.....</b>	<b>34</b>
5.1	Generelle trekk ved fiskesamfunnet .....	34
5.2	Torsk med høyest forskjell i prosent forekomst .....	36
5.3	Geografiske likheter og forskjeller i fiskesamfunnet.....	38
5.4	Mest realistisk tetthet for stereo-video .....	39
5.5	Selekterer observasjonsmetode for målt lengde på torsk? .....	40
5.6	Økt diversitet med økende dybde .....	41
5.7	Komplementære metoder på dypere habitater .....	41
5.8	Feilkilder .....	43
<b>6</b>	<b>Konklusjon.....</b>	<b>44</b>
<b>7</b>	<b>Forslag til videre arbeid.....</b>	<b>45</b>
	Referanser/litteraturliste .....	46
	Oversikt over tabeller og figurer .....	52
	Vedlegg .....	53

# 1 Innledning

Fiskesamfunn verden over er i stadig forandring (ter Hofstede & Rijnsdorp, 2011). Endringer kan være drevet av naturlige varierende forhold likeså som menneskelig påvirkning og kan forekomme daglig, være sesongdrevne eller skje fra tiår til tiår (Koslow & Couture, 2015). Kystsonen spiller en viktig rolle i fiskesamfunnet, hvor flere arter benytter de grunne områdene i ulike stadier av livssyklusen (Pihl & Wennhage, 2002). I områdene rundt Oslofjorden finner vi landets største befolkningskonsentrasjoner, hvor det i 2019 bor 1.6 millioner mennesker (Miljødirektoratet et al., 2019; Walday et al., 2019). Fastboende, hytte- og båtfolk og turister tiltrekkes av Ytre Oslofjords unike kystnatur, som innehar store naturverdier. Ytre Oslofjord er også et høyt konfliktområde når det gjelder menneskelig bruk, der fiskerier møter fritidsfolk, inkludert rekreasjonsfiske og bevaringsambisjoner (pers. med. Even Moland). Økt bruk av fjorden, menneskelige påvirkninger og klimaendringer gjør det interessant å utforske fiskesamfunnet over tid for å avdekke tilstand og eventuelle endringstrender. Kunnskap om fiskesamfunn, dets rikdom og distribusjon av arter, er kjernen til økologiske modeller og bevaringsplaner (Colton & Swearer, 2010).

## 1.1 Fiskesamfunn

Flere faktorer strukturerer sammensetningen av arter og trofiske grupper i et fiskesamfunn, som habitatstruktur, dybdegradienter, fysiske faktorer og abiotiske- og biotiske parametere (Brokovich, Einbinder, Shashar, Kiflawi, & Kark, 2008; Pihl & Wennhage, 2002). Noen arter lever permanent i kystsonen og begrenset til spesifikke habitater, mens andre arter er tilstede som juvenile, sesongmigrerer til kystsonen eller passerer bare forbi på veien fra salt- til ferskvann (Elliott & Dewailly, 1995). Komponenter av fiskesamfunnet i tempererte grunne kystområder gjennomgår sesongmigrasjoner, som hovedsakelig tilskrives tidsmessige variasjoner i temperatur (Pihl & Wennhage, 2002). Grunne kystområder er generelt regnet som viktige oppvekstområder, hvor juvenile fisker kan oppleve forbedret overlevelse og vekst, beskyttelse mot predasjon og rik produksjon av mat (Pihl & Wennhage, 2002; Rozas & Odum, 1988). Den strukturelle kompleksiteten og heterogeniteten i kysthabitater har tidligere vist å spille en viktig rolle i struktureringen av lokale fiskesamfunn (Brokovich et al., 2008; Pihl & Wennhage, 2002). Vegetert sjøbunn øker kompleksiteten av habitatet, anlegger generelt flere nisjer, og støtter derfor høy artsrikhet (Pihl & Wennhage, 2002).



I følgende studie undersøkes fiskesamfunnet i Ytre Oslofjord, som ifølge Andrew og Mapstone (1987) kan adresseres på to måter: (1) estimere antall organismer i et område og (2) undersøke geografiske forskjeller mellom områder. Tessier, Chabanet, Pothin, Soria, og Lasserre (2005) fokuserer særlig på to parametere: (1) antall arter (kvalitativ) og (2) antall individer (kvantitativ). Fremgangsmåten til Andrew og Mapstone (1987) og Tessier et al. (2005) er grunnlag for undersøkelsen av fiskesamfunnet i denne studien. Variabelen standard lengde benyttes for lengdefordeling av torsk (*Gadus morhua*). Estimat av lengde er viktig for å estimere vekst, oppdage rekrutteringshendelser og for å kunne følge årskull over tid (Cappo, Harvey, Malcolm, & Speare, 2003). For nærmere undersøkelse av fiskesamfunnet i Ytre Oslofjord benyttes ulike mål på diversitet. Artsrikhet er et mål på diversitet og defineres som antallet arter i et område (Sax, 2002; ter Hofstede & Rijnsdorp, 2011). Artsdiversitet tar i betraktning artsrikhet og antall individer (Sax, 2002). Mål på diversitet er en metode for å overvåke temporale endringer i fiskesamfunn (McClatchie et al., 1997). Artsdiversitet (heretter diversitet) regnes normalt ut ved en diversitetsindeks (se kapittel 3.2.3).

## 1.2 Ytre Oslofjord

Oslofjorden er lokalisert i nordre Skagerrak (Rinde et al., 2017). Ytre Oslofjord strekker seg over et sjøareal på 2000 km<sup>2</sup> og skilles fra Indre Oslofjord ved en 700 m bred og 20 m dyp passasje (Rinde et al., 2017; Walday et al., 2019). Tre store vannmasser møtes og blandes i Ytre Oslofjord. Kyststrømmen medbringer brakkvann fra Bottenviken gjennom Kattegat og opp langs vestkysten av Sverige. Norskerenna leverer dypvann fra Atlanterhavet sør for skjærgården i Hvaler. I tillegg renner vann fra flere vassdragsområder, blant annet de fire største; Drammenselven og Glomma, Numedalslågen og Skienselva, ut i Ytre Oslofjord. Til sammen sørger åpne havområder, brakkvannsområder, sidefjorder og bukter i Ytre Oslofjord for et svært dynamisk fjordsystem, et paradys for fisk, krepsdyr, fugler og marine pattedyr (Walday et al., 2019). Med noen få unntak i løpet av de siste tiårene har fiskebestandene i Ytre Oslofjord vist negative trender (Moland et al., 2018). Antropogene påvirkninger på kystøkosystemer øker og fiskerier, utslipp og forurensning, eksempelvis industri, ressursbruk, jordbruk, urbanisering etc., kan resultere i skadelige effekter på marint liv (Baker et al., 2016; Islam & Tanaka, 2004; Östman et al., 2016). For kvantifisering av endringer i miljøet er derfor kartlegging og overvåking et verdsatt middel (Baker et al., 2016). Foruten påvirkningen representert av fiskeriene påvirkes Ytre Oslofjord sterkt fra land, hvor menneskeskapt nitrogen

og fosfor fra jordbruk og tilførsel fra befolkning, samt tilførsler av ferskvann, er store kilder til forurensning (Miljødirektoratet et al., 2019; Naustvoll, Selvik, & Walday, 2019; Walday et al., 2019). Dersom tiltak ikke iverksettes kan økt befolkningsvekst i områdene rundt Ytre Oslofjord føre til økt intensivitet i landbruket og dermed øke belastningen på fjorden (Walday et al., 2019).

### 1.2.1 Færder- og Ytre Hvaler nasjonalparker

Lokalisert i Ytre Oslofjord, på henholdsvis vest- og østsiden av fjorden er Færder- og Ytre Hvaler nasjonalparker. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) definerer nasjonalparkene som åpen eksponert kyst/beskyttet kyst/fjord (Walday et al., 2019). Færder nasjonalpark ble opprettet i 2013 (*Forvaltningsplan Færder nasjonalpark*, 2017). Nasjonalparken danner et område på 340 km<sup>2</sup> i Vestfold og Telemark fylke. Sjøarealet, fra grunne områder til dype kløfter, utgjør 325 km<sup>2</sup> av nasjonalparken. Habitater er blant annet bestående av bløtbunn, tareskog og ålegressenger. De varierte sjøområdene sørger for et rikt dyre- og planteliv under vann. Ytre Hvaler nasjonalpark ligger i Viken fylke. Nasjonalparken, som ble opprettet i 2009 har et areal på 354 km<sup>2</sup>, hvorav sjøarealet dekker 340 km<sup>2</sup> (*Forvaltningsplan Ytre Hvaler nasjonalpark*, 2011). Grunne partier til 470 m dyp, inklusiv en rekke marine naturtyper, gjør sjøområdet svært unikt. Et felles mål for Færder- og Ytre Hvaler nasjonalparker er å verne dyrelivet til sjøs mot skade og unødig forstyrrelse. Bevaring av økosystemer i sjø, som inkluderer naturlig forekomst, variasjon og bredde av arter og bestander, står sentralt i begge nasjonalparker.

### 1.2.2 Tidligere forskning

Fagrådet for Ytre Oslofjord har siden 2001 klassifisert den økologiske miljøtilstanden i Ytre Oslofjord blant annet ved undersøkelser av bentos, fjære, biologiske samfunn og vannmasser (Walday et al., 2019). Fagrådets visjon er «*et bærekraftig vannmiljø i Ytre Oslofjord for fremtidige generasjoner*». Det fremkommer av årsrapporten 2017 at vannkvaliteten i fjorden er svært varierende og at fjorden generelt påvirkes betydelig av eutrofiering. Siden 1919 har undersøkelser med strandnot blitt gjennomført nesten uforandret langs Skagerakkysten (Barceló, Ciannelli, Olsen, Johannessen, & Knutsen, 2016). Data viser at den årlige rekrutteringen av kysttorsk er synkende og at det hovedsakelig fanges juvenile stadier torsk. Med bakgrunn i torskens historiske lavmål og reduserte fiskebestander de siste årene ble

«Krafttak for kysttorsken» opprettet i 2017, et samarbeid i Færder- og Ytre Hvaler nasjonalparker (Moland et al., 2018). Formålet er kunnskapsutvikling om fiskebestandene og økosystemet i fjorden, rådgivning om etablering av bevaringsområder i tilknytning Færder- og Ytre Hvaler nasjonalparker, samt vurdering og iverksetting av forvaltningstiltak. Samstundes er forskning av adaptiv økosystembasert forvaltning sentralt i Ytre Oslofjord, hvor vurdering av utviklingen i fiskebestandene og evaluering av tiltak for restaurering av lokale bestander er i fokus (Moland et al., 2018). Miljødirektoratet utarbeidet i 2019 et forslag til helhetlig plan for Oslofjorden hvor oppnåelse av god miljøtilstand i fjorden står sentralt (Miljødirektoratet et al., 2019). Det legges opp til innsatsområder og tiltak for å bidra til et mer robust økosystem som er bedre rustet til å takle fremtidens klimaendringer.

### 1.3 Forvaltning av fiskesamfunn

Havet er dynamisk og økologiske observasjoner av lokale forhold kan være av begrenset verdi for vurdering av eventuelle endringer (Koslow & Couture, 2015). Abiotiske og biotiske forhold kan forandre seg dynamisk over tid og sted (Freitas, Olsen, Knutsen, Albretsen, & Moland, 2016). Forvaltning som favoriserer biologisk mangfold avhenger av kunnskap om og identifisering av områdets fiskesamfunn og arter (Costello & Chaudhary, 2017; Kraufvelin et al., 2017). Det er ofte av interesse å indentifisere karaktertrekk og egenskaper til fiskesamfunn som kan bidra til å forutsi de artene som spiller en viktig rolle i funksjonen av økologiske systemer (Wootton & Oemke, 1992). I topografisk sammensatte habitater kan den relative frekvensen og distribusjonen av arter være vanskelig å vurdere (Harvey, Cappo, Butler, Hall, & Kendrick, 2007). Dette skyldes heterogeniteten i habitater og arters leveområder, variasjon i arters oppførsel og feilkilder knyttet til metoder som benyttes. Variasjon for noen ekstraherende metoder, slik som feller/teiner/ruser, kan være så høy at muligheten for å oppdage endringer er liten og det kreves derfor en stor mengde replikasjoner (Cappo et al., 2003; Harvey et al., 2007). Valg av riktig metode og lokasjon er essensielle steg i utformingen av marine bevaringsplaner og overvåkningsprogrammer (Baker et al., 2016). I følgende studie gis en kvalitativ og kvantitativ inventeringsundersøkelse av fiskesamfunnet i Ytre Oslofjord hvor resultatet kan bidra med grunnlinje-informasjon som kan benyttes i videre forvaltning av fisk i fjorden.

## 2 Studiens mål og hensikt

Målet med studien er å utføre til en kvalitativ og kvantitativ inventeringsundersøkelse av fiskesamfunnet i Ytre Oslofjord, basert på datainnsamling med ruse og teine i perioden 2017 - 2019 og stereo-video i 2019. Færder- og Ytre Hvaler nasjonalparker er utgangspunkt for innsamling av data. Studiens hensikt er å beskrive tilstanden til fiskesamfunnet i Ytre Oslofjord, samt å komplementere forvaltningen med grunnlinje-informasjon om fiskesamfunnet som kan benyttes til utforming av fremtidige overvåknings- og forvaltningsprogrammer i fjorden. Inventeringsundersøkelse av fiskesamfunnet i Ytre Oslofjord ble gjennomført på bakgrunn av følgende interesseområder:

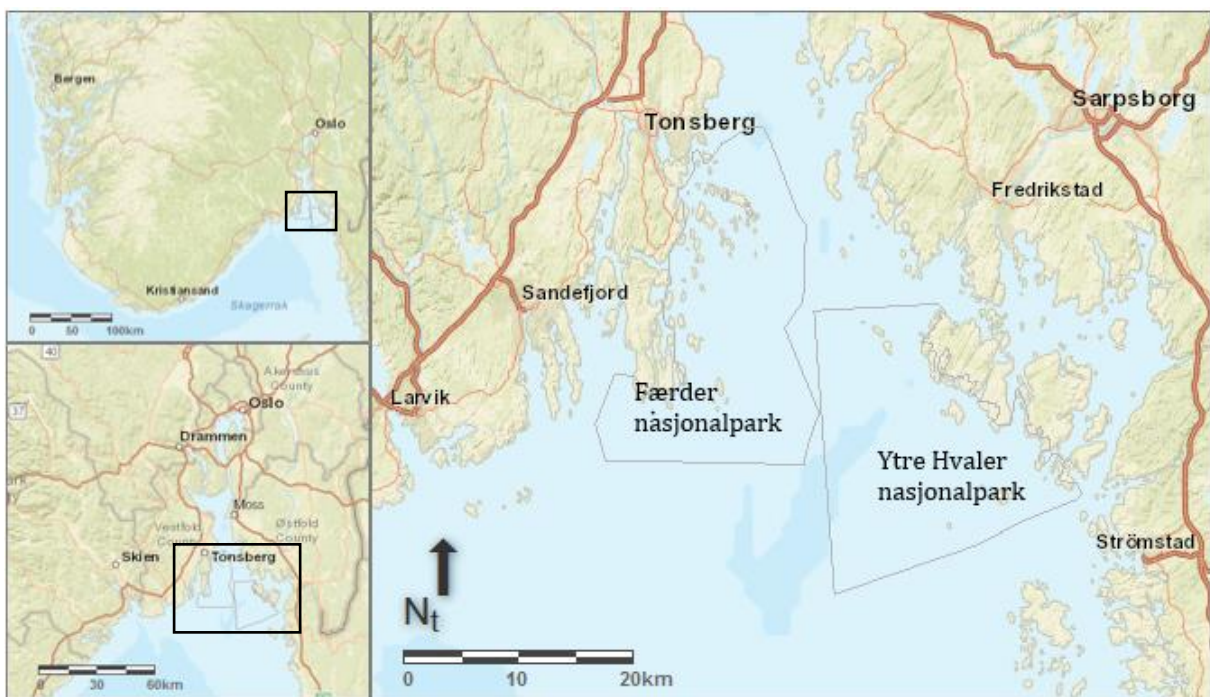
- Fiskesamfunnet basert på ulike mål på diversitet.
- Tetthet av arter og individer.
- Fiskesamfunnet representert ved utvalgte familier.
- Temporale likheter og forskjeller i fiskesamfunnet.
- Geografiske likheter og forskjeller mellom Færder- og Ytre Hvaler nasjonalparker.
- Effekt av dybde på diversitet.
- Sammenligning av metodikk for beskrivelse av fiskesamfunnet på dypere habitater.
- Lengdefordeling av torsk (*Gadus morhua*).

## 3 Metoder og studieområde

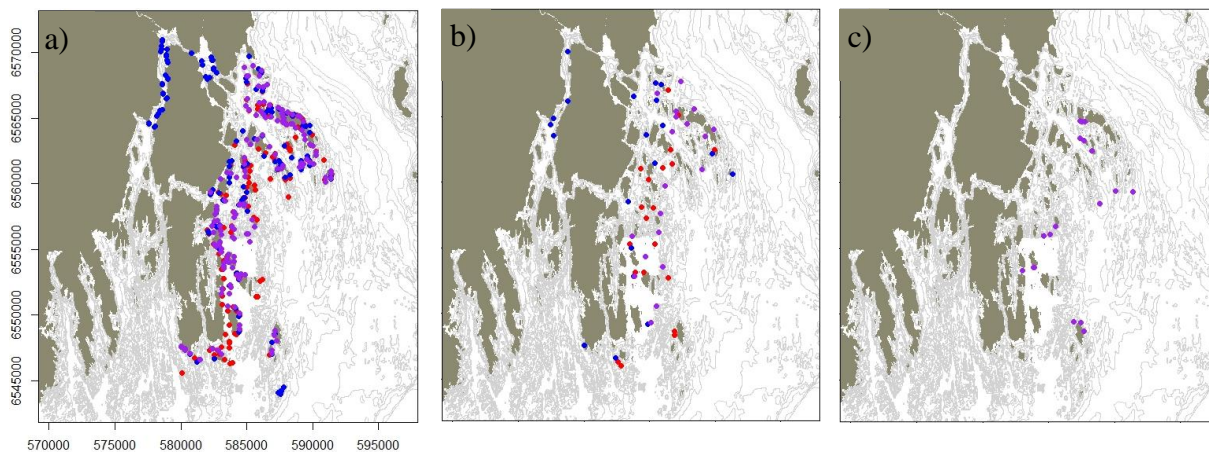
### 3.1 Områdebeskrivelse: Ytre Oslofjord

Datainnsamling foregikk i Ytre Oslofjord ( $58.95^{\circ}\text{N} - 59.33^{\circ}\text{N} - 10.36^{\circ}\text{Ø} - 11.04^{\circ}\text{Ø}$ ), med utgangspunkt i Færder- og Ytre Hvaler nasjonalparker på henholdsvis vest- og østsiden av fjorden (Figur 3.1). Kystlinjen består av en blanding av hard- og bløtbunnssubstrat. Datainnsamling ble gjennomført i mai 2017-, 18 og 19 med fangstbasert metodikk (ruse og teine) og i august 2019 med videobasert metodikk (stereo-video). Studier fra Sveriges vestkyst har vist at artsrikhet og forekomst av fisk er høyest rundt juni, da de fleste fisker er rekruttert til kysthabitatene (Pihl et al., 2006; Pihl & Wennhage, 2002). Datainnsamling i denne perioden kan dermed gi en fullstendig representasjon av aldersklassene i fiskesamfunnet.

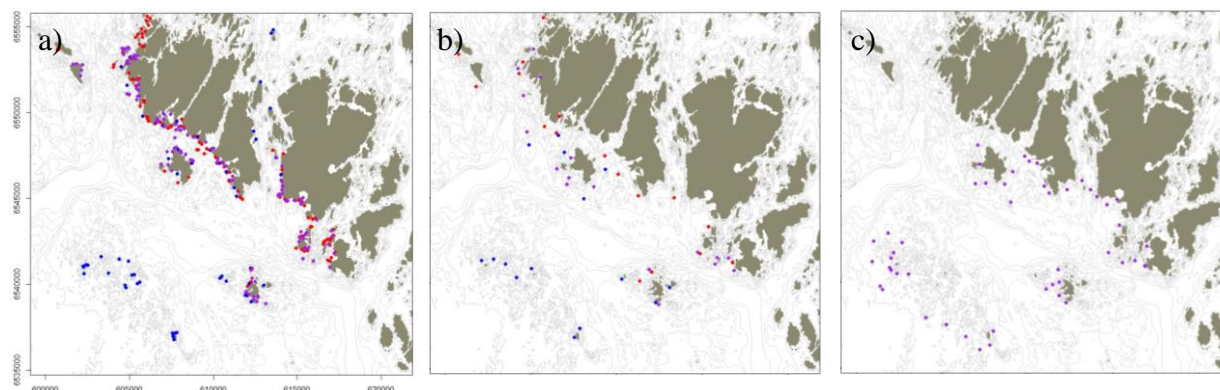
Fangstbasert datainnsamling ble gjennomført årlig i perioden 2017 - 2019. Det ble ikke tatt utgangspunkt i tidligere benyttede stasjoner, valg av stasjoner ble basert på subjektive preferanser, værforhold, tilgjengelighet med båt og dybde på stedet (Figur 3.2 og 3.3). Det ble i 2018 også utplassert ruser og teiner ved By- og Vestfjorden/kanalen i Tønsberg og nordøst for Hvaler. Videobasert datainnsamling ble gjennomført i 2019. Stasjoner ble utvalgt i likhet med fangstbasert datainnsamling (Figur 3.2 og 3.3).



Figur 3.1 Kart over Ytre Oslofjord og Færder- og Ytre Hvaler nasjonalparker (Statens kartverk).



Figur 3.2 Kart over innsamlingsstasjoner i Færder nasjonalpark for (a) ruse, (b) teine og (c) stereo-video. Rød, blå og lilla fargekoding representerer henholdsvis 2017, 2018 og 2019.



Figur 3.3 Kart over innsamlingsstasjoner i Ytre Hvaler nasjonalpark for (a) ruse, (b) teine og (c) stereo-video. Rød, blå og lilla fargekoding representerer henholdsvis 2017, 2018 og 2019.

## 3.2 Metodebeskrivelse

Det finnes et mangfold av metoder for datainnsamling av artsrikhet (Andrew & Mapstone, 1987). En fellesnevner er at de er utsatt for unøyaktighet som følge av anvendelsen. I tillegg er tid en faktor som kan begrense utplassering av utstyr og dermed antall replikasjoner. Feilkilder spesifikke for metodene anvendt i denne studien adresseres ytterligere i kapittel 5. For marin overvåkning konkluderte Murphy og Jenkins (2010) med at en kombinasjon av observasjonsmetodikk var mest effektiv tilnærming. Fordelen med benyttelse av ulike metodikk er at virkemåten til de ulike metodene kan evalueres. Inventering av fiskesamfunnet i Ytre Oslofjord baseres på innhentet data som opptrer som en delmengde av samfunnet. I følge

Andrew og Mapstone (1987) er vanligvis delmengden særdeles lav i forhold til den faktiske mengden av fiskesamfunnet. Det benyttes derfor standardisert metodikk hvert år for å begrense ulikheter i utførelse av datainnsamling.

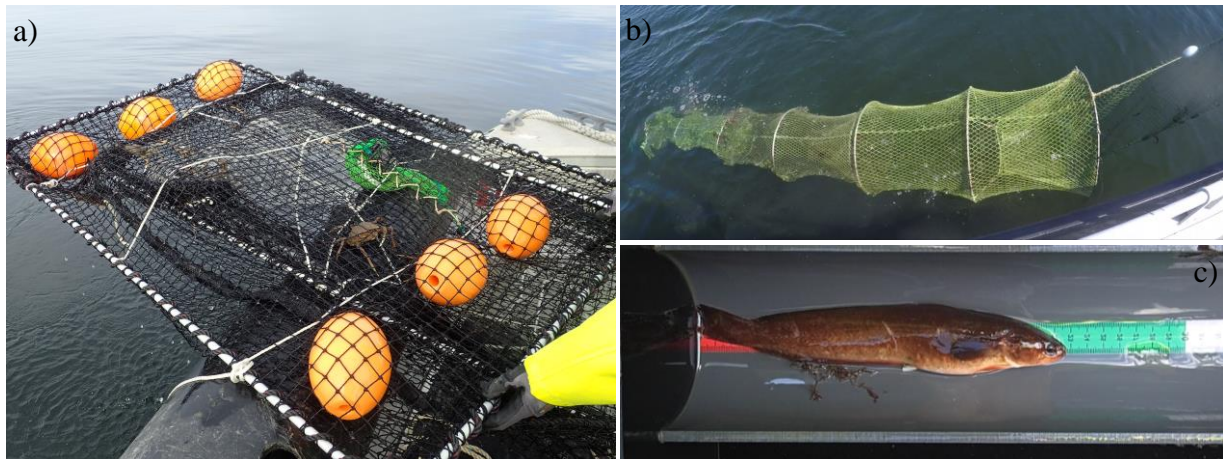
Prosent positiv forekomst (heretter prosent forekomst) ble regnet ut for perioden 2017 - 2019 for undersøkelse av temporale likheter og forskjeller. Prosent forekomst defineres som prosent positive observasjoner av art  $t$  (Lowry, Folpp, Gregson, & Suthers, 2012). Prosent forekomst regnes ut ved å dividere antall positive observasjoner av art  $t$  med antall stasjoner, multiplisert med hundre (Barceló et al., 2016). Prosent forekomst blir skalert etter modellen først foreslått av Charbonnel, Francour, Harmelin og Ody (1995): permanente arter (> 75 %), hyppige arter (50 - 74.9 %), begrensede arter (25 - 49.9 %) og sjeldne arter (< 25 %) (Charbonnel et al., 1995; Tessier et al., 2005).

Båtens Global Positioning System (GPS) ble brukt til romlig plassering av stasjoner og båtens faste ekkolodd ble benyttet til dybdemåling av stasjoner. Figurer og modeller i studien ble utformet i Rstudio<sup>®</sup>, versjon 1.1.456 (2018) og Microsoft<sup>®</sup>Excel<sup>®</sup>, versjon 15.0.52.15.1000 (2020). SeaGIS<sup>®</sup> Cal, versjon 3.25 (2019) og SeaGIS<sup>®</sup> EventMeasure (Stereo), versjon 5.27 (2019) ble benyttet til henholdsvis kalibrering og analysering av stereo-video opptak.

### 3.2.1 Fangstbasert metodikk: Ålause og teine

Fangst med ålause (heretter luse) og teine er ekstraherende metoder som dermed har begrensninger med hensyn på fangbarhet og observasjonsvolum (Mallet, Wantiez, Lemouellic, Vigliola, & Pelletier, 2014). Teinen er utstyrt med to traktåpninger og ½ kg makrell (*Scomber scombrus*) som agn (Figur 3.4a). En luse har et lednett («skygard») som leder fisk til en trakt med blindvei (Figur 3.4b). Luse fisker passivt og gjenspeiler dermed tetthet avhengig av aktiviteten til de samlede fiskene (Pihl & Wennhage, 2002). Datainnsamling foregikk i Færder- og Ytre Hvaler nasjonalparker i periodene 01 - 08.05.2017, 23 - 29.05.2018 og 09 - 16.05.2019 (se Figur 3.2 og 3.3). Setting og trekking av luser og teiner ble gjennomført på dagtid (8:00 - 16:00). Luse ble plassert på grunne habitater (1 - 10 m) og teine på dypere habitater (10 - 32 m). Luse og teine var stasjonert i sjø i 24 timer før trekking. Fangst ble talt, artsbestemt og lengdemålt til nærmeste cm før returnert til sjø. Det ble gjennomført totalt  $n = 929$  lusetrekk og  $n = 108$  teinetrekk i Ytre Oslofjord i perioden 2017 - 2019 hvorav  $n = 502$  lusetrekk og  $n = 58$  teinetrekk i Færder nasjonalpark og  $n = 427$  lusetrekk og  $n = 50$  teinetrekk i Ytre Hvaler nasjonalpark (Tabell 3.1).





Figur 3.4 Fangstbasert utstyr. a) Mål på teine var 130 x 120 x 80 cm. Firkantmaskene hadde en vidde på 25 mm. På kortsiden var det to trakter med åpning 25 x 18 cm. Ingen fluktåpning. b) Ruse hadde dratte masker. Ledegjerdet («skygarden») var 350 cm langt med høyde på 55 cm og maskevidde 35 mm. Rusen var utstyrt med syv ringer, hvor tuten hadde tre trakter. Tutens bakre del var 125 cm lang og finmasket (18 mm). Tutens fremre del var 150 cm lang (maskestrørrelse 25 mm). c) Lengdemåling av femtrådet tangbrosme (*Ciliata mustela*).

Tabell 3.1 Antall stasjoner for fangstbasert metodikk i perioden 2017 - 2019. Forklaring: (ruse/teine)

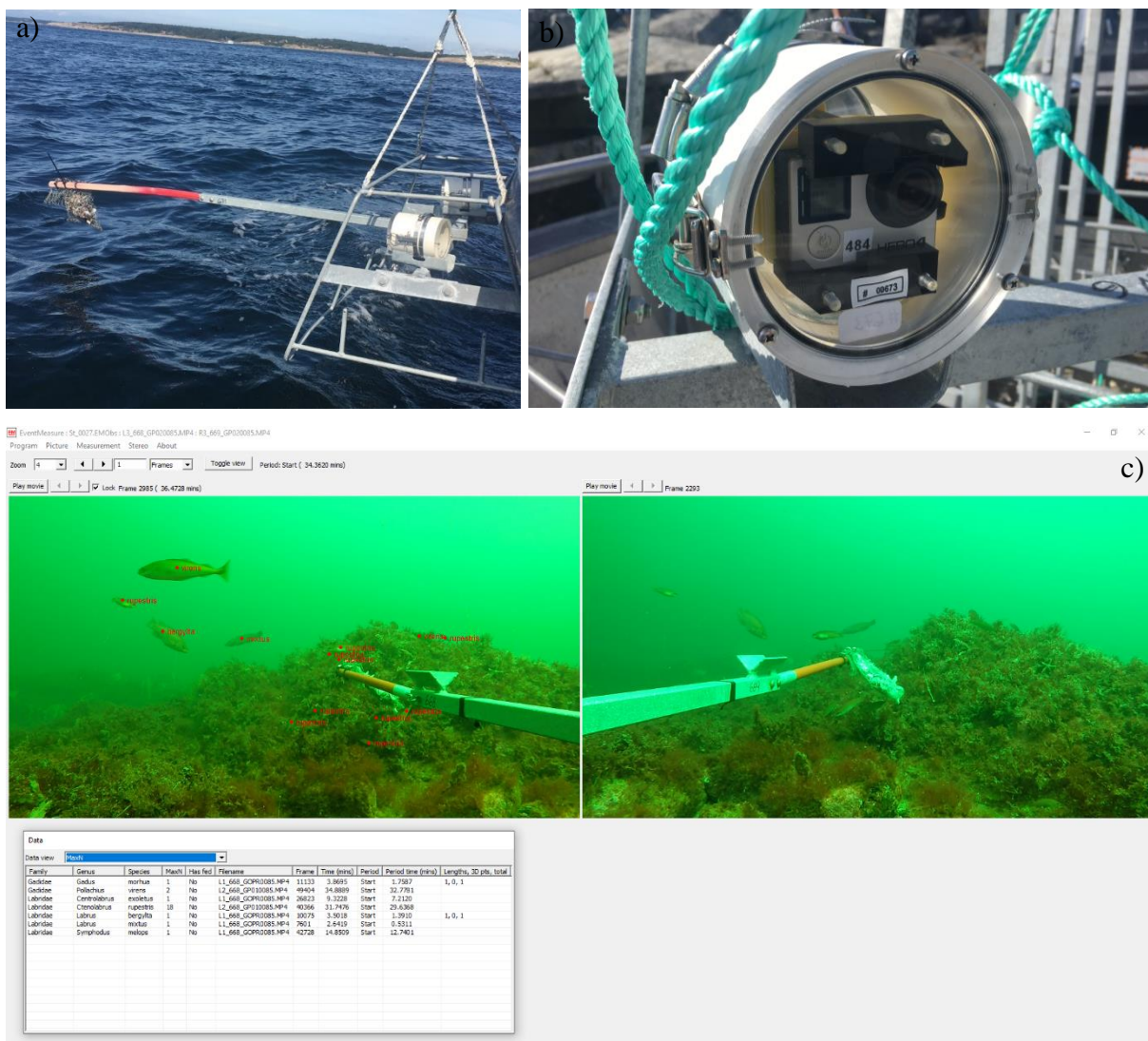
År	Færder nasjonalpark	Ytre Hvaler nasjonalpark	Totalt Ytre Oslofjord
2017	180/22	164/19	344/41
2018	167/16	112/14	279/30
2019	155/20	151/17	306/37
Total 2017 - 2019	502/58	427/50	<b>929/108</b>



### 3.2.2 Videobasert metodikk: Stereo-video

Baited Remote Underwater Video (BRUV), også kjent som stereo-video, er en relativt ny observasjonsteknikk, men blir stadig mer brukt i økologiske studier (Langlois et al., 2010; Lowry et al., 2012; Mallet et al., 2014). Det er en ikke-ekstraherende metode, som dermed gir direkte observasjoner av arter i deres naturlige miljø og som egner seg godt for å studere mobile arter likeså som habitat (Cappo et al., 2003; Perry, Staveley, & Gullström, 2018). To kameraer på en kalibrert ramme filmer samme omgivelse som resulterer i et tre-dimensjonalt bilde som muliggjør lengdeestimering av fisk (Cappo et al., 2003; Mallet et al., 2014). Agn plasseres i front av kameraene og gir økt mengde observasjoner av artsrikhet (Mallet et al., 2014). Ved bruk av agn kan stereo-video være brukbar i områder hvor det grunnet substratet er lite fisk (Mallet et al., 2014). Kameraene plasseres horisontalt ved siden av hverandre, som sørger for vidvinkel av området rundt agnet (Mallet et al., 2014). Dermed kan også fisker som grunnet oppførsel eller konkurranse ikke nærmer seg agnet, bli filmet. Stereo-video påvirkes av turbiditet og krever tilstrekkelig lys for analysering av opptak (Mallet et al., 2014; Perry et al., 2018). En utfordring er å fastslå om fisk som blir filmet allerede er blitt talt eller er et nytt individ (Perry et al., 2018). For å minimere sjansen for å telle samme fisk to ganger benyttes MaxN, som defineres som det maksimale antallet av art  $t$  i et enkelt videobilde i observasjonsperioden (Lowry et al., 2012).

Datainnsamling med stereo-video foregikk i Færder- og Ytre Hvaler nasjonalparker i perioden 19 - 28.08.2019 (Figur 3.2 og 3.3). Opptak ble utført på dagtid (09:00 - 14:30). Rigger ble agnet med ½ kg makrell delt opp i terninger, plassert i en agnpose av metallnetting (Figur 3.5a). To GoPro® HERO4 ble plassert i vanntette hus (Figur 3.5b). Opptak ble gjennomført på dypere habitater (7 - 32) med opptakstid på 60 minutter. Opptak ble noe begrenset grunnet lokale værforhold og noen ikke-analyserbare videoopptak måtte sorteres bort. Analysering av opptak ble utført i SeaGIS® EventMeasure (Figur 3.5c). Fisk ble talt, artsbestemt og lengdemålt til nærmeste cm. Fisk hvor artsbestemmelse var usikkert, ble bestemt til familie. Opptak med høy turbiditet som ikke muliggjorde artsbestemmelse av fisk ble ekskludert fra datamaterialet. Det ble totalt i studien inkludert  $n = 56$  timer opptak over en periode på fem dager, hvorav  $n = 13$  i Færder nasjonalpark og  $n = 43$  i Ytre Hvaler nasjonalpark (Tabell 3.2).



Figur 3.5 Videobasert utstyr. a) Stereo-video rigg. Kameraene var plassert på en horisontal «basebar», 70 cm fra hverandre. Fra kamera var det 1.50 m ut til agnet. b) Kamera i vanntett hus. c) Eksempel fra analysing av stereo-video opptak i SeaGIS EventMeasure.

Tabell 3.2 Antall stasjoner for stereo-video i 2019. Forklaring: (ikke-analyserbar/analysert)

År	Færder nasjonalpark	Ytre Hvaler nasjonalpark	Totalt Ytre Oslofjord
2019	5/13	6/43	11/56

### 3.2.3 Statistiske metoder

Shannons diversitet indeks er et mål på diversitet som gis ved formelen:

$$H = - \sum_{i=1}^n p_i \ln p_i \quad (\text{Shannon \& Weaver, 1949})$$

hvor  $n$  er det totale antallet arter og  $p_i$  er andelen av art  $i$ . Indeksen har et spenn på 0 - 5. Maksimal diversitet oppnås når hvert individ er av ulik art. Dersom enkelte arter dominerer er diversitetsindeksen lav. Pielous evenness indeks (heretter brukes «statistisk likhet» i teksten) er et mål på hvor homogent et samfunn er og gis ved formelen:

$$J = \frac{H}{H_{max}} \quad (\text{Pielou, 1969})$$

hvor  $H$  er Shannons diversitets indeks og  $H_{max}$  er maksimal diversitet som kan oppnås. Indeksen går fra 0 - 1, hvor 1 er et homogent samfunn, dvs. alle arter er like vanlige. Indeksen er lav dersom det er variasjon i antall individer mellom ulike arter. Czekanowskis koeffisient er et mål på likhet, (heretter brukes «prosent likhet» i teksten), som gis ved formelen:

$$d(x, y) = 1 - \frac{2 \sum_{i=1}^p \min(x_i, y_i)}{\sum_{i=1}^p (x_i + y_i)} \quad (\text{Czekanowski, 1909})$$

hvor  $p$  er antallet arter og  $x_i$  og  $y_i$  er forekomst av art  $i$ .  $\min(x_i, y_i)$  er summen av de minste verdiene av  $x_i$  og  $y_i$ . Indeksen spenner seg fra 0 - 1, hvor 1 anses som total likhet.

For å undersøke om forskjeller i fiskesamfunnet er statistisk signifikante blir den statistiske analysemodellen ANOVA benyttet i Microsoft®Excel®.  $p < 0.05$  anses som statistisk signifikant. Enkle lineære regresjonsmodeller (McCullagh & Nelder, 1999) ble benyttet for å vurdere effekt av dybde, samt effekt av lengde- og breddegrad, på diversitet og statistisk likhet. Basispakken i statistikkprogrammet Rstudio® (R Core team, 2019) ble benyttet til dette formålet. Visuell vurdering av residualene viste at modellene hadde tilfredsstillende «goodness of fit» til data.

## 4 Resultater

I perioden 2017 - 2019 ble det registrert totalt 8200 individuelle fisk for fangstbasert metodikk (ruse og teine) som omfatter 33 arter fra 18 familier, fra 1037 stasjoner. For videobasert metodikk (stereo-video) i 2019 ble det registrert totalt 1733 individuelle fisk fordelt på 18 arter fra 8 familier, fra 56 stasjoner. Se Vedlegg 1 for fullstendig artsliste. Totalt 929 ruser ble satt i perioden 2017 - 2019, hvor 39 ruser var uten fisk. Av totalt 108 teiner satt i tilsvarende periode var 46 teiner uten fisk. Opptak med stereo-video ble gjennomført på totalt 67 lokasjoner, hvorav 11 opptak måtte sorteres bort. Grunnet værforhold ble opptak noe ujevnt fordelt mellom nasjonalparkene og mengde analyserbare opptak redusert. 13 opptak fra Færder nasjonalpark og 43 opptak fra Ytre Hvaler nasjonalpark ble analysert. Ved usikkerhet ble art bestemt til familie. Ulik registrering av tangkutling (*Gobiusculus flavescens*) og sandkutling (*Pomatoschistus minutus*) gir feilaktig estimat av artenes forekomst og medregnes derfor ikke ytterligere i studien. Påfølgende tekst presenterer resultater av datainnsamlingene, i kategorisert orden.

### 4.1 Relativ frekvens

For ruse ble det i perioden 2017 - 2019 registrert 7781 individuelle fisk, fordelt på 31 arter fra 17 familier (Tabell 4.1). Arter med høyest relativ frekvens var bergnebb (*Ctenolabrus rupestris*) og grønngylt (*Symphodus melops*). Horngjel (*Belone belone*), kystringbuk (*Liparis montagui*) og brisling (*Sprattus sprattus*) forekom med ett individ. For teine i samme periode ble det registrert 304 individuelle fisk, fordelt på 10 arter fra 6 familier (Tabell 4.1). Én piggsKate (*Raja clavata*) var eneste eksemplar av bruskfisk. Det var høyest relativ frekvens av sandflyndre (*Limanda limanda*). Resterende arter forekom med lav relativ frekvens. For stereo-video i 2019 ble det registrert 1734 individuelle fisk fordelt på 18 arter fra 8 familier (Tabell 4.1). Arter med høyest relativ frekvens var bergnebb, hvitting (*Merlangius merlangus*) og torsk (*Gadus morhua*). Det var lav relativ frekvens av ål (*Anguilla anguilla*) og rødflekket kutling (*Thorogobius ephippiatus*). Fisk bestemt til familie utgjorde 106 individer (6.1 %).

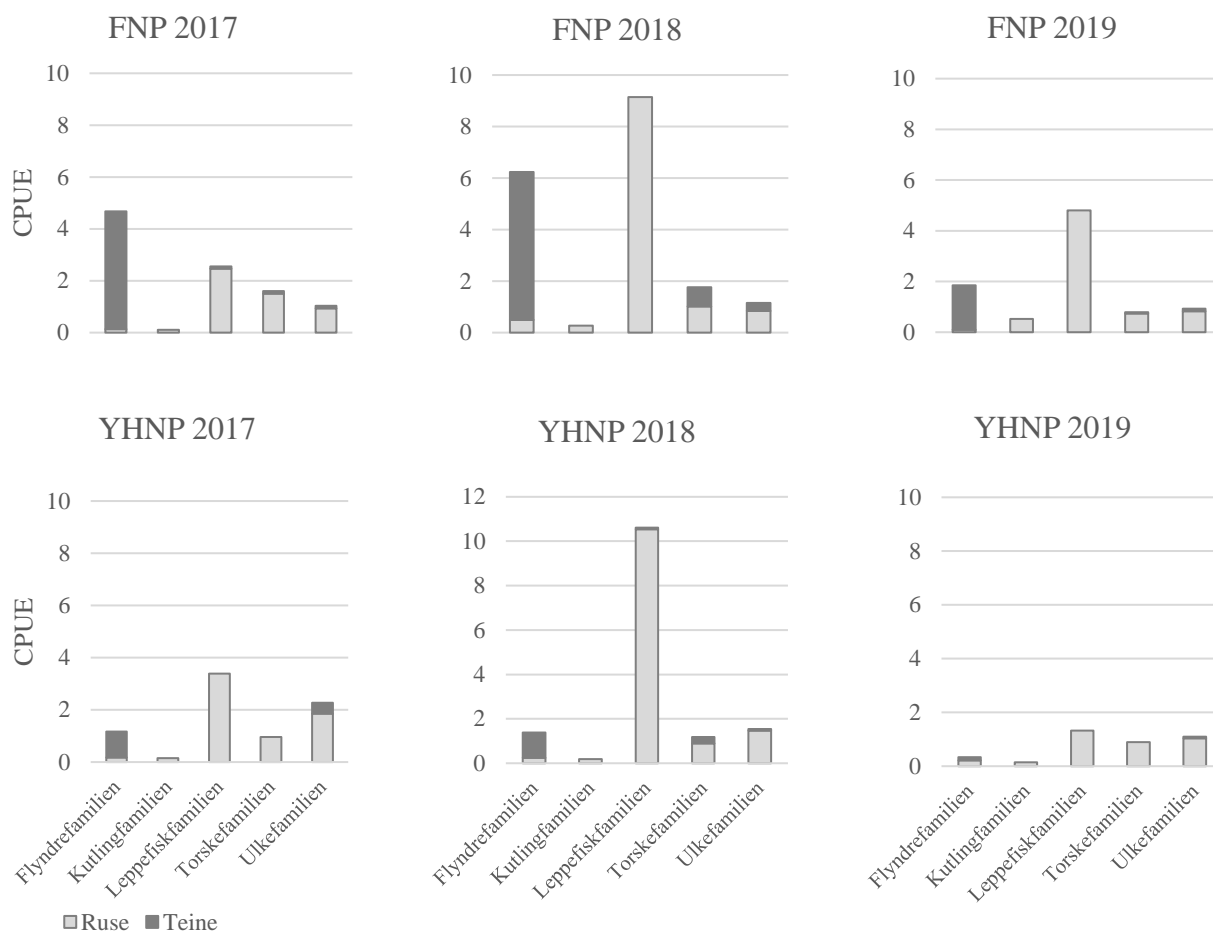
Tabell 4.1 Relativ frekvens av arter i Ytre Oslofjord for perioden 2017-2019, registrert på grunne habitater for ruse og dypere habitater for teine og stereo-video (BRUV).

Art	Vitenskapelig navn	Familie	0-10m			10-32m		
			Ruse	Teine	BRUV	Ruse	Teine	BRUV
Femtrådet tangbrosme	<i>Ciliata mustela</i>	Brosmefamilien	0.0594	0.0033				
Sandflyndre	<i>Limanda limanda</i>	Flyndrefamilien	0.0010	0.8421				
Skрубbe	<i>Platichthys flesus</i>		0.0213	0.0230				
Rødspette	<i>Pleuronectes platessa</i>		0.0042	0.0033				
Vanlig fløyfisk	<i>Callionymus lyra</i>	Fløyfiskfamilien	0.0026				0.0035	
Knurr	<i>Eutrigla gurnardus</i>	Knurrfamilien						0.0017
Horngjel	<i>Belone belone</i>	Horngjelfamilien	0.0001					
Svartkutling	<i>Gobius niger</i>	Kutlingfamilien	0.0278					0.0167
Sandkutling	<i>Gobisculus flavescens</i>							
Rødflekket kutling	<i>Thorogobius</i> <i>ephippiatus</i>							0.0012
Berggylt	<i>Labrus bergylta</i>	Leppefiskfamilien	0.0333					0.0156
Bergnebb	<i>Ctenolabrus rupestris</i>		0.3534	0.0066				0.4383
Rødnebb/Blåstål	<i>Labrus mixtus</i>		0.0003					0.0300
Gressgylt	<i>Centrolabrus exoletus</i>		0.0225					0.0202
Grønngylt	<i>Symphodus melops</i>		0.1847	0.0033				0.0185
Stor havnål	<i>Entelurus aequoreus</i>	Nålefiskfamilien	0.0009					
Stor kantnål	<i>Syngnathus acus</i>		0.0044					
Rognkjeks	<i>Cyclopterus lumpus</i>	Rognkjeks- og	0.0006					
Kystringbuk	<i>Liparis montagui</i>	ringbukfamilien	0.0001					
Brisling	<i>Sprattus sprattus</i>	Sildefamilien	0.0001					
Sild	<i>Clupea harengus</i>		0.0003					
Tangstikling	<i>Spinachia spinachia</i>	Stingsildfamilien	0.0040					
Tangsprell	<i>Pholis gunnellus</i>	Tangsprellfamilien	0.0023					
Piggskate	<i>Raja clavata</i>	Skatefamilien					0.0033	
Hvitting	<i>Merlangius merlangus</i>	Torskefamilien	0.0008	0.0132				0.1828
Hyse	<i>Melanogrammus</i> <i>aeglefinus</i>							0.0052
Lyr	<i>Pollachius pollachius</i>		0.0023					0.0058
Sei	<i>Pollachius virens</i>		0.0071					0.0692
Sypike	<i>Trisopterus minutus</i>							0.0202

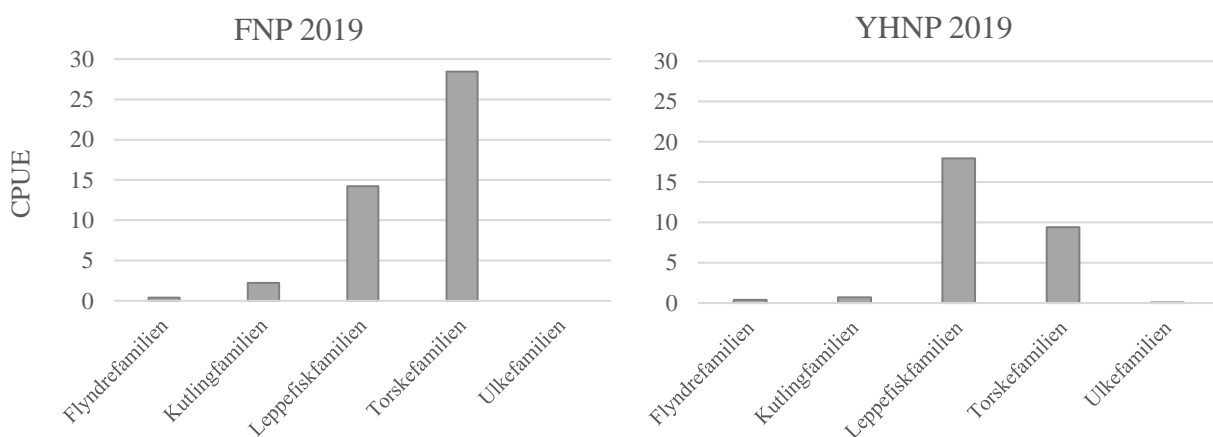
Torsk	<i>Gadus morhua</i>		0.0513	0.0461	0.1061
Paddetorsk	<i>Raniceps raninus</i>		0.0006		
Tunge	<i>Solea solea</i>	Tungefamilien	0.0073		
Vanlig ulke	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	Ulkefamilien	0.0876	0.0559	0.0029
Dvergulke	<i>Taurulus bubalis</i>		0.0487		
Slettvar	<i>Scophthalmus rhombus</i>	Varfamilien	0.0005		
Ål	<i>Anguilla anguilla</i>	Ålefamilien	0.0317		0.0012
Ålekvabbe	<i>Zoarces viviparus</i>	Ålekvabbefamilien	0.0387		
Indet.		Flyndrefamilien			0.0127
Indet.		Fløyfiskfamilien			0.0029
Indet.		Kutlingfamilien			0.0133
Indet.		Leppefiskfamilien			0.0075
Indet.		Torskefamilien			0.0242
Indet.		Ulkefamilien			0.0006

## 4.2 Fiskesamfunnet ved utvalgte familier

«Fangst-per-enhet-innsats» (CPUE) for utvalgte familier i Færder- og Ytre Hvaler nasjonalparker varierte mellom år for fangstbasert- og videobasert metodikk (se Figur 4.1 og 4.2). For teine var det høyest CPUE for flyndrefamilien, mens det av resterende familier var høyest CPUE for ruse (Figur 4.1). For ruse var CPUE for leppefiskfamilien høyest i 2018 hvor det var signifikant positiv forskjell fra 2017 til 2018 ( $p = 0.01$ ). Forskjellen fra 2018 til 2019 var ikke signifikant ( $p = 0.07$ ). For videobasert metodikk var det høyest CPUE for leppefiskfamilien og torskefamilien (Figur 4.2). Flyndrefamilien for teine og torskefamilien for stereo-video hadde synlig høyere CPUE i Færder nasjonalpark, men forskjellene var ikke statistisk signifikante ( $p = 0.44$  og  $p = 0.91$ ) (Figur 4.1 og 4.2). Resterende utvalgte familier fordelte seg tilsynelatende likt i nasjonalparkene.



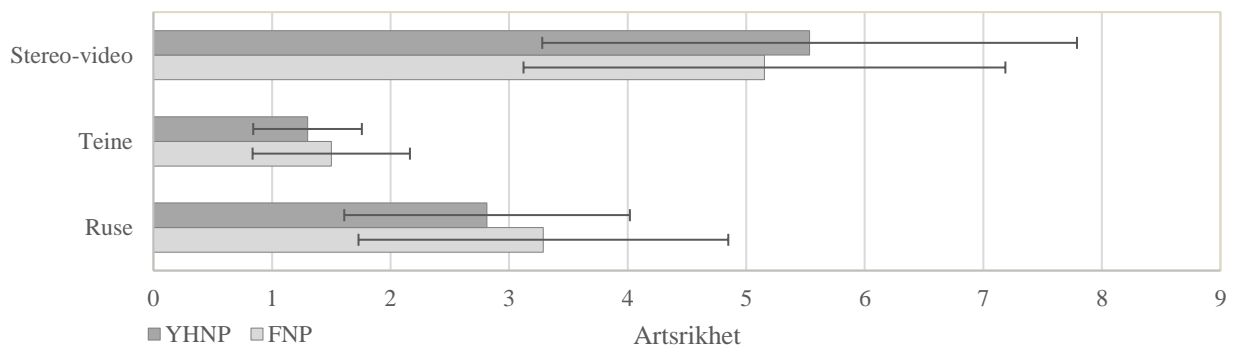
Figur 4.1 «Fangst-per-enhet-innsats» (CPUE) for utvalgte familier fanget med ruse og teine i mai 2017-, 18 og 19 i Færder nasjonalpark (FNP) og Ytre Hvaler nasjonalpark (YHNP).



Figur 4.2 «Fangst-per-enhet innsats» (CPUE) som MaxN for utvalgte familier registrert med stereo-video i august 2019 i Færder nasjonalpark (FNP) og Ytre Hvaler nasjonalpark (YHNP).

### 4.3 Mål på diversitet

Maksimal artsrikhet per stasjon var tre arter for teine, åtte for ruse og ni for stereo-video (Figur 4.3). Stereo-video registrerte signifikant høyere artsrikhet ( $\bar{X} = 5.4$ ,  $SD \pm 2.2$ ) enn ruse og teine ( $p \ll 0.05$ ). For teine var artsrikhet ( $\bar{X} = 1.4$ ,  $SD \pm 0.6$ ) signifikant lavest ( $p \ll 0.05$ ). Gjennomsnittlig artsrikhet for ruse var 3.1 ( $SD \pm 1.4$ ). Det var ikke signifikant forskjell mellom Færder- og Ytre Hvaler nasjonalpark for stereo-video ( $p = 0.59$ ) og teine ( $p = 0.24$ ). Det var signifikant høyere artsrikhet i Færder nasjonalpark for ruse ( $p = 0.004$ ). Det var ikke signifikant årlig prosent likhet i sammensetningen av fiskesamfunnet i perioden 2017 - 2019 for teine ( $p = 0.63$ ) og ruse ( $p = 0.84$ ). For teine var sammensetning i 2017 og 2018 likest (70 %). For ruse var sammensetning i 2017 og 2019 likest (62 %).

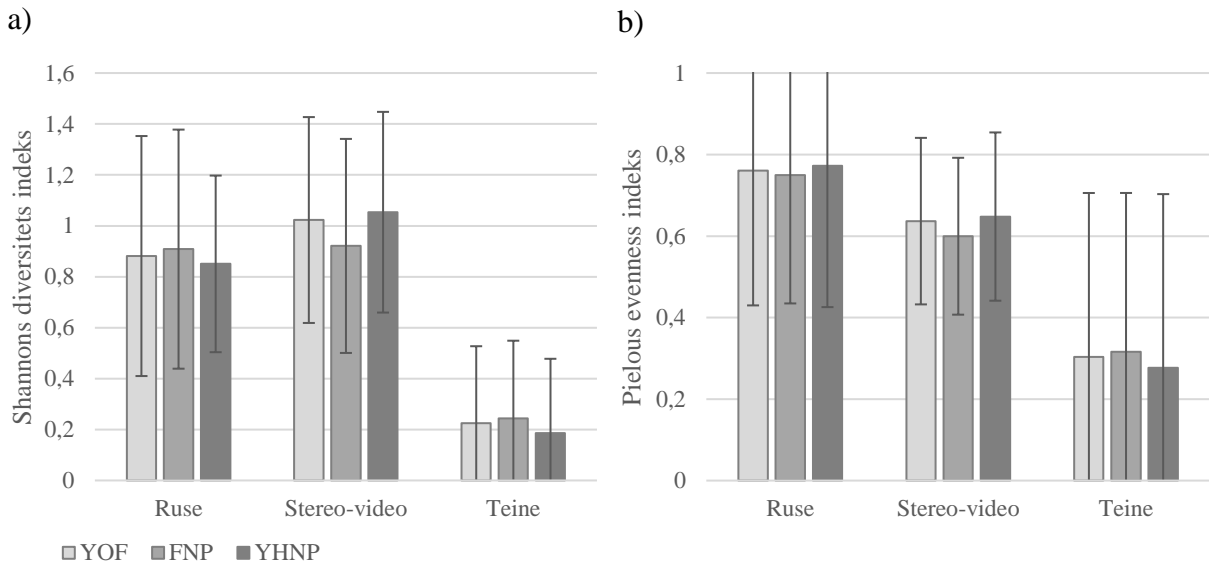


Figur 4.3 Artsrikhet (gjennomsnitt  $\pm$  SD) estimert for ruse, teine og stereo-video i Færder nasjonalpark (FNP) og Ytre Hvaler nasjonalpark (YHNP).

Diversitet og statistisk likhet ble regnet ut for data fra 2019. Grunnet begrenset data for teine ble data fra 2017 og 2018 inkludert for økt statistisk grunnlag. Det var signifikant høyere diversitet for stereo-video ( $\bar{X} = 1.02$ ,  $SD \pm 0.40$ ) enn for ruse ( $p = 0.04$ ) og teine ( $p \ll 0.05$ ) (Figur 4.4a). Det var signifikant lavere diversitet for teine ( $\bar{X} = 0.23$ ,  $SD \pm 0.30$ ) enn for stereo - video og ruse ( $p \ll 0.05$ ). For ruse var gjennomsnittlig diversitet  $H = 0.88$  ( $SD \pm 0.47$ ). Signifikant høyere statistisk likhet ble dokumentert for ruse ( $\bar{X} = 0.76$ ,  $SD \pm 0.33$ ) enn for stereo-video og teine ( $p < 0.05$ ) (Figur 4.4b). For stereo-video og teine var gjennomsnittlig statistisk likhet henholdsvis  $J = 0.64$  ( $SD \pm 0.20$ ) og  $J = 0.30$  ( $SD \pm 0.40$ ). Det var ikke signifikant forskjell i diversitet og statistisk likhet mellom Færder- og Ytre Hvaler nasjonalpark for alle metoder ( $p > 0.05$ ) (Figur 4.4a og b). Tallene fra nasjonalparkene avvok ikke



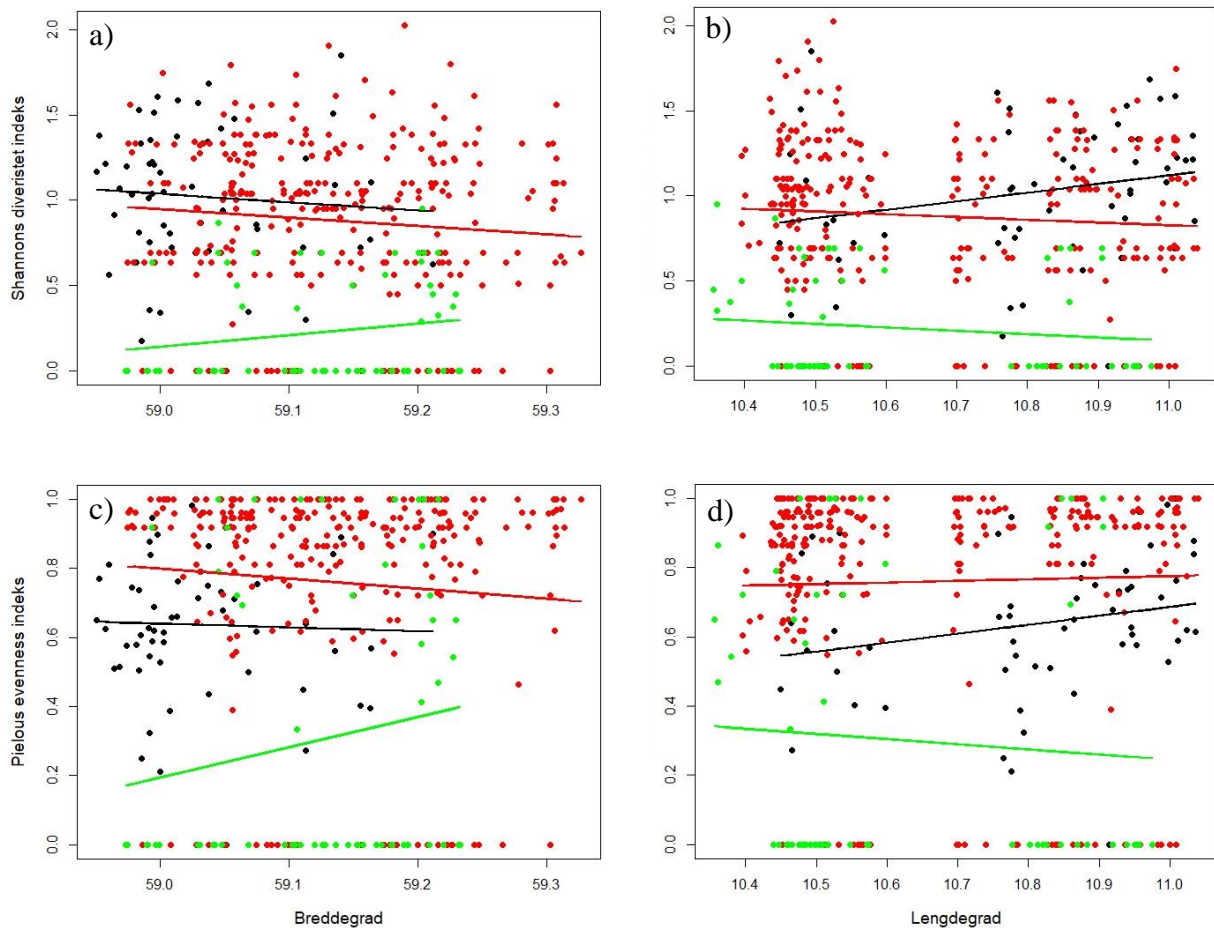
nevneverdig fra totalt gjennomsnitt for Ytre Oslofjord (se Vedlegg 2). Diversitet og statistisk likhet for stereo-video og ruse var minst signifikant ulike ( $p = 0.04$ ,  $p = 0.007$ ). Teine og ruse var mest signifikant ulike ved statistisk likhet ( $p \ll 0.05$ ), mens teine og stereo-video var mest signifikant ulike ved diversitet ( $p \ll 0.05$ ).



Figur 4.4 Estimert a) diversitet og b) statistisk likhet (gjennomsnitt  $\pm$  SD) i 2019 for ruse, stereo-video og teine i Færder nasjonalpark (FNP), Ytre Hvaler nasjonalpark (YHNP) og totalt for Ytre Oslofjord (YOF).

Det var en svak negativ effekt av breddegrad, retning  $58.95^{\circ}\text{N} - 59.33^{\circ}\text{N}$ , på diversitet for ruse og stereo-video og svak positiv effekt på teine (Figur 4.5a). Effektene var ikke signifikante ( $p = 0.12$ ,  $p = 0.60$ ,  $p = 0.18$ ). Det var svak negativ effekt av lengdegrad, retning  $10.36^{\circ}\text{Ø} - 11.04^{\circ}\text{Ø}$ , på diversitet for ruse og teine ( $p = 0.23$ ,  $p = 0.33$ ) og svak positiv effekt for stereo-video ( $p = 0.09$ ) (Figur 4.5b). Teine var preget av lav diversitet langs lengde- og breddegrad, hvor det var mangel på diversitet ( $H = 0$ ) på 61.3 % av stasjonene.

Det var en svak negativ effekt av breddegrad på statistisk likhet for ruse og stereo-video ( $p = 0.20$  og  $p = 0.82$ ) og en positiv effekt for teine ( $p = 0.19$ ) (Figur 4.5c). Effekten av lengdegrad på statistisk likhet var svakt positiv for ruse og stereo-video og svakt negativ for teine (Figur 4.5d). Effektene var ikke signifikante ( $p = 0.63$ ,  $p = 0.09$ ,  $p = 0.58$ ). Andelen stasjoner med total statistisk likhet ( $J = 1$ ) var høyest for ruse (18.7 %). Korrelasjonskoeffisienten ( $R^2$ ) viste at bredde- og lengdegrad forklarte svært liten del av variasjon i diversitetsindeksene (se Figur 4.5).



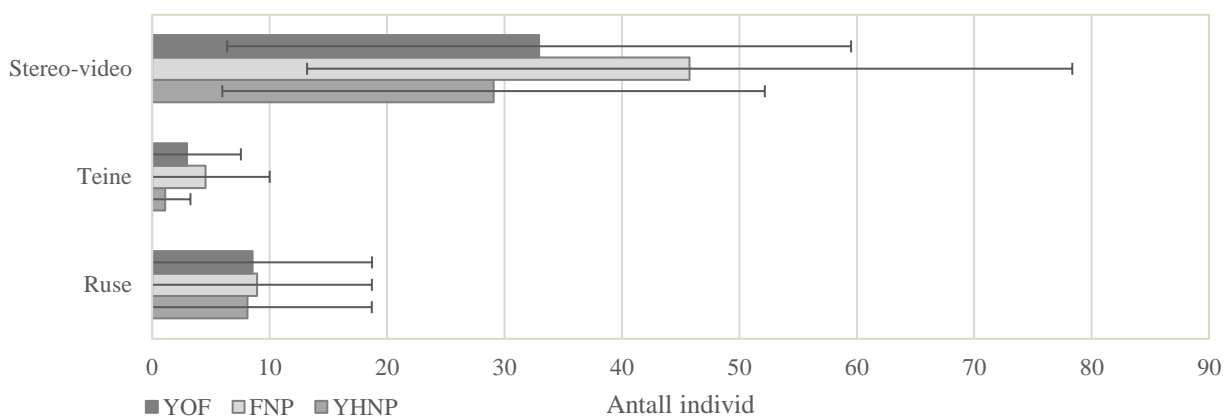
Figur 4.5 Effekt av a) breddegrad og b) lengdegrad på diversitet for stereo-video ( $R^2 = -0.13$  og  $R^2 = 0.03$ ), teine ( $R^2 = 0.01$  og  $R^2 = -0.0005$ ) og ruse ( $R^2 = 0.005$  og  $R^2 = 0.001$ ). Effekt av c) breddegrad og d) lengdegrad på statistisk likhet for stereo-video ( $R^2 = -0.02$  og  $R^2 = 0.03$ ), teine ( $R^2 = 0.01$  og  $R^2 = -0.01$ ) og ruse ( $R^2 = 0.002$  og  $R^2 = -0.003$ ). Forklaring: Stereo-video (svart), teine (grønn) og ruse (rød).

## 4.4 Tetthet

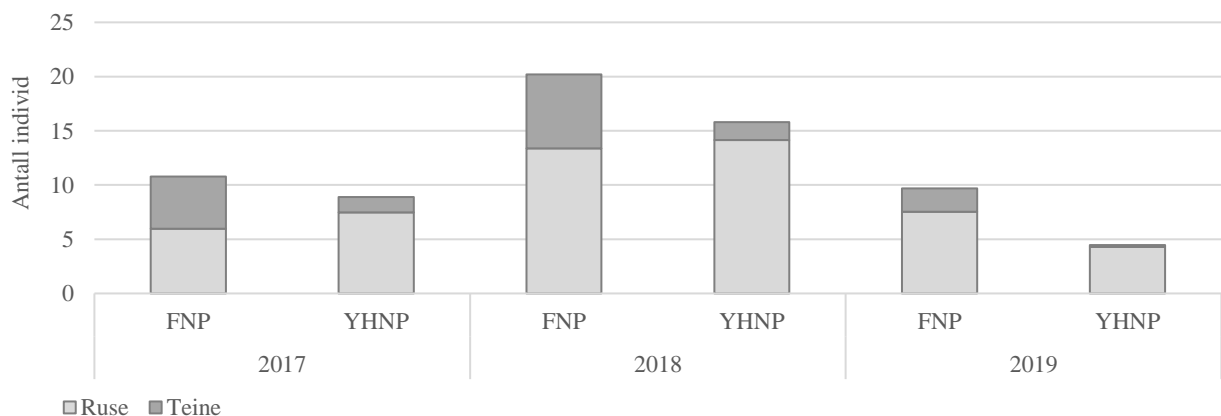
Stereo-video registrerte signifikant høyere tetthet av individer per stasjon ( $\bar{X} = 32.9$ ,  $SD \pm 26.6$ ), enn ruse ( $\bar{X} = 8.6$ ,  $SD \pm 10.2$ ) og teine ( $\bar{X} = 3.0$ ,  $SD \pm 4.6$ ) ( $p \ll 0.05$ ) (Figur 4.6). Året med høyest tetthet for ruse var signifikant høyere i 2018 ( $\bar{X} = 13.7$ ,  $SD \pm 15.4$ ) enn 2019, året med lavest tetthet ( $\bar{X} = 5.9$ ,  $SD \pm 5.8$ ) ( $p \ll 0.05$ ) (Figur 4.7). Tilsvarende signifikant høyere tetthet ble dokumentert for teine, med gjennomsnittlig tetthet på 4.4 individer ( $SD \pm 5.5$ ) i 2018 mot 1.3 individer ( $SD \pm 3.5$ ) i 2019 ( $p = 0.009$ ). Det var en signifikant forskjell mellom 2017 og

2019 for teine ( $p = 0.04$ ), men forskjellen var ikke signifikant for ruse ( $p = 0.08$ ). Det var ikke signifikant forskjell i tetthet mellom nasjonalparkene for ruse ( $p = 0.22$ ). Det var signifikant høyere tetthet i Færder nasjonalpark for teine ( $p \ll 0.05$ ) og stereo-video ( $p = 0.05$ ).

Se Vedlegg 3 for tetthet per art og metodikk. Artene med gjennomgående høyest tetthet i ruse var leppefiskene grønngylt ( $\bar{X} = 4.9$ ,  $SD \pm 8.2$ ) og bergnebb ( $\bar{X} = 4.7$ ,  $SD \pm 6.0$ ). For teine var sandflyndre arten med høyest individtetthet ( $\bar{X} = 5.1$ ,  $SD \pm 5.2$ ). Det var lav individtetthet av resterende arter for teine. For stereo-video var det høyest individtetthet for hvitting ( $\bar{X} = 19.81$ ,  $SD \pm 26.47$ ), bergnebb ( $\bar{X} = 19$ ,  $SD \pm 15.07$ ) og sei (*Pollachius virens*) ( $\bar{X} = 10.91$ ,  $SD \pm 22.71$ ).



Figur 4.6 Individtetthet per stasjon (gjennomsnitt  $\pm$  SD) estimert for ruse, teine og stereo-video i Færder nasjonalpark (FNP), Ytre Hvaler nasjonalpark (YHNP) og totalt for Ytre Oslofjord (YOF).



Figur 4.7 Årlig individtetthet per stasjon estimert for fangstbasert metodikk i Færder nasjonalpark (FNP) og Ytre Hvaler nasjonalpark (YHNP) i perioden 2017 - 2019.

## 4.5 Prosent forekomst av arter

Prosent forekomst av arter for ruse, teine og stereo-video sammenfattes i Tabell 4.2. Kun stasjoner med positiv observasjon av fisk ble medregnet. I 2017 ble ingen arter regnet som permanente for ruse. Bergnebb og vanlig ulke (*Myoxocephalus scorpius*) ble regnet som hyppige arter med prosent forekomst på henholdsvis 65 og 55 %. Torsk (46 %), grønngylt (25 %), femtrådet tangbrosme (*Ciliata mustela*) (33 %), og ålekvabbe (*Zoarces viviparus*) (28 %) ble regnet som begrensede arter. Resterende arter ble ansett som sjeldne. For teine var sandflyndre en permanent art (82 %). Vanlig ulke var en begrenset art (25 %). Resterende arter var sjeldne. I 2018 var bergnebb en hyppig art for ruse (70 %). Grønngylt (43 %), torsk (30 %), vanlig ulke (29 %), dvergulke (*Taurulus bubalis*) (28 %), ål (29 %) og ålekvabbe (26 %) ble regnet som begrensede arter. Sandflyndre var en permanent art for teine (77 %). Torsk ble ansett som en hyppig art (50 %) og vanlig ulke som en begrenset art (27 %). Resterende arter var sjeldne. Ingen arter ble ansett som permanente arter for fangstbasert metodikk i 2019. Det var høyest prosent forekomst av bergnebb for ruse (61 %), som ble ansett som hyppig art. Femtrådet tangbrosme (48 %), vanlig ulke (46 %) og grønngylt (32 %) ble regnet som begrensede arter. Sandflyndre var en permanent art (83 %), registrert utelukkende for teine. Vanlig ulke var begrenset art (25 %). Resterende arter var sjeldne.

For stereo - video var prosent forekomst høyest for torsk (75 %), som ble regnet som permanent art. Bergnebb var en hyppig art (71 %). Grønngylt (36 %), rødnebb/blåstål (*Labrus mixtus*) (27 %), hvitting (27 %) og gressgylt (*Centrolabrus exoletus*) (25 %) var begrensede arter. Resterende arter ble regnet som sjeldne.

For ruse var forskjell i prosent forekomst høyest for torsk, med 91.3 % negativ forskjell i perioden 2017 - 2019. For teine var prosent forekomst for torsk 50 % i 2018, mens arten uteble fra fangstene i 2019. Andre arter verdt å nevne er femtrådet tangbrosme og vanlig ulke, hvor det var en negativ forskjell på henholdsvis 42 % og 47 % fra 2017 til 2018 og en positiv forskjell på henholdsvis 60 % og 37 % fra 2018 til 2019 for ruse. Det var en positiv forskjell på 50 % for svartkulting (*Gobius niger*) i perioden 2017 - 2019. En negativ forskjell på 69 % fra 2018 til 2019 ble registrert for ål.

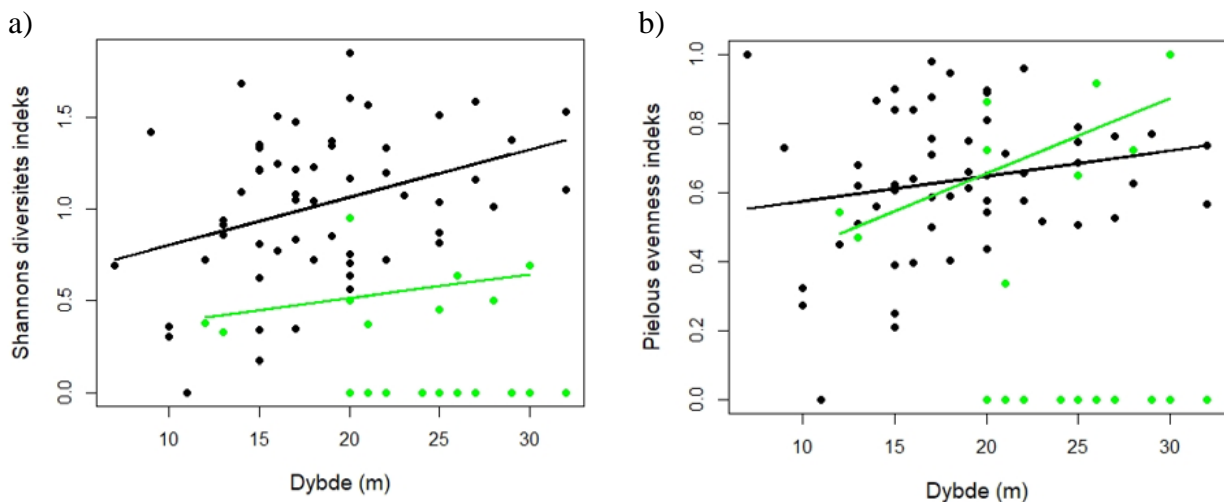
Tabell 4.2 Prosent positive observasjoner av arter i Ytre Oslofjord for fangstbasert metodikk (ruse og teine) og videobasert metodikk (stereo-video) i perioden 2017 - 2019.

Art	Ruse			Teine			Stereo-video
	2017	2018	2019	2017	2018	2019	2019
Femtrådet tangbrosme	33	19	48			8	
Sandflyndre	1	1		82	77	83	
Skrubbe	9	15	10	7		8	
Rødspette	1	6	3	4			
Vanlig fløyfisk	3		1				7
Knurr							4
Horngjel		0.4					
Rødflekket kutling							4
Svartkutling	12	18	24				16
Berggylt	8	24	13				41
Bergnebb	65	70	61	4	5		71
Rødnebb/Blåstål		0.4	0.3				27
Gressgylt	3	14	6				25
Grønngylt	25	43	32	4			36
Stor havnål	0.3	1	1				
Stor kantanål	8	1	2				
Rognkjeks	1		1				
Kystringbuk	0.3						
Brisling			0.3				
Sild			1				
Tangstikling	5	3					
Tangsprell	2	3	1				
Piggskate						8	
Lyr		6	0.3				13
Sei	7	6	0.3				20
Sypike							23
Torsk	46	30	4	7	50		75
Hvitting		1					29
Hyse					9		9
Paddetorsk	1	1					
Tunge	5	3	7				

Vanlig ulke	55	29	46	25	27	25	5
Dvergulke	23	28	14				
Slettvar	1	0.4	0.3				
Ål	16	29	9				4
Ålekvabbe	28	26	19				

## 4.6 Effekt av dybde

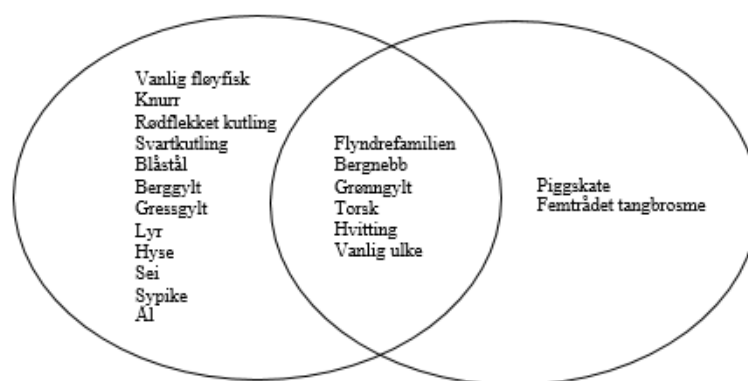
Det var en signifikant positiv effekt av dybde på diversitet for stereo-video ( $p = 0.007$ ) og en svakt positiv, men ikke signifikant effekt av dybde for teine ( $p = 0.27$ ) (Figur 4.8a). Effekten av dybde på statistisk likhet var svakt positiv for stereo-video og teine, men effektene var ikke signifikante ( $p = 0.15$ ,  $p = 0.07$ ) (Figur 4.8b). Teiner med mangel på diversitet ( $H = 0$ ), følgelig også mangel på statistisk likhet ( $J = 0$ ), ble ekskludert i modellering av regresjonslinjene, ettersom disse dataene vektet tungt i modellen og ville gi et falskt inntrykk av sammenhengen mellom dybde og diversitet/statistisk likhet for teine.



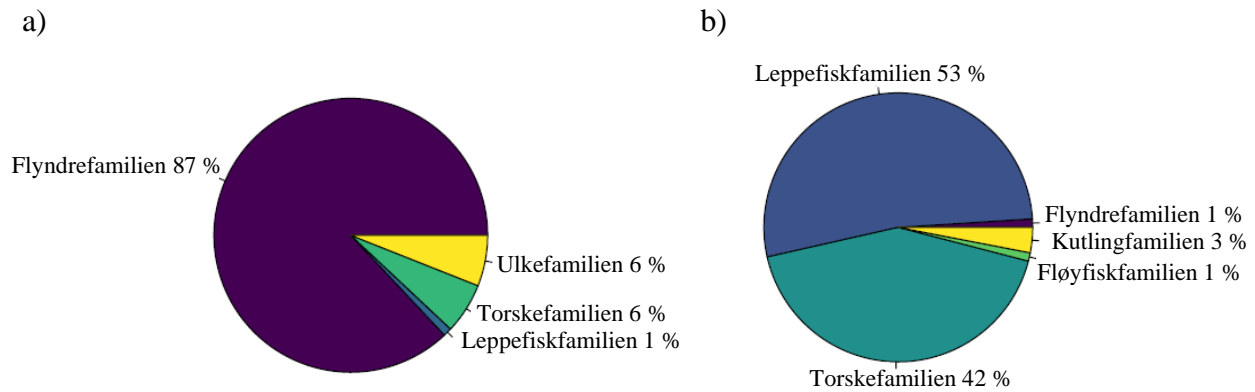
Figur 4.8 Effekt av dybde på a) diversitet for stereo-video ( $R^2 = 0.11$ ) og teine ( $R^2 = 0.05$ ) og b) statistisk likhet for stereo-video ( $R^2 = 0.02$ ) og teine ( $R^2 = 0.31$ ). Forklaring: Stereo - video (svart) og teine (grønn).

## 4.7 Sammenligning av fiskesamfunnet på dypere habitater

Datainnsamling for teine og stereo-video sammenlignes på grunnlag av at begge metodene ble benyttet på dypere habitater med bruk av agn. Dybdeintervall for stereo-video og teine var henholdsvis 7 - 32m ( $\bar{X} = 18.4$ ,  $SD \pm 5.5$ ) og 12 - 32 m ( $\bar{X} = 23.8$ ,  $SD \pm 5.2$ ). Det ble observert signifikant høyere tetthet av individer for stereo-video ( $\bar{X} = 32.9$ ,  $SD \pm 26.6$ ) enn for teine ( $\bar{X} = 3.0$ ,  $SD \pm 4.6$ ) (Figur 4.6). Artsrikhet, diversitet og statistisk likhet var signifikant høyere for stereo-video ( $p \ll 0.05$ ) (Figur 4.3 og 4.4). Stereo-video registrerte tolv arter som ikke ble fanget med teine, mens teine fanget to arter som ikke ble registrert med stereo-video (Figur 4.9). Grunnet begrenset data for teine i 2019, ble data fra 2017 og 2018 inkludert i Figur 4.9 og 4.10. Det er verdt å nevne at det ikke var nevneverdig endring i figurene ved inkludering av data for 2017 og 2018. Stereo-video registrerte fire familier som ikke ble fanget med teine (fløyfisk-, knurr-, kutling og ålefamilien) (Figur 4.10). Brosme- og skatefamilien ble fanget med teine, men ble ikke registrert med stereo-video. Flyndrefamilien utgjorde 87 % av totalfangst for teine. For stereo-video utgjorde leppefiskfamilien (53 %) og torskefamilien (42 %) høyest andel av totalfangst. Brosme-, skate-, ulke- og ålefamilien var også representert med metodene, men ble ikke medregnet i Figur 4.10 da andelen utgjorde  $< 1 \%$  av totalfangst.



Figur 4.9 Likheter og forskjeller mellom stereo-video (venstre) og teine ved registrerte arter.

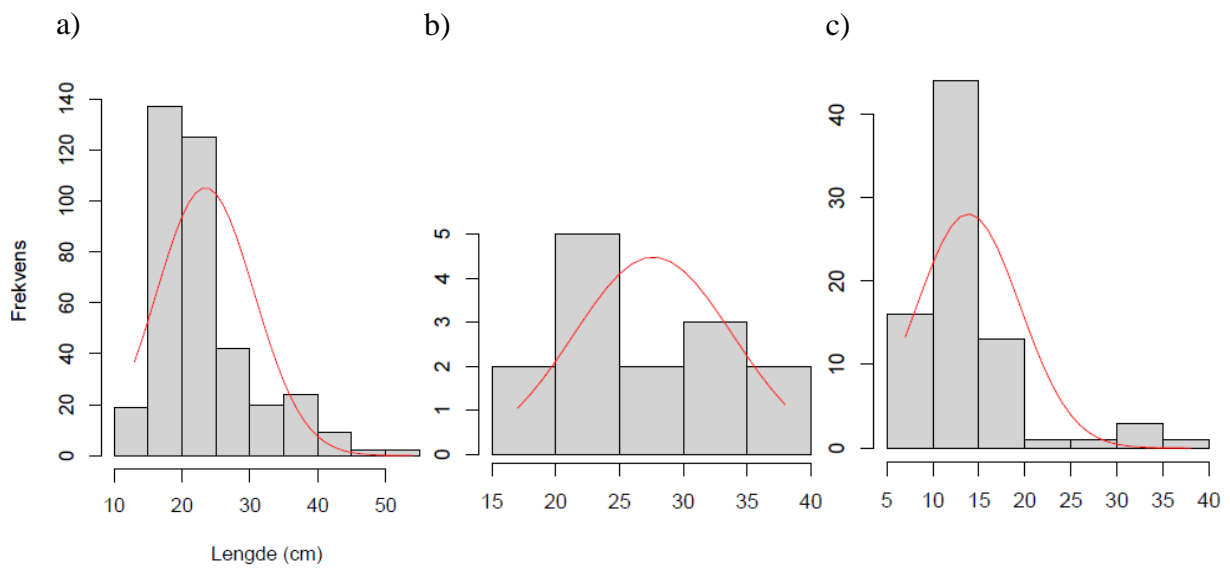


Figur 4.10 Registrerte familier (prosentandel) for a) teine og b) stereo-video. Brosme- og skatefamilien for teine og ulke- og ålefamilien for stereo-video medregnes ikke da gitte familier utgjorde < 1%.

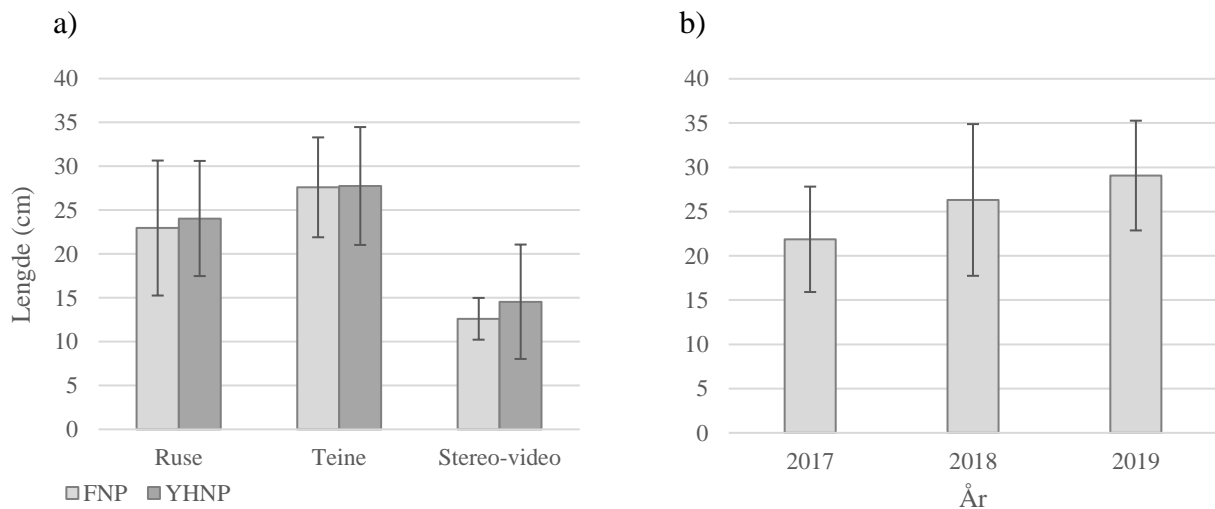
## 4.8 Lengdefordeling torsk

Lengdefordeling av torsk for ruse og teine ble basert på henholdsvis 380 og 14 individer. Stereo-video muliggjorde lengdemåling på 79 av 184 individer torsk. Flest individer ble registrert i intervallene 15 - 25 cm, 20 - 25 cm og 10 - 15 cm for henholdsvis ruse, teine og stereo-video (Figur 4.11). En tilnærmet standard normalfordeling ble observert for lengdefordeling for teine. For ruse og stereo-video var normalfordelingen forskjøvet mot små individer, men stereo-video tiltrakk seg alle størrelsesgrupper av torsk. Gjennomsnittslengde for ruse og teine og stereo-video i perioden 2017 - 2019 var henholdsvis 23 cm ( $SD \pm 7.20$ ), 28 cm ( $SD \pm 6.01$ ) og 14 cm ( $SD \pm 5.55$ ) (Figur 4.12a). Det var ikke signifikant forskjell i lengdefordeling av torsk mellom Færder- og Ytre Hvaler nasjonalparker for stereo-video ( $p = 0.14$ ), ruse ( $p = 0.15$ ) og teine ( $p = 0.97$ ) (Figur 4.12a). Det var en positiv forskjell i gjennomsnittslengde for ruse fra 2017 til 2019 (Figur 4.12b). Estimert lengde i 2017 var signifikant forskjellig fra 2018 ( $p \ll 0.05$ ), men forskjellen fra 2018 til 2019 var ikke signifikant ( $p = 0.23$ ).





Figur 4.11 Lengdefordeling av torsk registrert for a) ruse og b) teine og c) stereo-video. Rød kurve illustrerer normalfordeling av data.



Figur 4.12 a) Lengdefordeling av torsk (gjennomsnitt  $\pm$  SD) i Færder nasjonalpark (FNP) og Ytre Hvaler nasjonalpark (YHNP) b) Årlig lengdefordeling (gjennomsnitt  $\pm$  SD) av torsk registrert i ruse i perioden 2017 - 2019.

## 5 Diskusjon

Det ble i perioden 2017 - 2019 registrert 37 arter fra 19 familier. Fiskesamfunnet på grunne habitater var karakterisert av flere små stasjonære arter fra et bredt utvalg familier uten kommersiell betydning. Forekomst av leppefisk, med overvekt av bergnebb og grønngylt, var tydelig. Leppefisker er kjent for å være stasjonære i kystsonen, mens arter som hvitting og torsk er kjent for å være mer mobile (Pihl & Wennhage, 2002). På dypere habitater var fiskesamfunnet preget av mobile kommersielle arter (torsk, hvitting og sei), leppefisk (bergnebb) og bunnlevende fisk fra flyndrefamilien. Resultatet samsvarer med lignende studier fra den svenske vestkysten (Kraufvelin et al., 2017; Pihl & Wennhage, 2002).

I følgende kapittel diskuteres fiskesamfunnet i Ytre Oslofjord på bakgrunn av resultater fra datainnsamling med ruse, teine og stereo-video i perioden 2017 - 2019. Bruk av ulike metoder resulterer i ulike estimater av artsrikhet og diversitet og data vil derfor ikke være direkte sammenlignbare grunnet medfølgende feilkilder (Baker et al., 2016). Grunnet datainnsamling over ulike sesonger kan ikke naturlig sesongvariasjon utelukkes. Variasjoner i fiskesamfunnet tilskrives hovedsakelig variabel fangbarhet med ekstraherende metodikk og forskjeller ses dermed på som utslag av variasjon. Det er tidligere vist at romlig variasjon i kystnære fiskesamfunn kan bli formet av lokale variasjoner i naturlige variabler (Bergström, Karlsson, Bergström, Pihl, & Kraufvelin, 2019).

### 5.1 Generelle trekk ved fiskesamfunnet

Den relative frekvensen til flertallet arter inkludert i studien var lav, med unntak av enkelte arter med ulik metodikk. I ruse dominerte leppefiskene bergnebb og grønngylt. For teine var det høy relativ frekvens av sandflyndre. Det var høy relativ frekvens av bergnebb, hvitting og torsk for stereo-video. Ruse fanget hovedsakelig gjengående arter i perioden 2017 - 2019 og var derfor en grei metode for å illustrere fiskesamfunnet på grunne habitater over tid. Noen grupper fisk er tilpasset til- og er sterkt avhengig av visse naturtyper, mens andre, som eksempel større rovfisk, bruker flere naturtyper i det marine miljøet (Jackson et al., 2001). Torsk benytter et bredere spekter av habitater gjennom livssyklusen (Barceló et al., 2016) og er en mulig grunn til at torsk ble registrert med alle metoder i denne studien. Teine viste seg å være selektiv på bunnlevende fisk og rovfisk, hvor det var markant høyest CPUE for flyndrefamilien, kun enkeltteksemplarer av andre arter var tilstede. I motsetning til grunne habitater, hvor en ofte

finner hardbunn, er bløtbunn dominerende på dypere habitater, hvor hovedsakelig bunndyr, dominert av flyndre- og torskefamilien, lever (Pihl & Wennhage, 2002; Walday et al., 2019).

Fisker kan være permanente residenter, sesongresidenter, migranter eller utførere av temporale næringsøk (Jackson et al., 2001). Sesong og tid på dagen for datainnsamling kan derfor være påvirkende faktorer i denne studien. Vanlig ulke var hyppigere for fangstbasert metodikk enn for stereo-video. Etersom fangstbasert metodikk ble benyttet over natten kan resultatet indikere at arten foretar nattlige næringsvandring. I en studie av Pihl and Wennhage (2002) var tetthet av vanlig ulke høyere på natten enn dagen. Arten er kjent for å utføre nattlig vertikal migrasjon for å finne føde på grunnere vann i løpet av natten (Pihl, 1982). Tilsvarende indikasjon kan gjelde torsk da det i en tidligere studie av Freitas et al. (2016) var tydelig bruk av grunne områder om natten. At leppefisker som bergnebb og grønngylt ble registrert hyppigst med både ruse og stereo-video kan mulig reflektere dagaktivitet i forbindelse med næringsøk (Pihl & Wennhage, 2002).

Tilfeldige variasjoner kan forekomme ved enkelstasjoner uten at det nødvendigvis representerer en underliggende trend (Espeland & Knutsen, 2013). Det kreves derfor opprettholdelse av vesentlig lange tidsserier for å indentifisere distinkte tilstander i fiskesamfunnet fra tidligere tilstander og å skille naturlig variasjon fra endringer (Barceló et al., 2016; Koslow & Couture, 2015). Tidsserie i denne studien er tre år som ikke er tilstrekkelig for å jevne ut variasjon samt å uttale seg om eventuelle endringstrender i fiskesamfunnet. Samlet representerer data fra de tre årene grunnlag for vurdering av tilstanden i fiskesamfunnet i perioden.

Sommerperioden mai-juli i 2018 var uvanlig varm, hvor Østlandet var varmeste region i landet (Walday et al., 2019). Varme perioder vil favorisere høy artsrikhet i motsetning til kalde perioder (ter Hofstede & Rijnsdorp, 2011). Høy temperatur i 2018 bidro til et signifikant høyere innslag (CPUE) av leppefiskfamilien, dominert av bergnebb og grønngylt, som er sørlige varmekjære fisker (pers. med. Even Moland). Høy aktivitet hos arter som trives med høy sjøtemperatur er en mulig forklaring på det høye innslaget av leppefisk i 2018. Arter med rask generasjonstid viser dessuten den raskeste responsen på temperaturendringer, som resulterer i sterkere distribusjon (Perry, Low, Ellis, & Reynolds, 2005). Det var tydelig fravær av større arter og toppredatorer med lang generasjonstid. Endringer i sammensetningen av arter og diversitet har blitt linket til økende temperaturer (Bellard, Bertelsmeier, Leadley, Thuiller, & Courchamp, 2012). Temperatur anses som en viktig strukturingsfaktor for dynamikk i

Skandinaviske fiskesamfunn og det er mulig at temperatur utløser migrasjon mellom de grunne kystsonene til dypere kystsoner og havområder utaskjærs (Pihl, 1982; Pihl & Wennhage, 2002).

Diversitet kan endre seg med tiden, det være daglig, sesongdrevet eller årlig (Spellerberg, 2005). Det er ikke nødvendigvis slik at høyere artsdiversitet er bedre enn lavere diversitet eller at høy diversitet er en refleksjon av et høy-kvalitets habitat eller god miljøtilstand. Noen fiskesamfunn har naturlig lav diversitet og betydningen av "kvalitet" må defineres for å uttrykke tilstand til fiskesamfunn (Spellerberg, 2005). Resultatet fra denne studien utgjør «før-data» om tilstanden til fiskesamfunnet som kan sammenlignes med senere studier i fjorden.

Det var signifikant effekt av metodikk på diversitet, hvor diversitet var høyest for stereo-video. Resultatet reflekterer muligheten stereo-video har til å registrere flere ulike arter i deres naturlige miljø, med minimal selektivitet. 61.3 % av teinene i perioden 2017 - 2019 var preget av mangel på diversitet, som demonstrerer tydelige selektivitet. Samtidig var det lav statistisk likhet for teine, som tilsier at enkelte arter, hovedsakelig sandflyndre, dominerer fangsten. Høyest andel stasjoner med total statistisk likhet for ruse tilsier at metoden har høyest jevnhet i antall individer per art. Det antas derfor at fiskesamfunnet på grunne habitater er mer homogent enn fiskesamfunnet på dypere habitater.

## 5.2 Torsk med høyest forskjell i prosent forekomst

Prosent forekomst til de fleste arter inkludert i denne studien var relativt lav, med unntak av noen svært hyppige og konsistente arter som bergnebb og grønngylt. De fleste artene var tilsynelatende stabile i prosent forekomst for ruse, med unntak av enkelte arter med årlig positiv forskjell i prosent forekomst (svartkutling, femtrådet tangbrosme og vanlig ulke) og arter med negativ forskjell i prosent forekomst (torsk, dvergulke og ål). Variasjonen i prosent forekomst tilskrives hovedsakelig variasjon i fangbarhet. Det er derfor ikke grunnlag for å konkludere med en reell bestandsreduksjon- eller økning av fisk i studieperioden. De tre årene må i hovedsak betraktes som en samlet pakke resultater som danner et gjennomsnitt for tilstanden i perioden.

For teine var artene stabile i prosent forekomst, med unntak av torsk, som var en hyppig art i 2018, men uteble i 2019. For ruse var den negative forskjellen i prosent forekomst for torsk på 91.3 % fra 2017 til 2019. Forskjellen kan skyldes flere årsaker. Det er viktig å påpeke at fangbarhet i ekstraherende redskap er ekstremt variabel. For fangstmetoder kan høy tetthet føre til at torsk utvikler kannibalistisk atferd (Uzars & Plikshs, 2000). Kommunikasjon med rekreasjonsfiskere i studieområdet gav uttrykk for at sel (*Pinnipedia*) og skarv

(*Phalacrocoracidae*) hadde skyld i en synkende torskebestand. I en studie hvor dietten til sel i Agder ble studert, ble det funnet at torsk utgjorde svært liten andel av totalkosten (Sørli et al. (in press)). Torskens termale nisje har et spenn på  $-1.5 - 19.0^{\circ}\text{C}$  (Righton et al., 2010). Den varme sommerperioden i 2018 kan ha vært en bidragsyter til at det i 2019 ble fanget et fåtall torsk i ruse ( $n = 14$ ). Havet varmes opp grunnet klimaendringer, og mange arter har allerede tilpasset bruk av dybde og geografiske rekkevidder med endringen i temperatur, for å unngå varmestress (Costello & Chaudhary, 2017). Studier fra Skagerak har påvist signifikant effekt av temperatur på torskens dybdebruk, hvor økt overflatetemperatur gjorde at torsk ble registrert på dypere vann (Freitas et al., 2016; Freitas, Olsen, Moland, Ciannelli, & Knutsen, 2015). De fleste individer unngikk temperaturer over  $15 - 16^{\circ}\text{C}$  og vertikal migrasjon var begrenset til dypere vann. Det er mulig at torsk unngår svingende temperatur i overflatevannet ved å oppholde seg på dypere habitater. Dette utsagnet forsterkes av den større mengden torsk som ble registrert på dypere habitater for stereo-video ( $n = 184$ ), hvor arten i 2019 hadde en prosent forekomst på 75 %. Likevel må det påpekes at i 2019 er årets bunnslåtte torskerekrutter kun observerbare i august for stereo-video, og blir derfor ikke fanget med ruse og teine i mai. Effekt av sesong kan derfor ikke utelukkes. Nedgang av topp-predatorer i kystregioner har spredd seg over hele verdenshavet, med potensielt alvorlige konsekvenser for økosystemene (Myers & Worm, 2003). Tydelig mangel på større rovfisk er tegn på trykk fra overfiske, degradering av habitatdannende vegetasjon og effekter fra økt forurensning, hvor en reduksjon i rekrutteringen indikerer et tydelig skifte i fiskesamfunnet (Pihl et al., 2006; Staveley, 2019; Österblom et al., 2007). Blant forvaltningsmål i nasjonalparkene er økning av torskebestanden i Oslofjorden (*Forvaltningsplan Færder nasjonalpark*, 2017; *Forvaltningsplan Ytre Hvaler nasjonalpark*, 2011). For å redusere fiskepresset på kysttorken i Oslofjorden la Regjeringen ned forbud mot fiske av torsk, gjeldene fra 15. juni 2019 (Forskrift om utøvelse av fisket i sjøen, 2019, § 35c). I tillegg ble kvoten på kystsel økt med 20 %, for å redusere predatorpresset.

Det var en høyere prosent forekomst av svartkutling, femtrådet tangbrosme og vanlig ulke i 2019 enn foregående år. Det er igjen viktig å understreke at temporale forskjeller påvirkes sterkt av variasjon i fangbarhet. Elliott og Dewailly (1995) plasserte fisk i trofiske grupper etter næringsinntak, blant annet; fisk som spiser virvelløse dyr slik som bløtdyr, krepsdyr og insekter (I) og fisk som spiser annen fisk (F). Elliott og Dewailly (1995) plasserer følgende arter i følgende trofiske grupper: Torsk (I,F) svartkutling (I,F), femtrådet tangbrosme (F), vanlig ulke (I,F). Torsk anses som topppredator, mens svartkutling, femtrådet tangbrosme og vanlig ulke kan klassifiseres som mesopredatorer. En mulig indikator på forskjeller i samfunns-funksjon er en

endring i den trofiske strukturen i samfunnet (Wootton & Oemke, 1992). En eventuell nedgang i større topp-predatorer genererer frigjøring av mesopredatorer som kan lede til «trofiske kaskader» som favoriserer lavere trofiske nivåer og små arter (Eriksson et al., 2009; ter Hofstede & Rijnsdorp, 2011; Östman et al., 2016).

### 5.3 Geografiske likheter og forskjeller i fiskesamfunnet

For å kontrollere observasjonsforholdene som tid på dagen, vær og presis lokasjon, er det nødvendig med parede observasjoner (Mallet et al., 2014). Resultatene fra Færder- og Ytre Hvaler nasjonalparker er derfor ikke direkte sammenlignbare ettersom datainnsamling ikke ble gjennomført parete. På bakgrunn av undersøkte interesseområder i denne studien var det minimale til ingen geografiske forskjeller i fiskesamfunnet mellom Færder- og Ytre Hvaler nasjonalparker. Det kunne ikke påvises signifikante forskjeller ved CPUE for utvalgte familier, diversitet og statistisk likhet. Det kan derfor antas at nasjonalparkene ikke skiller seg nevneverdig fra hverandre innen faktorer som strukturerer fiskesamfunnet, til eksempel habitat. Derimot var det signifikant høyere tetthet per stasjon i Færder nasjonalpark for stereo-video og teine. Et tilsvarende mønster ble ikke dokumentert for ruse. Det er mulig at fiskesamfunnet på grunne habitater er likere på tvers av områder da det domineres av stasjonære arter. Ettersom fiskesamfunnet på dypere habitater var preget av mobile arter vil det følgelig være mer variasjon mellom områdene.

Det var ikke signifikant effekt av lengde- og breddegrad på diversitet i fiskesamfunnet i Ytre Oslofjord i 2019. Mønster i diversitet vil ikke alltid følge en breddegradient ettersom drivere av diversitet ikke alltid er korrelert med breddegrad (Piacenza et al., 2015). Dersom habitatet varierer langs breddegraden, er habitatet en viktig driver av diversitet (McClatchie et al., 1997; Piacenza et al., 2015). Gradienter av artsrikhet langs breddegrad kan skyldes variasjon i miljø-, klima- og habitatforhold, geografiske grenser, historiske hendelser, evolusjonsprosesser (artens opprinnelse og spredingsrekkevidde) og skjevheter i datainnsamling (Brayard, Escarguel, & Bucher, 2005; Chaudhary, Saeedi, & Costello, 2016; Costello & Chaudhary, 2017; Saeedi, Dennis, & Costello, 2017). Uten vurdering av faktorer som kan påvirke lengde- og breddegradsgradienten i denne studien er det utfordrende å uttale seg ytterligere om bakenforliggende årsaker. En åpenbar forklaring på ikke-dokumenterte signifikante forskjeller er at studieområdet var begrenset (58.95°N - 59.33°N og 10.36°Ø - 11.04°Ø). Avstandene er sannsynligvis ikke tilstrekkelige for dokumentasjon av

distinkte forskjeller i drivere av diversitet. De svake positive og negative effektene skyldes trolig tilfeldigheter, habitatheterogenitet og andre lokale forhold snarere effekt av lengde- og breddegrad. I tempererte regioner som Nordsjøen har klimaendringer ført til endrede fiskesamfunn, hvor det er dokumentert økt artsrikhet og distribusjonsskifte i dybde og langs breddegrad som en respons mot varmere temperatur (Hiddink & Ter Hofstede, 2008; Perry et al., 2005).

## 5.4 Mest realistisk tetthet for stereo-video

Det var signifikant effekt av metodikk på tetthet hvor det var høyest tetthet per stasjon for stereo-video og lavest tetthet for teine. Den signifikant høyere tettheten for stereo-video tilsier at metoden er mindre selekterende på individer enn fangstbasert metodikk. Agnede videorigger registrerer arter som tiltrekkes av agnet eller kamerastasjonen, arter tiltrukket av oppstyret forårsaket av fôring og aggregering på stasjonen, arter som okkuperer territorier innenfor kameraets synsfelt og arter som er likegyldige til stasjonen, men som er tilstede eller forbipasserende gjennom synsfeltet under utplasseringen av riggen (Cappo et al., 2003). Mindre tetthet for fangstbasert metodikk kan blant annet skyldes at små arter kan rømme gjennom maskene og dødelighet av fangede individer. Samtidig kan fisk unngå fellen, samt grunnet oppførsel velge å ikke nærme seg feller med høy fiskeansamling. Det høye standardavviket i tetthet per stasjon for stereo-video tilsier at antallet individer svinger mellom stasjonene. Stereo-video har tidligere vist å ikke være i stand til å gi et absolutt mål på tetthet på grunn av turbiditet (Colton & Swearer, 2010). Antageligvis er derfor reell gjennomsnittlig tetthet for stereo-video høyere enn estimert i denne studien. Det er også sannsynlig at estimatet er ulikt realiteten grunnet MaxN observasjon. Stereo-video anses likevel å estimere mest realistisk og «sann» tetthet av metodene benyttet i denne studien ettersom fangstbasert metodikk er utsatt for selektivitet og variabel fangbarhet. Agnede videosystemer har vist seg nyttige for å takle begrensninger pålagt av dybde, fiskeoppførsel og selektivitet som ligger i blant annet fangstbaserte metoder (Harvey et al., 2012; Murphy & Jenkins, 2010).

På grunne habitater var det gjennomgående høy tetthet per rusestasjon av leppefiskene grønngylt og bergnebb. Bergnebb og grønngylt er stasjonære i kystsonen (Pihl & Wennhage, 2002) og er generelt svært tallrike arter (pers. med. Even Moland). For teine var tetthet av sandflyndre høyest. Tilsvarende høy tetthet av flyndrefamilien for teine ble dokumentert i en lignende studie fra Sør-Trøndelag (Bull, 2019). For stereo-video var tetthet per stasjon høy for

hvitting, bergnebb og sei. Høy tetthet av hvitting kan tyde på god rekruttering og en sterk årsklasse. Sei kan forekomme i store stimer (pers. med. Even Moland) og kan derfor trekke opp antallet betydelig ved MaxN observasjon.

I 2018 var det signifikant høyere tetthet av fisk for både ruse og teine, året hvor sommerperioden var uvanlig varm. Klimaendringer vil påvirke alle aspekter av artenes biologi, biografi og følgelig økologiske konsekvenser. (Chaudhary et al., 2016). Varmere temperaturer forårsaker høyere metabolisme, mutasjonsrater og kortere generasjonstid (Costello & Chaudhary, 2017). Det er derfor sannsynlig at varme kan ha bidratt til høy rekruttering av fisk i 2018.

## 5.5 Selektorer observasjonsmetode for målt lengde på torsk?

Observert lengdefordeling til torsk viste klare forskjeller mellom fangst- og videobasert metodikk. Små individer kun observert med stereo-video (gjennomført august 2019) skyldtes hovedsakelig registrering av rekrutter som hadde bunnslått i løpet av sommeren. Lengdefordeling til torsk med de ulike metodene kan dermed ikke sammenlignes direkte. Stereo-video viste seg likevel å være et godt alternativ til fangstbaserte metodikk og agnet tiltrakk alle størrelsesgrupper av torsk. Resultatet fra stereo-video demonstrerte at selv om det kun ble benyttet data fra ett års datainnsamling i denne oppgaven, ble en variert størrelsessammensetning registrert. En stor andel var 0-gruppe torsk. Torsk i intervallene 15 - 30 cm observert på høsten antas å være 1-gruppe torsk fra forutgående års gytesesong (Knutsen et al., 2018). Svært få eldre torsk (> 1 år) var representert. Ettersom lengdemåling foregår innen et enkelt videobilde i observasjonsperioden med de mest tellende individer for en art (MaxN) kan det tyde på at stor torsk oftere oppholder seg alene eller i mindre grupper enn små torsk, slik at hovedsakelig små individer blir målt (Bull, 2019). Lengdefordelingen dokumentert med stereo-video er trolig den mest «sanne» av de de benyttede metodene, da det ikke foregår seleksjon av størrelsesgrupper. Målingene kan likevel bli påvirket av feilmarginer grunnet lysforhold, turbiditet, vegetasjon og distanse til målet, samt observasjon med MaxN. Det ble fanget større torsk for ruse og teine enn for stereo-video. Fangstbasert metodikk kan være selektive på størrelse av torsk på grunn av maskestørrelse og små individer kan være fraværende ettersom de kan rømme gjennom maskene eller bli spist av større individer. Torsk er kjent for utføre nattlig vertikal migrasjon for å finne føde på grunnere habitater i løpet av



natten (Freitas et al., 2015; Pihl, 1982). Det er derfor en mulighet at større individer blir fanget for ruse og teine da metodene foretar nattlig fiske. Torsk fanget i ruse i 2017 var preget av små individer, da rekrutter fra 2016 var tallrike. Observert økt lengde i 2018- og 19 skyldes trolig færre rekrutter (færre små fisk) fra året før. Lengdefordeling til kystnære fiskesamfunn kan bli formet av fisketrykk (Bergström et al., 2019). Torsk over minstemålet på 40 cm var tilnærmet fraværende i Ytre Oslofjord i perioden 2017 - 2019 for alle benyttede metoder. Når små individer dominerer forekomsten av kommersielle arter som torsk, er det ofte en indikasjon på høyt fisketrykk (Svedäng & Hornborg, 2017).

## 5.6 Økt diversitet med økende dybde

Langs en dybdegradient er det vesentlige forandringer i både fysiologiske og biotiske faktorer, som også kan oppstå over relativt lave dybder (Brokovich et al., 2008). Det ble ikke målt miljøvariabler som kan forklare effekten av dybdegradienten i denne studien. Diversitet for stereo-video økte signifikant med økende dybde, selv om dyp forklarte en relativt beskjeden del av variasjonen i diversitet (11 %). For teine var det en positiv effekt av dybde på diversitet når stasjoner med mangel på diversitet ble ekskludert i modelleringen av regresjonslinjen. I følge Huston (1985) er diversitet lav ved overflaten og øker til et maksimum mellom 15 til 30 m dybde, hvor 30 m dybde ifølge Brokovich et al. (2008) innehar en kombinasjon av, og virker som en overgangssone mellom grunt- og dyptvannsfiskesamfunn. Fysiologiske begrensninger, til eksempel lave lysnivå, reduserer diversitet på dypet (Huston, 1985). Det forklarer likevel ikke den lavere diversiteten ved overflaten i denne studien. Ved overflaten er det sannsynlig at flere begrensninger spiller inn, til eksempel svingende temperaturer. Fiskesamfunn på bløtbunn som synker i artsrikhet og tetthet langs dybdegradient er trolig en direkte effekt av reduksjon i topografi og mangel på vegetasjon, som styrker koblingen mellom vegetasjon og struktur av fiskesamfunn (Brokovich et al., 2008; Pihl & Wennhage, 2002).

## 5.7 Komplementære metoder på dypere habitater

Stereo-video registrerte både flere arter og individer per stasjon enn teine, som antyder at stereo-video er i bedre stand til å oppdage endringer i relativ frekvens til arter over tid. Resultatet samsvarer med tilsvarende studier (Bull, 2019; Harvey et al., 2012). Stereo-video hadde mulighet til å registrere fem arter mer per stasjon sammenlignet med teine. Resultatet demonstrerte at stereo-video er en potensielt sterkere metode for undersøkelse av artsrikhet,

tetthet og lengdefordeling av fisk. Det er naturlig at ulike innsamlingsmetoder kan resultere i ulike estimat av en populasjons gjennomsnitt (Andrew & Mapstone, 1987). Antall observasjoner som kan gjennomføres over en gitt tidsperiode, habitat og dybde kan være forskjellige fra en metode til en annen og det kan være utfordrende å sammenligne metoder direkte, da observasjonene kan bli påvirket av flere faktorer, både naturlige eller relatert til gjennomføring i felt (Mallet et al., 2014). Det må i tillegg legges vekt på sesongvariasjon, variabel fangbarhet og selektivitet.

Det var ikke mulig å utføre sikker artsbestemmelse på grunnlag av morfologiske trekk på individer fra flyndrefamilien for stereo-video. Flyndrefamilien utgjorde 87 % av teinefangst, mot 1 % for stereo-video. Det er tydelig at teine selekterer for bunnfisk. Det vil derfor være gunstig å benytte teine i studier hvor bunnfisk er interesseart eller hvor sikker artsbestemmelse er nødvendig. Stereo-video registrerte 53 % leppefisk og 42 % torskefisk mot henholdsvis 1 og 6 % for teine. Stereo-video registrerte hovedsakelig små arter, mobile arter og arter som vanligvis oppholder seg i høy tetthet (hvitting og sei). Det var enkelte innslag av kryptiske arter for teine (piggs skate og femtrådet tangbrosme) som ikke ble registrert med stereo-video. Ifølge Baker et al. (2016) går ofte visuelle observasjonsmetoder glipp av kryptiske arter, som også er blitt bekreftet av Colton og Swearer (2010). Etersom stereo-video er avhengig av tilstrekkelige lysforhold for analysing av opptak, er det en fordel at teine kan fiske om natten. I en studie av Guest, Connolly, og Loneragan (2003) ble det fanget flere individer og arter om natten enn om dagen, hvor samme metode ble benyttet. Tilsvarende er blitt påvist i studier fra den svenske vestkysten (Pihl et al., 2006; Pihl & Wennhage, 2002). Ifølge Pihl et al. (2006) indikerer nattlig høy tetthet bevegelse mot grunnere vann for næringssøk. Hvorvidt det kan ha hatt betydning for teinefangst i denne studien er uvisst og må underbygges med ytterligere studier, men det er mulig at frekvensen av kryptiske arter kan øke med nattlig fiske.

For å oppnå en mest mulig korrekt beskrivelse av et fiskesamfunn og dets diversitet er det sannsynlig at det kreves en kombinasjon av metoder (Colton & Swearer, 2010; Watson, Harvey, Anderson, & Kendrick, 2005). Ulike metoder bør sees på som å gi komplementær informasjon om arter og diversitet (Mallet et al., 2014). Stereo-video har høy utstyrs kostnad og krever stort etterarbeid med data (Langlois et al., 2010). Teine er en mer kostnadseffektiv metode, men resultatet fra denne studien tilsier at utbyttet for stereo-video er markant høyere og gir et «sannere» eller mer komplett bilde av fiskesamfunnet på dypere habitater.

## 5.8 Feilkilder

Feilkilder kan forårsakes av faktorer som er iboende arten så vel som selve undersøkelsesmetodikken (Colton & Swearer, 2010). Feilkilder som kan ha berørt denne studien er i hovedsak relatert til metodikk; utførelse og metoden i seg selv. I tillegg er subjektive preferanser for utplassering av ruse og subjektiv artstolkning ved analysering av stereo-video opptak mulige feilkilder. Variabilitet i fangst kan skyldes at utstyret kan havne på «gode fiskeområder», områder hvor det gjerne er et utbredt og variert habitat eller god næringstilgang. Feller kan ha flere «falske negative» forårsaket av selektivitet (Cappo et al., 2003). Ved bruk av agn er det forventet økt forekomst av rovfisk da agn kan tiltrekke seg rovfisk fra potensielt store avstander (Cappo et al., 2003; Harvey et al., 2007). Ifølge (Mallet et al., 2014) er stereo-video nokså likt direkte fiske i den form at det er en selektiv metode fordi det benyttes agn. Resultatet avhenger av både arten (oppførsel rundt agn) og agnet, da artene som tiltrekkes «området agnet virker på» avhenger av agnet som blir brukt. Bruk av agn kan ses på som en fordel for reduksjon av nulltelling på dypere habitater og dermed øke statistisk styrke ved å øke gjennomsnittet og redusere variasjon (Cappo et al., 2003; Peterman, 1990).

## 6 Konklusjon

Målet med studien var å utføre en kvalitativ og kvantitativ inventeringsundersøkelse av fiskesamfunnet i Ytre Oslofjord, basert på data fra fangst- og videobasert metodikk, med hensikt å beskrive tilstanden til fiskesamfunnet, samt å komplementere forvaltningen med grunnlinje-informasjon. Ruse var en grei metode for beskrivelse av fiskesamfunnet på grunne habitater over tid. På dypere habitater var teine en lite effektiv, og svært selektiv metode. Selv om sesongvariasjoner ikke kunne utelukkes var stereo-video et godt alternativ til fangstbasert metodikk og gav et «sannere» eller mer komplett bilde av fiskesamfunnet. Variabel fangbarhet for ekstraherende utstyr ble trukket frem som hovedkomponent for forskjeller dokumentert i studien. Varierende resultat med de ulike metodene presiserer fordelene av å benytte relevant metode tilpasset fokuset av interesse samt å benytte flere metoder som kan formidle komplementerende beskrivelse av områdets fiskesamfunn. Det var minimale forskjeller i fiskesamfunnet mellom Færder- og Ytre Hvaler nasjonalparker ved undersøkte interesseområder som indikerer at forvaltningstiltak mest sannsynlig kan implementeres tilsvarende i begge nasjonalparker.

## 7 Forslag til videre arbeid

Resultatene fra denne studien danner «før-data»-informasjon av fiskesamfunnet i Ytre Oslofjord som kan benyttes til sammenligning med fremtidige studier. Data fra stereo-video-stasjoner filmet i Ytre Oslofjord i 2017 og 2018 er under opparbeiding, og samlet vil disse representere «før-data» på lik linje med tidsserien for ruse og teine. Det understrekes at ytterligere undersøkelser er nødvendige for å avgjøre fiskesamfunnets funksjonelle rolle i økosystemevalueringer. Analyser av miljøparametere vil være nødvendig for å utvide forståelsen for de fysiske, biologiske og økologiske prosessene som driver fiskesamfunnet. Habitat har vist å være en viktig faktor i strukturering av fiskesamfunn og det anbefales derfor å inkludere habitatundersøkelser ved senere studier. Maksimal dybde i denne studien var 32 m, mens det i Ytre Hvaler nasjonalpark finnes dype kløfter på 470 m. Inventeringsundersøkelse av fiskesamfunnet i Ytre Oslofjord langs en større dybdegradient hvor ulikheter i fysiologiske faktorer trolig er mer fremtredende, ville derfor vært interessant og nyttig. Tilsvarende utvidelse av breddegradsgradienten (Ytre Oslofjord - Indre Oslofjord) er ønskelig. Det vil i senere studier være interessant å benytte stereo-video på grunne habitater for økt sammenligningsgrunnlag med ruse. Det er også av interesse å utvide tidsserien til denne studien for å kunne jevne ut variasjon og dermed uttale seg om pågående endringstrender i fiskesamfunnet i Ytre Oslofjord, samt å overvåke en eventuell effekt av det implementerte forbudet mot fiske av torsk på torskebestanden i fjorden.

## Referanser/litteraturliste

- Andrew, N., & Mapstone, B. (1987). Sampling and the description of spatial pattern in marine ecology. *Oceanography and Marine Biology*, 25, 39-90.
- Baker, D. G., Eddy, T. D., McIver, R., Schmidt, A. L., Thériault, M.-H., Boudreau, M., . . . Lotze, H. K. (2016). Comparative analysis of different survey methods for monitoring fish assemblages in coastal habitats. *PeerJ*, 4, e1832.
- Barceló, C., Ciannelli, L., Olsen, E. M., Johannessen, T., & Knutsen, H. (2016). Eight decades of sampling reveal a contemporary novel fish assemblage in coastal nursery habitats. *Global Change Biology*, 22(3), 1155-1167.
- Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., & Courchamp, F. (2012). Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology letters*, 15(4), 365-377.
- Bergström, L., Karlsson, M., Bergström, U., Pihl, L., & Kraufvelin, P. (2019). Relative impacts of fishing and eutrophication on coastal fish assessed by comparing a no-take area with an environmental gradient. *Ambio*, 48(6), 565-579.
- Brayard, A., Escarguel, G., & Bucher, H. (2005). Latitudinal gradient of taxonomic richness: combined outcome of temperature and geographic mid-domains effects? *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, 43(3), 178-188.
- Brokovich, E., Einbinder, S., Shashar, N., Kiflawi, M., & Kark, S. (2008). Descending to the twilight-zone: changes in coral reef fish assemblages along a depth gradient down to 65 m. *Marine Ecology Progress Series*, 371, 253-262.
- Bull, M. (2019). *Comparing baited remote underwater video systems with fish traps along the coast of Frøya and Hitra*. (Master's thesis). Norwegian University of Science and Technology (NTNU).
- Cappo, M., Harvey, E., Malcolm, H., & Speare, P. (2003). Potential of video techniques to monitor diversity, abundance and size of fish in studies of marine protected areas. *Aquatic Protected Areas-what works best and how do we know*, 455-464.
- Charbonnel, E., Francour, P., Harmelin, J., & Ody, D. (1995). Les problèmes d'échantillonnage et de recensement du peuplement ichthyologique dans les récifs artificiels. *Biologia Marina Mediterranea*, 2(1), 85-90.
- Chaudhary, C., Saeedi, H., & Costello, M. J. (2016). Bimodality of latitudinal gradients in marine species richness. *Trends in Ecology & Evolution*, 31(9), 670-676.

- Colton, M. A., & Swearer, S. E. (2010). A comparison of two survey methods: differences between underwater visual census and baited remote underwater video. *Marine Ecology Progress Series*, 400, 19-36.
- Costello, M. J., & Chaudhary, C. (2017). Marine biodiversity, biogeography, deep-sea gradients, and conservation. *Current Biology*, 27(11), R511-R527.
- Czekanowski, J. (1909). *Zur differential Diagnose der Neandertalgruppe*. *Korrespondenzblatt der Deutschen Gesellschaft für Anthropologie, Ethnologie and Urgeschichte*, 40, 44-47.
- Elliott, M., & Dewailly, F. (1995). The structure and components of European estuarine fish assemblages. *Netherland Journal of Aquatic Ecology*, 29(3-4), 397-417.
- Eriksson, B. K., Ljunggren, L., Sandström, A., Johansson, G., Mattila, J., Rubach, A., . . . Snickars, M. (2009). Declines in predatory fish promote bloom-forming macroalgae. *19(8)*, 1975-1988.
- Espeland, S. H., & Knutsen, H. (2013). *Rapport for høstundersøkelsene med strandnot i Oslofjorden 2012 og 2013*. (HI prosjektnr: 10318).
- Forskrift om utøvelse av fisket i sjøen. (2005). Forskrift om utøvelse av fisket i sjøen (FOR 2004-12-22-1878). Hentet fra <https://lovdata.no/forskrift/2004-12-22-1878>
- Forvaltningsplan Færder nasjonalpark*. (2017). Hentet fra <https://ferdernasjonpark.no/dokumentarkiv/>
- Forvaltningsplan Ytre Hvaler nasjonalpark*. (2011). Hentet fra <https://www.ytrehvaler.no/Naturforvaltning/Forvaltningsplanen/>
- Freitas, C., Olsen, E. M., 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.
- Freitas, C., Olsen, E. M., Moland, E., Ciannelli, L., & Knutsen, H. (2015). Behavioral responses of Atlantic cod to sea temperature changes. *Ecology and Evolution*, 5(10), 2070-2083.
- Guest, M. A., Connolly, R. M., & Loneragan, N. R. (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.
- Harvey, E. S., Cappo, M., Butler, J. J., Hall, N., & Kendrick, G. A. (2007). Bait attraction affects the performance of remote underwater video stations in assessment of demersal fish community structure. *Marine Ecology Progress Series*, 350, 245-254.

- Harvey, E. S., Newman, S. J., McLean, D. L., Cappo, M., Meeuwig, J. J., & Skepper, C. L. (2012). Comparison of the relative efficiencies of stereo-BRUVs and traps for sampling tropical continental shelf demersal fishes. *Fisheries Research*, *125*, 108-120.
- Hiddink, J., & Ter Hofstede, R. (2008). Climate induced increases in species richness of marine fishes. *Global Change Biology*, *14*(3), 453-460.
- Huston, M. (1985). Patterns of species diversity on coral reefs. *Annual Review of Ecology and Systematics*, *16*(1), 149-177.
- Islam, M. S., & Tanaka, M. (2004). Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis. *Marine pollution bulletin*, *48*(7-8), 624-649.
- Jackson, E. L., Rowden, A. A., Attrill, M. J., Bossey, S. J., Jones, M. B., & Trinity, J. (2001). The importance of seagrass beds as a habitat for fishery species. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, *39*, 269-303.
- Knutsen, H., Jorde, P. E., Hutchings, J. A., Hemmer-Hansen, J., GrønkJær, P., Jørgensen, K.,...& Olsen, E. M. (2018). Stable coexistence of genetically divergent Atlantic cod ecotypes at multiple spatial scales. *Evolutionary Applications*, *11*(9), 1527-1539. <https://doi.org/10.1111/eva.12640>
- Koslow, J. A., & Couture, J. (2015). Pacific Ocean observation programs: Gaps in ecological time series. *Marine Policy*, *51*, 408-414.
- Kraufvelin, P., Svensson, F., Fredriksson, R., Bergström, L., Karlsson, M., Wennhage, H., . . . Bergström, U. (2017). *Inventering och modellering av fisk- och kräftdjurssamhällen i Kosterhavets nationalpark*. (2017:22). Länsstyrelsen i Västra Götalands län, Naturavdelningen.
- Langlois, T. J., Harvey, E. S., Fitzpatrick, B., Meeuwig, J. J., Shedrawi, G., & Watson, D. L. (2010). Cost-efficient sampling of fish assemblages: comparison of baited video stations and diver video transects. *Aquatic Biology*, *9*(2), 155-168.
- Lowry, M., Folpp, H., Gregson, M., & Suthers, I. (2012). Comparison of baited remote underwater video (BRUV) and underwater visual census (UVC) for assessment of artificial reefs in estuaries. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *416*, 243-253.
- Mallet, D., Wantiez, L., Lemouellic, S., Vigliola, L., & Pelletier, D. (2014). Complementarity of rotating video and underwater visual census for assessing species richness, frequency and density of reef fish on coral reef slopes. *PLOS ONE*, *9*(1).



- McClatchie, S., Millar, R., Webster, F., Lester, P., Hurst, R., & Bagley, N. (1997). Demersal fish community diversity off New Zealand: is it related to depth, latitude and regional surface phytoplankton? *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 44(4), 647-667.
- McCullagh P, Nelder JA (1999) Generalized linear models. Chapman & Hall/CRC, London
- Miljødirektoratet, Fiskeridirektoratet, Landbruksdirektoratet, Statens vegvesen, Sjøfartsdirektoratet, Kystverket, . . . Kulturdepartementet. (2019). *Forslag til helhetlig plan for Oslofjorden*. (M-1550). Miljødirektoratet. Hentet fra <https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2019/desember-2019/forslag-til-helhetlig-plan-for-oslofjorden/>
- Moland, E., Synnes, A.-E. W., Olsen, E. M., Ruud, M. M., Bosgraaf, S., Strandli, B., . . . Bakke, G. (2018). *Forskning for adaptiv økosystembasert forvaltning av Ytre Oslofjord*. (Prosjektrapport pr. 01.03.2018). Havforskningsinstituttet.
- Murphy, H. M., & Jenkins, G. P. (2010). Observational methods used in marine spatial monitoring of fishes and associated habitats: a review. *Marine and Freshwater Research*, 61(2), 236-252.
- Myers, R. A., & Worm, B. (2003). Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature*, 423(6937), 280-283.
- Naustvoll, L. J., Selvik, J. R., & Walday, M. (2019). *Overvåking av Ytre Oslofjord 2014-2018. Tilførsler og undersøkelser i vannmassene i 2018. Fagrapport*. (7411-2019). Norsk institutt for vannforskning (NIVA).
- Perry, A. L., Low, P. J., Ellis, J. R., & Reynolds, J. D. (2005). Climate change and distribution shifts in marine fishes. *Science*, 308(5730), 1912-1915.
- Perry, D., Staveley, T. A., & Gullström, M. (2018). Habitat connectivity of fish in temperate shallow-water seascapes. *Frontiers in Marine Science*, 4, 440.
- Peterman, R. M. (1990). Statistical power analysis can improve fisheries research and management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47(1), 2-15.
- Piacenza, S. E., Barner, A. K., Benkwitt, C. E., Boersma, K. S., Cerny-Chipman, E. B., Ingeman, K. E., . . . Reimer, J. N. (2015). Patterns and variation in benthic biodiversity in a large marine ecosystem. *PLOS ONE*, 10(8).
- Pielou, E. C. (1969). An introduction to mathematical ecology. *An introduction to mathematical ecology*.

- Pihl, L. (1982). Food intake of young cod and flounder in a shallow bay on the Swedish west coast. *Netherlands Journal of Sea Research*, 15(3-4), 419-432.
- Pihl, L., Baden, S., Kautsky, N., Rönnbäck, 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.
- R Core Team (2019). R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria. Hentet fra <https://www.R-project.org/>
- Righton, D. A., Andersen, K. H., Neat, F., Thorsteinsson, V., Steingrund, P., Svedäng, H., . . . Neuenfeldt, S. (2010). Thermal niche of Atlantic cod *Gadus morhua*: limits, tolerance and optima. *Marine Ecology Progress Series*, 420, 1-13.
- Rinde, E., Tjomsland, T., Hjermann, D. Ø., Kempa, M., Norling, P., & Kolluru, V. S. (2017). Increased spreading potential of the invasive Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) at its northern distribution limit in Europe due to warmer climate. *Marine and Freshwater Research*, 68(2), 252-262.
- Rozas, L. P., & Odum, W. E. (1988). Occupation of submerged aquatic vegetation by fishes: testing the roles of food and refuge. *Oecologia*, 77(1), 101-106.
- Saeedi, H., Dennis, T. E., & Costello, M. J. (2017). Bimodal latitudinal species richness and high endemism of razor clams (Mollusca). *Journal of Biogeography*, 44(3), 592-604.
- Sax, D. (2002). Equal diversity in disparate species assemblages: a comparison of native and exotic woodlands in California. *Global Ecology and Biogeography*, 11(1), 49-57.
- Shannon, C. E., & Weaver, W. (1949). *The Mathematical Theory of Communication*. Urbana: University of Illinois Press.
- Spellerberg, I. F. (2005). *Monitoring Ecological Change*: Cambridge University Press.
- Staveley, T. (2019). *Fish in the coastal seascape: exploring ecological processes and connectivity for conservation of temperate fish communities*. Department of Ecology, Environment and Plant Sciences, Stockholm University.
- Svedäng, H., & Hornborg, S. (2017). Historic changes in length distributions of three Baltic cod (*Gadus morhua*) stocks: Evidence of growth retardation. *Ecology and Evolution*, 7(16), 6089-6102.

- ter Hofstede, R., & Rijnsdorp, A. D. (2011). Comparing demersal fish assemblages between periods of contrasting climate and fishing pressure. *ICES Journal of Marine Science*, 68(6), 1189-1198.
- Tessier, E., Chabanet, P., Pothin, K., Soria, M., & Lasserre, G. (2005). Visual censuses of tropical fish aggregations on artificial reefs: slate versus video recording techniques. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 315(1), 17-30.
- Uzars, D., & Plikshs, M. (2000). Cod (*Gadus morhua* L.) cannibalism in the Central Baltic: interannual variability and influence of recruit abundance and distribution. *ICES Journal of Marine Science*, 57(2), 324-329.
- Walday, M., Borgersen, G., Beylich, B., Eikrem, W., Gitmark, J., Naustvoll, L. J., . . . Staalstrøm, A. (2019). *Overvåking av Ytre Oslofjord i 2014-2018. 5-årsrapport.* (7423-2019). Norsk institutt for vannforskning (NIVA) Hentet fra <http://hdl.handle.net/11250/2628649>
- Watson, D. L., Harvey, E. S., Anderson, M. J., & Kendrick, G. A. (2005). A comparison of temperate reef fish assemblages recorded by three underwater stereo-video techniques. *Marine Biology*, 148(2), 415-425. doi:10.1007/s00227-005-0090-6
- Wootton, J. T., & Oemke, M. P. (1992). Latitudinal differences in fish community trophic structure, and the role of fish herbivory in a Costa Rican stream. *Environmental biology of fishes*, 35(3), 311-319.
- Österblom, H., Hansson, S., Larsson, U., Hjerne, O., Wulff, F., Elmgren, R., & Folke, C. (2007). Human-induced trophic cascades and ecological regime shifts in the Baltic Sea. *Ecosystems*, 10(6), 877-889.
- Östman, Ö., Eklöf, J., Eriksson, B. K., Olsson, J., Moksnes, P. O., & Bergström, U. (2016). Top-down control as important as nutrient enrichment for eutrophication effects in North Atlantic coastal ecosystems. 53(4), 1138-1147.

# Oversikt over tabeller og figurer

Figur 3.1 Kart over Ytre Oslofjord og Færder- og Ytre Hvaler nasjonalparker

Figur 3.2 Kart over innsamlingsstasjoner i Færder nasjonalpark

Figur 3.3 Kart over innsamlingsstasjoner i Ytre Hvaler nasjonalpark

Figur 3.4 Fangstbasert utstyr

Tabell 3.1 Antall stasjoner for fangstbasert metodikk i perioden 2017 - 2019

Figur 3.5 Videobasert utstyr

Tabell 3.2 Antall stasjoner for stereo-video i 2019

Tabell 4.1 Relativ frekvens av arter i Ytre Oslofjord

Figur 4.1 «Fangst-per-enhet-innsats» (CPUE) for utvalgte familier for fangstbasert metodikk

Figur 4.2 «Fangst-per-enhet innsats» (CPUE) for utvalgte familier for stereo-video

Figur 4.3 Estimert artsrikhet i Færder- og Ytre Hvaler nasjonalparker

Figur 4.4 Estimert diversitet og statistisk likhet for 2019

Figur 4.5 Effekt av breddegrad og lengdegrad på diversitet og statistisk likhet for 2019

Figur 4.6 Individtetthet per stasjon

Figur 4.7 Årlig individtetthet for fangstbasert metodikk i perioden 2017 - 2019

Tabell 4.2 Prosent positive observasjoner av arter i perioden 2017 - 2019

Figur 4.8 Effekt av dybde på diversitet og statistisk likhet for stereo-video og teine

Figur 4.9 Likheter og forskjeller mellom stereo-video og teine ved registrerte arter

Figur 4.10 Registrerte familier for teine og stereo-video

Figur 4.11 Lengdefordeling av torsk

Figur 4.12 a) Lengdefordeling av torsk i Færder nasjonalpark og Ytre Hvaler nasjonalpark

Figur 4.12 b) Årlig lengdefordeling av torsk registrert i ruse i perioden 2017 - 2019

# Vedlegg

## Vedlegg 1 Artsliste

Norsk artsnavn	Engelsk artsnavn	Vitenskapelig artsnavn	Familie
Femtrådet tangbrosme	Five-bearded rockling	<i>Ciliata mustela</i>	Lotidae
Sandflyndre	Common dab	<i>Limanda limanda</i>	Pleuronectidae
Skrubbe	European flounder	<i>Platichthys flesus</i>	
Rødspette	European plaice	<i>Pleuronectes platessa</i>	
Vanlig fløyfisk	Common dragonet	<i>Callionymus lyra</i>	Callionymidae
Knurr	Grey gurnard	<i>Eutrigla gurnardus</i>	Triglidae
Horngjel	Garfish	<i>Belone belone</i>	Belonidae
Svartkutling	Black goby	<i>Gobius niger</i>	Gobiidae
Rødflekket kutling	Leopard-spotted goby	<i>Thorogobius ephippiatus</i>	
Berggylt	Ballan wrasse	<i>Labrus bergylta</i>	Labridae
Bergnebb	Goldsinny wrasse	<i>Ctenolabrus rupestris</i>	
Rødnebb/Blåstål	Cuckoo wrasse	<i>Labrus mixtus</i>	
Gressgylt	Rockcook	<i>Centrolabrus exoletus</i>	
Grønngylt	Corkwing wrasse	<i>Symphodus melops</i>	
Stor havnål	Snake pipefish	<i>Entelurus aequoreus</i>	Syngnathidae
Stor kantnål	Greater pipefish	<i>Syngnathus acus</i>	
Rognkjeks	Lumpfish	<i>Cyclopterus lumpus</i>	Cyclopteridae
Kystringbuk	Montagu's seasnail	<i>Liparis montagui</i>	
Brisling	European sprat	<i>Sprattus sprattus</i>	Clupeidae
Sild	Atlantic herring	<i>Clupea harengus</i>	
Tangstikling	Sea stickleback	<i>Spinachia spinachia</i>	Gasterosteidae
Tangsprell	Rock gunnel	<i>Pholis gunnellus</i>	Pholididae
Piggskate	Thornback ray	<i>Raja clavata</i>	Rajidae
Hvitting	Whiting	<i>Merlangius merlangus</i>	Gadidae
Hyse	Haddock	<i>Melanogrammus aeglefinus</i>	
Lyr	Atlantic pollock	<i>Pollachius pollachius</i>	
Sei	Saithe	<i>Pollachius virens</i>	
Sypike	Poor cod	<i>Trisopterus minutus</i>	
Torsk	Cod	<i>Gadus morhua</i>	
Paddetorsk	Tadpole fish	<i>Raniceps raninus</i>	

Tunge	Common sole	<i>Solea solea</i>	Soleidae
Vanlig ulke	Shorthorn sculpin	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	Cottidae
Dvergulke	Longspined bullhead	<i>Taurulus bubalis</i>	
Slettvar	Brill	<i>Scophthalmus rhombus</i>	Bothidae
Ål	European eel	<i>Anguilla anguilla</i>	Anguillidae
Ålekvabbe	Viviparous eelpout	<i>Zoarces viviparus</i>	Zoarcidae

---

Vedlegg 2 Oversikt over diversitetsindekser (gjennomsnitt  $\pm$  SD) for metode (ruse, stereo-video og teine) og lokasjon (Færder nasjonalpark (FNP), Ytre Hvaler nasjonalpark (YHNP) og Ytre Oslofjord (YOF)).

Lokasjon	Diversitet ( $H$ )	Statistisk likhet ( $J$ )	Artsrikhet
<b>Ruse</b>			
YOF	$0.88 \pm 0.47$	$0.76 \pm 0.33$	$3.1 \pm 1.4$
FNP	$0.91 \pm 0.47$	$0.75 \pm 0.32$	$3.3 \pm 1.6$
YHNP	$0.85 \pm 0.35$	$0.77 \pm 0.35$	$2.8 \pm 1.2$
<b>Stereo-video</b>			
YOF	$1.02 \pm 0.40$	$0.64 \pm 0.20$	$5.4 \pm 2.2$
FNP	$0.92 \pm 0.42$	$0.60 \pm 0.19$	$5.2 \pm 2.0$
YHNP	$1.05 \pm 0.39$	$0.65 \pm 0.21$	$5.5 \pm 2.3$
<b>Teine</b>			
YOF	$0.23 \pm 0.30$	$0.30 \pm 0.40$	$1.4 \pm 0.6$
FNP	$0.24 \pm 0.30$	$0.32 \pm 0.39$	$1.5 \pm 0.7$
YHNP	$0.19 \pm 0.29$	$0.28 \pm 0.43$	$1.3 \pm 0.5$

Vedlegg 3 Artstetthet (gjennomsnitt  $\pm$  SD) per stasjon estimert for ruse, teine og stereo-video.

Art	Vitenskapelig navn	Ruse	Teine	Stereo-video
Femtrådet	<i>Ciliata mustela</i>	1.5 $\pm$ 1.0	1.0 $\pm$ 0.0	
tangbrosme				
Sandflyndre	<i>Limanda limanda</i>	1.0 $\pm$ 0.0	5.1 $\pm$ 5.2	
Skrubbe	<i>Platichthys flesus</i>	1.7 $\pm$ 1.2	2.3 $\pm$ 1.2	
Rødspette	<i>Pleuronectes platessa</i>	1.2 $\pm$ 0.9	1.0 $\pm$ 0.0	
Vanlig fløyfisk	<i>Callionymus lyra</i>	1.3 $\pm$ 0.6		1.5 $\pm$ 0.5
Knurr	<i>Eutrigla gurnardus</i>			1.5 $\pm$ 0.5
Horngjel	<i>Belone belone</i>	1.0 $\pm$ 0.0		
Svartkutling	<i>Gobius niger</i>	1.4 $\pm$ 0.6		3.2 $\pm$ 1.9
Rødflekket kutling	<i>Thorogobius ephippiatus</i>			1.0 $\pm$ 0.0
Berggylt	<i>Labrus bergylta</i>	2.0 $\pm$ 1.8		1.2 $\pm$ 0.5
Bergnebb	<i>Ctenolabrus rupestris</i>	4.7 $\pm$ 6.0	1.0 $\pm$ 0.0	19.0 $\pm$ 15.1
Blåstål	<i>Labrus mixtus</i>	1.0 $\pm$ 0.0		1.9 $\pm$ 1.0
Gressgylt	<i>Centrolabrus exoletus</i>	2.7 $\pm$ 3.5		2.5 $\pm$ 2.0
Grønngylt	<i>Symphodus melops</i>	4.9 $\pm$ 8.2	1.0 $\pm$ 0.0	1.6 $\pm$ 1.3
Stor havnål	<i>Entelurus aequoreus</i>	1.0 $\pm$ 0.0		
Stor kantrnål	<i>Syngnathus acus</i>	1.0 $\pm$ 0.2		
Rognkjeks	<i>Cyclopterus lumpus</i>	1.0 $\pm$ 0.0		
Kystringbuk	<i>Liparis montagui</i>	1.0 $\pm$ 0.0		
Brisling	<i>Sprattus sprattus</i>	1.0 $\pm$ 0.0		
Sild	<i>Clupea harengus</i>	1.0 $\pm$ 0.0		
Tangstikling	<i>Spinachia spinachia</i>	1.3 $\pm$ 0.8		
Tangsprell	<i>Pholis gunnellus</i>	1.1 $\pm$ 1.0		
Piggskate	<i>Raja clavata</i>		1.0 $\pm$ 0.0	
Hvitting	<i>Merlangius merlangus</i>	2.0 $\pm$ 1.4	2.0 $\pm$ 1.0	19.8 $\pm$ 26.5
Hyse	<i>Melanogrammus aeglefinus</i>			1.8 $\pm$ 1.6
Lyr	<i>Pollachius pollachius</i>	1.2 $\pm$ 0.5		1.4 $\pm$ 1.1
Sei	<i>Pollachius virens</i>	1.3 $\pm$ 0.6		10.9 $\pm$ 22.7
Sypike	<i>Trisopterus minutus</i>			2.7 $\pm$ 1.7
Torsk	<i>Gadus morhua</i>	1.6 $\pm$ 1.1	1.1 $\pm$ 0.3	4.4 $\pm$ 5.3
Paddetorsk	<i>Raniceps raninus</i>	1.0 $\pm$ 0.0		
Tunge	<i>Solea solea</i>	1.3 $\pm$ 0.6		



Vanlig ulke	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	1.7 ± 1.4	1.2 ± 0.4	1.7 ± 0.9
Dvergulke	<i>Taurulus bubalis</i>	2.0 ± 1.8		
Slettvar	<i>Scophthalmus rhombus</i>	1.0 ± 0.0		
Ål	<i>Anguilla anguilla</i>	2.2 ± 2.4		1.0 ± 0.0
Ålekvabbe	<i>Zoarces viviparus</i>	1.4 ± 0.8		
Indet. flyndrefamilien				2.2 ± 1.4
Indet. fløyfiskfamilien				1.7 ± 0.5
Indet. kutlingfamilien				1.4 ± 0.8
Indet. leppefiskfamilien				2.6 ± 0.8
Indet. torskefamilien				2.5 ± 2.8
Indet. ulkefamilien				1.0 ± 0.0

---