



PORSANGERFJORDEN 2.0

En mulighetsstudie

Hans Kristian Strand (Havforskningsinstituttet)



Tittel (norsk og engelsk):

Porsangerfjorden 2.0

Porsangerfjorden 2.0

Undertittel (norsk og engelsk):

En mulighetsstudie

Rapportserie:

Rapport fra
Havforskningen
ISSN:1893-4536

År - Nr.:

2019-7

Dato:

15.02.2019

Distribusjon:

Åpen

Program:

Kystøkosystemer

Forfatter(e):

Hans Kristian Strand (Havforskningsinstituttet)

Faggruppe(r):

Økosystemprosesser

Faggruppeleder(e): Mette Mauritzen (Økosystemprosesser)
Godkjent av: Forskningsdirektør(er): Geir Lasse Taranger
Programleder(e): Jan Atle Knutsen

Antall sider:

44

Sammendrag (norsk):

Porsangerfjorden 2.0 er en anvendt mulighetsstudie, som diskuterer årsaker til at arter som torsk og sei har gått kraftig tilbake i fjorden, og notatet løfter også fram mulige tiltak som kan bidra til å få fisken tilbake. I tillegg vurderes utsetting av kunstige strukturer, både som et middel til å bedre overlevelse hos fiskeyngel, og for å bidra med skjellressurser til glede for både kongekrabber og steinbit på matjakt. Det er de store eksemplarene som er mest ettertraktet i fiskeriene. Når disse forsvinner tipper økosystemene noen ganger over i en ny tilstand, som ikke lar seg reversere, selv om presset fra fiskeriene reduseres. Slike endringer kalles regimeskifter, og de nye regimene er ofte stabile over tiår. Bortfall av store eksemplarer i fjordbestander av torsk og sei, kan redusere deres muligheter til igjen å dominere økosystemet fordi a) redusert predasjon fra stor fisk fører til oppblomstring av deres byttedyr, som igjen beiter på egg- og larvestadiene til sine tidligere fiender, b) små eksemplarer av predatorfisker må konkurrere om matressursene med sine tidligere byttedyr, heller enn å spise disse c) små predatorfisker er for små og uerfarne til å kunne fange byttedyr effektivt, og de utnytter derfor heller ikke åte-ressursene i fjorden optimalt og d) små predatorfisker produserer avkom av dårligere kvalitet enn store predatorfisker. I tillegg kommer det at store fisk er «billigere» i drift enn små fisk, fordi de relativt sett har lavere metabolske kostnader. Oppblomstring av små byttedyr, som reker, sild, tobis, og lodde kan også bidra til overbeite på dyreplankton og økte bestander av sel, hvorav sistnevnte kan bidra til å stabilisere det nye regimet ved at de beiter på predatorfiskene, og i tillegg skremmer dem fra å gå inn i områder og utnytte rike byttedyrbestander. Reetablering av tareskog er en nødvendig men kanskje ikke tilstrekkelig betingelse for økt yngeloverlevelse i fjordene. Vanlig ulke kan jakte på yngel fra vegetasjon så vel som fra andre bunnstrukturer. Gråsteinbit er en territoriell art som tidligere var tallrik i fjordene. Kanskje vil sterke gråsteinbitbestander gjøre det vanskeligere for ulker å beite på yngel av sei og torsk i den sårbare bunnslåingsperioden tidlig på høsten i fjordene våre. Økte gråsteinbitbestander kan i så

tilfelle være et element i en gjenoppbyggingsplan, for eksempel for kysttorsk. Også utsetting av kunstige strukturer kan bidra til økt overlevelse hos torsk- og seiyyngel. Etablering av soner med strengt regulert fiske (MPA) har vist seg å gi gode resultater og er internasjonalt en forvaltningsmetode på frammarsj. Det foreslås å etablere to slike soner i Porsangerfjorden, samt en tredje sone der fiskeriene vil fortsette som før. Havforskningsinstituttet vil ta initiativ til prosjekter og tiltak som stimulerer og dokumenterer utviklingen i MPAene.

Sammendrag (engelsk):

Porsangerfjorden 2.0 is a plan for the reestablishment of stocks in previous rich fishing grounds in a north Norwegian fjord. The plan also aims to increase the production of economic important species by facilitating kelp and mussel growth on innovative structures.

Innhold

1	Innledning	5
2	Porsangerfjorden og Østkysten av USA/Canada	8
2.1	Mer om østkysten av USA (Maine) og Canada	8
2.2	Porsangerfjorden de siste hundre årene	9
3	Hvorfor tar ikke fiskeriene seg opp selv etter flere år med liten fiskeriaktivitet?	12
3.1	Tareskog	12
3.2	Predasjon på egg og larver	12
3.3	Ulker og steinbit	14
3.4	Fiskeri	15
3.5	Endring av habitat	15
3.6	Skarv	16
3.7	Sel	16
3.8	Mangel på vandrende storsild	19
3.9	Mangel på stor torsk og stor sei	19
3.10	Mindre energi i retning kommersielle arter	20
4	Marine verneområder (MPA)	22
5	Rev og tareskoger – oaser av liv!	24
5.1	Korallrev	24
5.2	Kunstige rev	24
5.3	Tareskog	25
6	Porsangerfjorden 2.0	26
6.1	Etablering av verneområder (MPA) i Porsangerfjorden	27
6.2	Kongekrabbe og reker	28
6.3	Laks	29
6.4	Aktuelle prosjekter for å følge opp og forsterke effekten av MPA	29
6.5	Mer gyteprodukter fra lokal torsk	29
6.6	Tare/skjellstrukturer for økt yngeloverlevelse	31
6.7	Gjenoppbygging av steinbitbestanden	33
6.8	Bedre forståelse av toppredatorenes rolle i økosystemet	34
7	Referanser	35

Innledning

Mennesket er en dyktig jeger. Og vi har størst appetitt på de store dyrene. Gjennomsnittsstørrelsen av pattedyr sank i Eurasia til det halve, og i Australia og Amerika til en tiendedel av det opprinnelige, parallelt med menneskelinjenes utbredelse. På det afrikanske kontinentet sank gjennomsnittsstørrelsen av pattedyr enda tidligere, fordi det var her menneskelinjen oppstod, før vi og våre slektninger spredte oss til de øvrige kontinentene (Smith et al., 2018). Aldri tidligere i pattedyrenes mer enn 65 millioner lange historie har det vært en så selektiv og rask nedgang i forekomsten av storvokste arter, som den som fant sted i møtet med mennesket.

Mennesket er også en dyktig fisker, men det er først de siste par hundre årene vi virkelig har gjort oss gjeldende i det marine habitatet. Selv om vi påviselig påvirket de kystnære økosystemene så langt tilbake som for 4000 år siden, var det med utviklingen av en industrialisert og mekanisert flåte at de store marine påvirkningene fant sted (Steneck et al., 2004). Og som med pattedyrene var det de store individene vi gikk etter (Shackell et al., 2010), med det resultat at gjennomsnittsstørrelsen kunne synke dramatisk (Bianchi et al., 2000; Jackson, 2001; Olsen et al., 2004; Shin et al., 2005; Greenstreet and Rogers, 2006; Swain et al., 2007; Darimont et al., 2009) (Figur 1).



Figur 1. Stør går opp i elvene for å gyte og er der enkel å fange. Bestandene ble derfor fisket til kollaps tidligere enn bestander av torsk og sei, som tilbringer hele livssyklusen i det marine habitatet. Bildet er tatt på slutten av 1800-tallet ved Colombia River på østkysten av USA, mens fangstene fortsatt var gode. De fleste europeiske bestandene av stør ble utryddet allerede i middelalderen. Bildet er hentet fra Roberts (2010).

Porsangerfjorden var tidligere fiskerik, med gode forekomster av stor sild, torsk, sei, hyse, rødspette og kveite. Fjordfisket ble kraftig redusert fra begynnelsen av 1970-tallet og ble regnet for fullstendig kollapset fra rundt 1980, da det heller ikke lenger var mulig å få tak i den tradisjonsrike store seien om sommeren. Spesielt påfallende har nedgangen i bestanden av lokal fjordtorsk (kysttorsk) vært. Rundt 2010 ble bestanden estimert til å være 4-5 ganger lavere enn på 1980-tallet. Prosjektet EPIGRAPH

(2008-2011) konkluderte at vekst og overlevelse hos den begrensede bestanden av eldre fjordtorsk i dag er god, og betegnet det som et paradoks at det ikke beiter større torsk i de indre deler av Porsangerfjorden, på tross av rike forekomster av reker, ungsild og lodde der. Årsaken til at fjordtorskbestanden er vedvarende lav skyldes ifølge prosjektets sluttrapport sannsynligvis lav overlevelse hos 0-2-års ungfisk.

Havforskningsinstituttets feltstasjon i Finnmark ble åpnet i 2009 av Fiskeri- og kystminister Helga Pedersen (Figur 2). Etableringen kom i stand etter en langvarig prosess, der Porsanger kommune i 2001 tok initiativ til å etablere prosjektet *Porsangerfjorden tilbake til livet*. Prosjektet hadde til hensikt å forstå årsakene til den kraftige reduksjonen av de kommersielle fiskebestandene i fjorden, samt å utvikle nye næringer basert på fjordens ressurser. Den mulige sammenhengen mellom kråkebollenes nedbeiting av tareskogen, og dårlig overlevelse av 0-gruppe sei og torsk i de nordnorske fjordene ble viet særlig oppmerksomhet. Dette var den gang en ny problemstilling. Fiskeriminister Svein Ludvigsen likte initiativet, og bidro med bevilgninger til videre utvikling av prosjektet. Det gjorde også etterfølgende fiskeri- og kystminister Helga Pedersen, som i en pressemelding uttalte: *Foruten den betydning Porsangerfjordprosjektet har i seg selv, ser jeg at prosjektet kan ha stor overføringsverdi for andre kommuner og regioner som står ovenfor tilsvarende utfordringer*. EPIGRAPH-prosjektet kom i forlengelsen av Porsanger-initiativet, som en del av Nordområdesatsingen. Det ble uttrykt store forventninger til at etableringen skulle produsere mye relevant regional marin forskning, både innen kystøkologi og nye marine næringer.



Figur 2. Fiskeri- og kystminister Helga Pedersen åpner i 2009 Havforskningsinstituttets nye stasjon i Finnmark sammen med Hls adm. dir Tore Nepstad.

Initiativet *Porsangerfjorden 2.0* bygger videre på initiativet *Porsangerfjorden tilbake til livet*, og på EPIGRAPH. I tillegg til å diskutere mulige årsaker til lave fiskebestander, og årsaker til at torsk og annen stor fisk ikke lenger beiter i de indre återike delene av fjorden, legger *Porsangerfjorden 2.0* vesentlig vekt på å presentere grunnlaget for en mulig oppbyggingsplan, som har til hensikt på bringe tilbake bestandene av stor sei, torsk, hyse, rødspette og steinbit til fordums nivåer. I tillegg diskuteres den mulige effekten utsetting av kunstige strukturer kan ha på yngeloverlevelse og generelt økt verdiskaping i fjordsystemet.

I forkant av og parallelt med kollapsen i Porsangerfjorden var det et formidabelt fiske fra sildesnurpere langt inne i fjorden, intenst snurrevadfiske, som ifølge fiskerne tømte fjorden for stor torsk og rødspette, og reketråling, som ifølge noen av de som var med gikk ut på å sortere ut like mye yngel og småfisk, som å sikre rekefangsten. Siden den gang er det utviklet nye tråltyper og skillerist for å redusere bifangsten under rekefisket, men reketråling i fjorden er fortsatt et kontroversielt tema. Porsangerfjorden fremstår - med unntak av kongekrabben og rike rekeforekomster i de indre områdene - fortsatt utarmet, spesielt med tanke på tidligere tiders forekomster av stor torsk og sei.

Når det gjelder kongekrabben er det for tiden klondyke-priser og et voldsomt trykk for å sikre fangstknoten. Porsangerfjorden regnes som den fjorden med best kvalitet og høyest forekomst av kongekrabbe, og fiskere kommer både vestfra og langt østfra for å ta kvoten sin i fjorden.

Porsangerfjorden diskuteres spesielt i dette notatet, men problemstillingene som løftes fram er generelle for Nord-Norge. Det betyr at vi kan lære fra prosesser og trender som er dokumentert andre steder, og videre så vil resultatene av diskusjonen forhåpentligvis være anvendbare for andre økosystemer, ikke minst for tallrike nordnorske fjorder. Til forskjell fra historien om de store pattedyrenes skjebne, handler det ikke så mye om at vi har utryddet enkelte arter, men mer om å forstå tilbakekoblingsmekanismer som holder attraktive kommersielle arter på et vedvarende lavt nivå, selv om trykket fra hendelsen som forårsaket nedgangen i første omgang - for eksempel høyt fisketrykk - har blitt redusert. I notatet diskuteres det også hvordan frykt for predatorer kan strukturere livet i et fjordøkosystem.

Gjennomgangen bygger på forskning fra andre områder, tradisjonskunnskap fra fjorden, og ikke minst det forsknings- og utviklingsarbeidet Havforskningsinstituttet og andre institusjoner har gjennomført i fjordsystemet.

Rapporten gir en statusvurdering av fjordøkosystemet, som verken er fullstendig eller uttømmende. Andre kan komme til andre konklusjoner. Forslaget om å opprette MPA-soner og gjennomføre de foreslåtte tiltakene gir heller ingen garanti for at fiskeriene og produksjonen tar seg opp som ønsket. Havforskningsinstituttet vil ta initiativ til forskningsprosjekter og tiltak med følgeforskning, men vil være avhengig av finansiering for å kunne gjennomføre alle disse i sin helhet. Instituttet har imidlertid et langsiktig perspektiv på sin tilstedeværelse i Finnmark, og fjord- og kystforskning er også innenfor instituttets strategiske satsningsområder, slik at oppfølging av relevante initiativer vil gis høy prioritet.

Dette notatet er en invitasjon til å starte på nytt diskusjonen om hva vi ønsker å bruke de nordnorske fjordene til. Dette er det ikke først og fremst forskere som skal avgjøre. Diskusjonen som skal avklare de endelige målene med en forvaltningsplan må gå bredt ut, og inkluderer forvaltning, fiskere, lokalsamfunn og andre aktører (DePiper et al., 2017). På den måten kan det skapes eierskap og motivasjon og de beste forutsetninger for å holde stødig kurs mot de målene man setter seg.

Porsangerfjorden og Østkysten av USA/Canada

Om Porsangerfjorden og andre nordnorske fjorder sies det ofte at de tidligere var fiskerike, men at de i dag er fisketomme. At det i dag er lite fisk i fjordene er enkelt å bekrefte, men hva som ligger i tidligere fiskerike er det vanskeligere å slå fast med sikkerhet, ettersom vi ikke har fangstdata fra mer enn de siste tiårene. Men kanskje kan studier av liknende økosystemer utenfor østkysten av USA og Canada komme oss til unnsetning. Der har man gjennom arkeologiske utgravninger, studier av historiske nedtegnelser og moderne fiskeristatistikk rekonstruert bestander og økosystemer fra nesten 4000 år tilbake og fram til i dag (Steneck et al., 2004). Artene som dominerer er gjenkjennelige for oss nordboere; torsk, sei, hyse, flyndre og steinbit, og viktige økosystembegivenheter, som masseblomstring av kråkeboller og påfølgende tareskogkollaps likeså: Fase 1 består begge steder historisk sett av rike fiskerier, men stadig økende mekanisert og industrielt fiskepress fører utover 1930-tallet til kollaps i de kystnære økosystemene. Fase 2 startet rundt 1970 og kjennetegnes av nedbeitet tareskog, og kråkeboller som dominerer på bunnen. Fase 3 startet rundt 1995 på østkysten, og ble dominert av krabber, sel, ny tareskog, men fortsatt liten framgang i bestandene til torsk, sei, steinbit og flyndre. I løpet av fase 2 må det ha etablert seg tilbakekoblingsmekanismer, som hindret gjenvekst i disse bestandene, selv om fiskepresset ble redusert kraftig.

2.1 – Mer om østkysten av USA (Maine) og Canada

De arkeologiske utgravningene og historiske nedtegnelser viste at fra 4000 år siden og fram til omtrent 1940 var torsk, hyse, sei, brosme, gråsteinbit, kveite og flyndre dominerende i de kystnære områdene. Kråkeboller og krabber var sjeldne, fordi beitepresset fra de tallrike fiskebestandene var så stort. Tareskogen dominerte hardbunnområdene fra omtrent 20 meters dyp og opp til lavvannsmerket. De arkeologiske utgravningene viste at mennesker påvirket forekomsten av store predatorer negativt allerede for flere tusen år siden, et trykk som økte med ankomsten av europeiske kolonister fra 1600-tallet og utover. Men med utvikling av trål og fryseteknologi fikk fiskeriene voldsomt økt muskelpotensial og rekkevidde, og fiskeriene kollapset, først i de kystnære områdene på 1930-tallet og deretter på bankene på 1990-tallet. Den gjennomsnittlige torskestørrelsen i fangstene raste i samme periode fra 1 meter til rundt 30 cm (Jackson et al., 2001). De siste store torskene med vekt over 90 kilo ble fanget på slutten av 1800-tallet (Bigelow et al., 2002), og har siden ikke vært observert i noen torskefiskerier.

Neste klart definerte fase varte fra 1970 til 1990. Fra 60-tallet framstår kystsonen som et lappeteppes av nedbeitet og vegeterte bunnområder, men fra 1970 er tareskogen helt forsvunnet, beitet ned av glupske kråkebollefronter, som beveger seg med en hastighet på 4 meter i måneden. Bunnen bak kråkebollene framstår som en uproduktiv steinørken (Chapman, 1981). Torsk, hyse, sei, kveite, brosme og gråsteinbit var i denne fasen sjeldne, mens det fortsatt fantes noe flyndre. Krabbearter er på vei opp, og på grunn av det lave predatorpresset har også amerikansk hummer gått fra å være en sjelden til en tallrik art i de kystnære strøkene.

Den tredje fasen starter fra 1995. Tareskogen er nå på full fart tilbake, fordi kråkebollene inneholder verdifull rogn og fiskes til bestandskollaps i løpet av noen få år. Der kråkebollene forsvant kom

tareskogen tilbake i løpet av 1-3 år (McNaught, 1999), men med unntak av noe sei kom de store fiskeartene likevel ikke tilbake. Hummerforekomstene har vært gode og krabbene så tallrike at de betegnes som den nye toppredatoren på bunnen i kystsonen (Leland, 2002). Også bestanden av havert økte til å være vanlig forekommende i fase tre.

2.2 - Porsangerfjorden de siste hundre årene

Likheten med Porsangerfjorden er således iøynefallende. Sommerfisket etter stor sei var historisk sett stort og viktig i Porsangerfjorden. Fisket etter torsk var også godt, fjorden ble regnet som flyndrerik, og med enkle nøter og garn, som om vinteren ble satt gjennom råker i isen, ble det fanget opp mot flere hundre tonn sild i året (Hanssen, 1986). Fram til 1917 var russerne gjennom det som betegnes som Pomorhandelen, største avtaker for spesielt seien. I bytte fikk Porsangerværingene mel. Fisken ble levert fersk til skipene eller hengt på hjell fram til oppkjøp, og den kunne variere i kvalitet på grunn av markgang og surning. Båtene (ofte åtringer og nordlandsbåter), var små og med liten rekkevidde. Russiske oppkjøpsbåter og landingssteder for fisk var derfor lokalisert flere steder langs begge sider av fjorden. Ett slikt sted var Ytre Kjerringvik på østsiden av fjorden (Figur 3), som ligger mindre enn 1 km sør for Havforskningsinstituttets feltstasjon. Legg merke til størrelsen på seien. Fisken var gjennomgående stor, og eksemplarer mellom 5 og 10 kg var vanlige. I følge lokale fiskere ble sommerfisket etter sei stadig dårligere utover 1970-tallet, og dette fisket, samt fisket etter torsk og rødspette kollapset fra 1974 (Lund, 1988).



Figur 3. Sommerfiske etter sei ved Ytre Kjerringvik i Porsanger rundt begynnelsen av 1900-tallet. Mye stor sei ble tatt i dette fiskeriet og fisket var årvisst fram til rundt 1980. Det ble også fisket mye stor sild høst og vinter. Bildet hentet fra Hanssen (1986)

I dag, mer enn 40 år etter kollapsen, får man fortsatt sjelden sei større enn ca. 1/2 kg i det samme området som fiskerne tidligere forutsigbart hentet storsei fra. Tilsvarende reduksjon i fiskestørrelsen er typisk for intensivt utnyttede fiskerier andre steder (Figur 4).



Figur 4. Eksempel på tidligere tiders forekomst av storfisk hentet fra Aberdeen fiskemarked på Scotlands nordsjøside på begynnelsen av 1900-tallet. Som i Porsangerfjorden ble det typisk landet mye større individer enn i dag. Bildet er hentet fra Roberts (2010).

Som observert utenfor den amerikanske østkysten, tok også det mekaniserte industrielle fisket seg opp på Finnmarkskysten utover 1900-tallet, og i 1907 dukket de første, hovedsakelig tyske og britiske, trålerne opp (Petterson, 1994). Antallet økte raskt til flere hundre trålere som passerte Honningsvåg per måned, og konflikten med lokale fiskere økte i omfang etter hvert som disse opplevde både brukstap og nedgang i fiskeriene. Også fra Porsangerfjorden ble det klaget på trålfiske inne i fjordene, men at slik tråling fant sted ble avvist av myndighetene, som mente forholdene for tråling var best rundt Magerøya og andre deler av Finnmarkskysten. Uansett omfang av trålfisket inne i fjorden, merket de lokale fiskerne effekten av økt rekkevidde på båter fra Honningsvåg, som på grunn av motorkraften kunne fiske på flyndrefelter innover i Porsangerfjorden. I 1931 ble det foreslått forbud mot snurrevadfiske etter flyndre fra 15. mars til 15. juni (Petterson, 1994). Omfattende reketråling uten skillerist foregikk i Porsangerfjorden fram til 1975, og snurrevadfisket ble ikke forbudt før i 1989. Men også sildefisket var i en periode formidabelt. Da de enorme fiskeriene etter norsk vårgytende sild kollapset på 1960-tallet, gikk mange sildesnurpere inn i de nordnorske fjordene og fortsette fisket der et par år, før også dette

fisket ble stengt. Porsangerværingene som husker tilbake til sildefiskeriene, minnes en fjord opplyst som en liten landsby, når tette konsentrasjoner av sildesnorpere gjorde sine kast i høstmørket. Fangst av mye småsild fikk en lokal fisker i Tanafjorden til å beskrive begivenheten som ↔...det største griseriet som har funnet sted i norsk fiskeri (Eythórsson, 2010). I følge de lokale fiskerne rakk snurrevadbåtene også å tømme fjordene for de største torskene før fiskeriene ble stengt (Lund, 1988).

Som utenfor østkysten av USA kollapset tareskogen også i Porsangerfjorden (Sivertsen, 1997), men siden det aldri lyktes å etablere et kommersielt fiske etter kråkeboller langs norskekysten, måtte vi vente på at kongekrabber i nord og taskekrabber i sør skulle gå løs på kråkebollebestanden, før tareskogen grodde fram igjen. Derfor ligger sannsynligvis fase 3 i Finnmarksfjorden 15-20 år bak kyststaten Maine i utvikling. I dag dominerer krabber og tareskog store områder langs Finnmarkskysten, som utenfor østkysten av USA. Verken der eller her meldes det så langt om bedring i fjordfisket etter torsk, sei, hyse, rødspette eller steinbit. Kongekrabben er imidlertid så ettertraktet av fiskere, at lokal utfisking enkelte steder på ny har ført til oppblomstring av kråkeboller og nedbeiting av tareskog.

Hvorfor tar ikke fiskeriene seg opp selv etter flere år med liten fiskeriaktivitet?

At sei- og torskebestandene ikke tar seg opp i Porsangerfjorden, selv etter ti-år med svært begrenset fiske, kan skyldes mange forhold. Da de kolossale torskeforekomstene på Grand Banks utenfor østkysten av Canada kollapset på slutten av 1980-tallet, ble det innført totalt fiskeforbud i 1992. Fordi én enkelt torsk kan gyte hundretusenvise av egg, regnet både forskere og forvaltning med at fiskeriene skulle være tilbake i løpet av mindre enn 10 år. Nedadgående torskebestander hadde alltid tidligere respondert positivt på lavere fiskekvoter (Frank et al., 2005). Men ikke denne gangen. Ti, tjue og tretti år passerte uten bedring. Hvorfor? Detaljene strides man fortsatt om, men det som er klart er at det må ha etablert seg tilbakekoblingsmekanismer, som gjør at bestanden ikke kan reise seg igjen, selv om man reduserer eller fjerner fiskepresset som forårsaket kollapsen i utgangspunktet.

3.1 – Tareskog

Som nevnt innledningsvis ble den mulige sammenhengen mellom dårlig rekruttering til de nordnorske kysttorskbestandene og nedbeiting av tareskogen først løftet fram i prosjektet *Porsangerfjorden tilbake til livet*, som ble initiert av Porsanger kommune. I akvarieforsøk er det vist at torskeyngel foretrekker å gjemme seg i vegetasjon når det er større rovfisk tilstede, samt at sjansen for å bli spist øker betydelig om skjulesteder (vegetasjon) mangler (Gjøsæter, 1987). Også undersøkelser utenfor kysten av Newfoundland indikerte at tareskog er viktig som oppvekstområde for torskeyngel; på kråkebolledominerte nedbeitede områder observerte forskere færre enn 2 torskeyngel per minutt, mens de i områder med reetablert tareskog registrerte mer enn 60 torskeyngel i et tilsvarende tidsrom (Keats et al., 1987). Hypotesen om en sammenheng mellom vegetasjon og mengde yngel støttes også av nyere forskning gjennomført i Porsanger- og Ullsfjorden (Michaelsen, 2012). Gjenvekst i tareskog har imidlertid ikke ført til gjenvekst i de kystnære bestandene av torsk utenfor kysten av Maine (Steneck et al., 2004). Selv om det siden 1980 har vært gjenvekst av tareskog i deler av de kråkebollebeitede områdene langs kysten av Nord-Norge (Norderhaug and Christie, 2009), har det tilsynelatende ikke fulgt oppsving i rekruttering til kysttorskbestanden i gjenvekstens kjølvann. Så kanskje er vegetasjon en nødvendig, men ikke tilstrekkelig faktor for å sikre høy overlevelse i kysttorskens tidligste livsstadier.

3.2 – Predasjon på egg og larver

Da torsken forsvant fra de boreale og tempererte delene av de canadiske bankene, økte biomassen av de pelagiske byttedyrene lodde (*Mallotus villosus*), tobis (*Ammodytes* sp.) og reker (*Pandalus* sp.), og den økte filtreringskapasiteten disse artene representerer når biomassen øker, bidro muligens til å beite ned egg og larver hos torsk, slik at sistnevnte ikke produserte nok rekrutter, tross fiskeforbud (Steneck, 2012; Collie et al., 2013). Fra Nordsjøen og Østersjøen er det vist at filterspisere som ungsild og brisling kan konsumere betydelige mengder egg og larver fra torsk og rødspette (Daan et al., 1985; Koster and Mollmann, 2000; Segers et al., 2007). Det er også foreslått at økte sildeforekomster, som følge av reduserte torskebestander, i Nordsjøen beiter på torskeegg og -larver, og i tillegg torskelarvenes

foretrukne byttedyr raudåte, i en slik grad at det hindrer gjenoppbygging av torskebestanden (Fauchald, 2010). Ironisk nok kan altså torskens foretrukne byttedyr holde sin viktigste predator i sjakk ved å spise opp avkommet dens, og redusere tilgangen på mat for de som overlever. I tillegg bidro veksten i pelagiske bestander til vekst i selbestanden, som også kunne bidra til å hindre den kollapsede torskebestanden i å reise seg igjen (Frank et al., 2005). Tilsvarende finner vi i de indre deler av Porsangerfjorden i dag rike rekeforekomster, og betydelige mengder overvintrende ungsild og lodde (Ramasco et al., 2017; Pedersen et al., 2018). Også tobis er vanlig forekommende i Porsangerfjorden, og representerer det viktigste byttedyret hos småsei opp til 34 cm fanget i grunne områder om høsten (Figur 5). Mens under 1 % av seien i våre undersøkelser hadde spist torsk- eller sei yngel, viste en undersøkelse av småsei fra kysten av Troms et betydelig inntak av torskeyngel (Aas, 2007).



Figur 5. Tobis er det vanligst forekommende byttedyret hos småsei fanget i Porsangerfjorden om høsten. I snitt hadde rundt 33 % av seien tobis i magen i 2014 og 2015, gjerne mellom 5 og 10 eksemplarer. Egne upubliserte data.

3.3 - Ulker og steinbit



Figur 6. Øverst: Tråltrekk fra Scotian Shelf utenfor østkysten av Canada. Det er minst seks ulker i fangsten. Bildet hentet fra (Fisher et al., 2010). Nederst: Torskeyngel dissekert ut av en ulkimage fra Porsangerfjorden. Er ulka en undervurdert yngelpredator?

Ulker økte i antall da de store fiskepredatorene forsvant utenfor den amerikanske østkysten (Malpass, 1992), og i Porsangerfjorden har vi indikasjoner på at ulken ikke bare er tallrik, men at den også er den viktigste predatoren på nyslått yngel av torsk og sei i fjordene. Basert på merke/gjenfangstforsøk, garnfangster, strandnottrekk og laboratoriestudier av fordøyelseshastighet, har vi i et manuskript under utarbeidelse anslått ulkebestanden i Porsangerfjorden til i ca. 3 millioner individer, og at disse konsumerer rundt 40 % av en bestand på 5-20 millioner 0-gruppe sei/torsk i løpet av og rett etter den sårbare bunnslåingsperioden om høsten (Strand et al., 2018b)(Figur 6). Manuskriptet er så langt ikke fagfellevurdert og konklusjonene må derfor betraktes som foreløpige. Parallelt med et mulig oppsving i

ulkebestanden opplevde fjordene kollaps i bestandene av gråsteinbit. Fortsatt er bestandene av gråsteinbit i fjordene så lave at de kan betegnes som funksjonelt utryddet. Økte forekomster av ulke, eller ulker som i ikke lenger er truet av en territoriell og aggressiv art som gråsteinbit, kan teoretisk bidra til å hindre gjenvekst av torsk og sei (Strand et al., 2018a), selv om tilbakekomst av tareskog og annen vegetasjon skulle forventes å kunne bidra til økt yngeloverlevelse (Fredriksen, 2003; Norderhaug et al., 2005; Christie et al., 2009). Gråsteinbitbestandene kollapset utenfor østkysten av USA, så vel som i Porsangerfjorden og de andre nordnorske fjordene. Oppbygging av gråsteinbit til fordums nivåer vil tilføre økosystemet en ikke-fiskespisende, territoriell art, som kan påvirke ulkebestanden sin evne til å gjennomføre yngelangrep. Sel spiser mye ulke (Ramasco, 2015), og en midlertidig reduksjon i ulkebestanden kan også ha bidratt til redusert yngelpredasjon på kysttorsk. Om ulken kom raskt tilbake etter selinvasjonen kan den imidlertid ha bidratt til å hindre gråsteinbit i å reetablere seg. Gråsteinbit har yngler som i sitt første leveår bunnsår og gjemmer seg i steinete gruntvannsområder (Mcruer et al., 2000). Våre undersøkelser viser at ulke er en effektiv predator på tangsprell, som lever under tilsvarende forhold som steinbityngel (Strand et al., 2018b). Fra nordvest-Atlanteren er det kjent at ulkearten *Myoxocephalus octodecemspinosus* beiter på steinbityngel (Simon et al., 2011). Fra akvarieforsøk vet vi også at stor steinbit vil jage ulke (Strand et al., 2018a), men dersom ulker hindrer steinbit i å reetablere seg ved å spise opp yngelen, vil denne effekten ta lang tid å etablere, ettersom stor steinbit da må vandre inn fra andre steder, i stedet for å kunne erobre nytt land i den mer tallrike yngelfasen.

Vi kan stå ovenfor en tilsvarende paradoksall tilbakekoblingsmekanisme mellom steinbit og ulke, som den vi ovenfor luftet muligheten for mellom torsk og dens foretrukne pelagiske byttedyr lodde, sild, tobis og reker, ved at ulkene gjør et betydelig innhugg i steinbitens avkom, og dermed sikrer sin egen dominans i systemet.

3.4 – Fiskeri

I sin analyse av 230 kollapsede bestander trekker Hutchings and Reynolds (2004) fram videre fiskeri som den viktigste årsaken til at kollapsede fiskebestander ikke tar seg opp igjen. Forfatterne advarer spesielt mot å tro at et *begrenset fiske* på en kollapset bestand som viser tegn til bedring, er harmløst. For de kollapsede kysttorskpopulasjonene nord for 62. breddegrad settes det årlig en kvote på ca. 20 000 tonn. Ikke fordi det regnes som et bærekraftig uttak, men fordi det er umulig å unngå at det tas kysttorsk som bifangst under fiske etter skrei, hyse og andre arter. Om åpningen for snurrevadfiske i fjordene fra 1. januar 2018 fører til at en større andel av torskekvote tas i form av kysttorsk, vil også det føre til at fiskepresset øker. Det lukrative fisket etter kongekrabbe langs kysten av Finnmark har ført til rekruttering av små båter i fjordene, og med det et kvalifiseringskrav på fiske etter andre arter for å oppnå fulle krabberettigheter. Disse båtene er ofte for små til å kunne fiske i de værharde områdene på kysten, og kan føre til at presset på fjordbestandene av torsk øker ytterligere, spesielt siden kvalifiseringskravet for full krabbekvote har økt fra 100 000,- til 200 000,- kroner.

3.5 – Endring av habitat

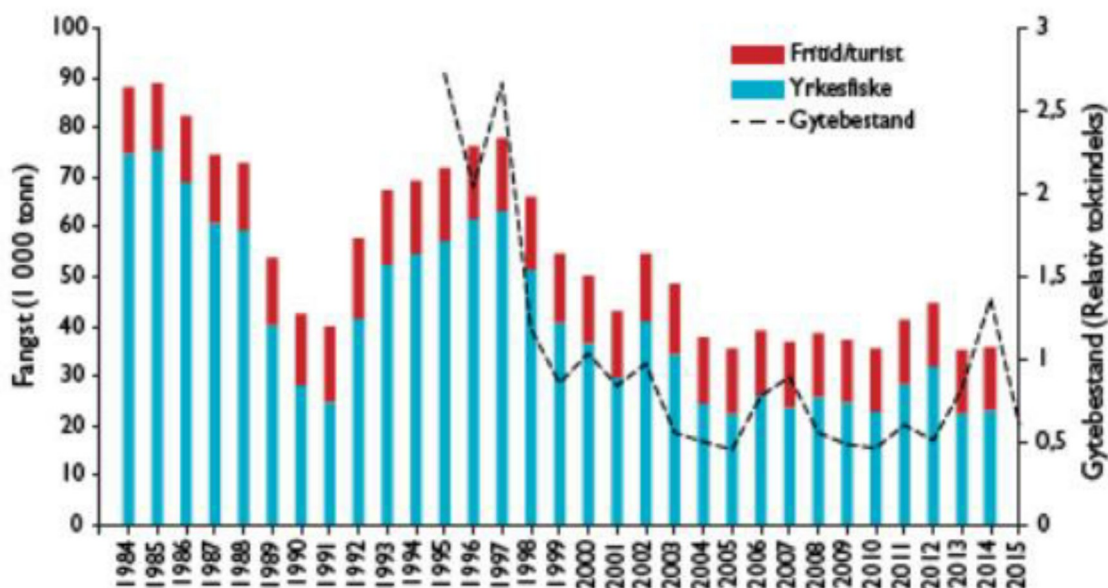
Bunnlevende fisk kan få kvaliteten på leveområdet redusert av tråling og trekking av sleder langs bunnen (Jennings and Kaiser, 1998; Watling and Norse, 1998; Collie et al., 2000). Om fysiske strukturer i form av planter, skjulesteder og koraller er viktig for overlevelsen til bunnlevende arter som torsk, vil man forvente at disse reagerer mer negativt på trålingen sin habitatødeleggende effekt enn pelagiske arter (Hutchings and Reynolds, 2004). Det er på ny åpnet for snurrevadfiske i fjordene fra 2018, reketråling i flere nordnorske fjorder, og det er også foreslått å åpne Porsangerfjorden og Tanafjorden for reketråling med det første. Disse aktivitetene vil påvirke fiskemønster og bunnhabitatet utover dagens påvirkning.

3.6 – Skarv

Storskarv spiser nesten utelukkende småfisk, som torsk- og sei yngel, samt tobis, og det høye konsumet har blitt foreslått som en mulig årsak til manglende gjenvekst i kysttorsk og sei-bestandene (Barrett et al., 1990). Om det anslås en mengde på ca. 800 voksne individer i Porsangerfjorden spiser 100 kg fisk hver i året, samt at 40 % av fisken som spises enten er torsk eller sei med snittvekt 150 gram, vil skarvebestanden konsumere nesten 200 tusen yngel.

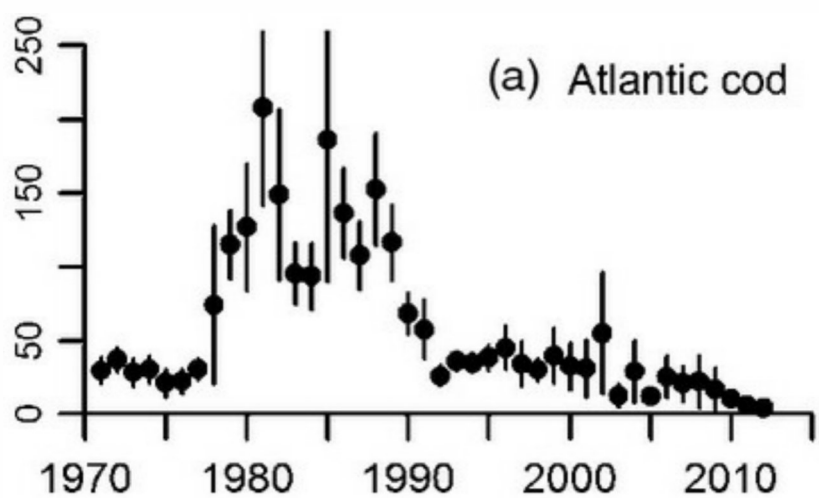
3.7 – Sel

Økning av mengden pelagiske filterspisere i canadiske farvann førte til en eksplosiv utvikling i havertbestanden, som har disse byttedyrene som favorittmat. Den store mengden sel kan igjen bidra til å holde torskebestanden nede (Chouinard et al., 2005). Haverten foretrekker småfisk og antas derfor først og fremst å være en trussel mot småtorsk og småsei (Chouinard et al., 2005; Gallon et al., 2017), men det er også vist at de kan beite på overvintrende bestander av større torsk (Hammill et al., 2014). Begynnende i 1978 og med toppe i 1986-1988 ble kysten av Nord-Norge årlig invadert av det som på høyden må ha vært mer enn 100 000 sultne grønlandsseler, ettersom det er estimert at opptil 100 000 individer druknet i fiskegarn i 1987 (Nilssen et al., 1998). Mageprøver fra en ny invasjonstopp i 1994 viste at selene hovedsakelig livnærte seg på sei, hyse og torsk. Kanskje var også steinbit et viktig byttedyr for selen på 1980-tallet, men forekomstene så lave i at de ikke lenger dukket opp i mageanalysene, som ble utført først i 1994. En fisker som har fulgt fiskeriene i Tanafjorden beskriver et målrettet linefiske etter steinbit om våren i etterkrigsårene, men slår også fast (s 56): *Steinbiten forsvant under kobbearene*. (Persen et al., 2011). Det er også mulig at den første store invasjonen av grønlandssel i fjordene i 1986 bidro til å gi en kortvarig oppgang i kysttorskbestanden på 1990-tallet, fordi torsken dette året rakk å gyte før selen kom inn og spiste og jaget ut viktige yngelpredatorer som torsk og sei (Figur 7) (Berg and Pedersen, 2001).



Figur 7. Kysttorskbestanden nord for 62. breddegrad fikk et kortvarig oppsving på begynnelsen av 1990-tallet, muligens forårsaket av invaderende grønlandssel. Figur hentet fra Havforskningsrapporten 2018 (www.hi.no).

Torskebestanden i Gulf of St. Lawrence, som ligger mellom Newfoundland og det canadiske fastlandet, utvikler seg påfallende likt med den norske kysttorskbestanden (Figur 8). Den norske fiskeristatistikken har, i motsetning til den canadiske, ikke fanget opp kollapsen i bestanden på 1970-tallet, men på begge sider av Atlanteren fant det sted en eksepsjonelt god rekruttering av torsk hhv på slutten av 1970- og midten av 1980-tallet, som begge steder førte til et kortvarig oppsving i fiskeriene, før de på nytt klappet sammen utover 1990-tallet.



Figur 8. De kystnære torskebestandene utvikler seg svært likt på begge sider av Atlanterhavet. Merk at den norske fiskeristatistikken starter i 1984 (Figur 7), mens den canadiske starter i 1970. Figur for canadiske fiskerier hentet fra Swain et al. (2015).

Invasjonene fra grønlandssel var massive, men ikke permanente, og de siste to tiårene har observasjonene av denne arten i fjorden vært langt lavere. Porsangerfjorden har således ikke opplevd en så massiv vedvarende økning i selbestanden, som det canadierne gjorde i sine farvann. Likevel er det sannsynligvis snakk om en betydelig økning i forhold til perioden fra 1800- til et stykke opp på 1900-tallet, mens fjorden ennå var fiskerik. Det handler dog ikke om grønlandssel i denne omgang, men først og fremst om kystselbestandene steinkobbe og i noen grad også havert. I perioden etter Den 2.verdenskrig var det ingen stedegen kystselbestand i Porsangerfjorden (Øynes, 1964). Årsaken var sannsynligvis at selen tidligere ble betraktet som en viktig matressurs, som man *sprang kommagan av seg* for å få has på, om det dukket opp et eksemplar innen synsvidde. I dag holder det til omkring 200 steinkobber i de indre deler av fjorden (Ramasco, 2015), og bestanden beskrives som *liten* (Ramasco et al., 2017). Om man antar at 200 steinkobber spiser 2 kg fisk hver daglig (Berg et al., 2002), konsumerer porsangerfjordbestanden nesten 150 tonn i løpet av et år. Det er bare omtrent en fjerdedel av hva Porsangerfjordens fiskere årlig fisket opp på 1930-tallet (Pettersen, 1994), og det er derfor usannsynlig at en selbestand i denne størrelsesorden kan føre til kollaps i fiskebestandene. Hos bestander som allerede ligger nede, slik for eksempel den lokale torskestammen i Porsanger gjør, stiller saken seg noe annerledes. Om 20 % av selens konsum er 1-gruppe torsk eller sei med individvekt på 150 gram, tilsvarer det nesten 200 000 individer i løpet av et år. Selv om ikke sel, verken i Canada eller i de nordnorske fjordene, var årsak til kollapsen i kysttorskbestandene, kan de således likevel være en viktig komponent blant de tilbakekoblingsmekanismene som hindrer gjenoppbygging av en kollapset bestand (McLaren et al., 2001). De indre delene av fjorden var tidligere åsted for fiske etter stor sild (Hanssen, 1986), og i shetlandske farvann er det vist at steinkobbe også beiter på gytesild når denne er tilgjengelig (Brown and Pierce, 1998).

Predatorer kan påvirke byttedyrbestander selv om de ikke beiter på dem. Da ulv ble reintrodusert til Yellowstone nasjonalpark etter 70 års fravær, kom ikke den største effekten som et resultat av antall kilo hjortekjøtt ulvene konsumerte, men snarere den atferdsendringen de induserte hos hjorten. Hjorten trakk seg ut av dalsøkk og andre områder hvor de risikerte å bli låst inne i en felle av jaktende ulv (Ripple and Beschta, 2012). Fra det marine miljø er det vist at lyden fra delfiner øker stressnivået hos fisk (Remage-Healey et al., 2006). Tigerhaier forårsaker kraftig endring i utbredelsen til sine foretrukne byttedyr (Wirsing et al., 2008). Utenfor kysten av Canada viser studier at havert beiter på overvintrende bestander av torsk (Hammill et al., 2014), og også at sel kan skremme torsk flere kilometer vekk fra der de normalt jakter (Swain et al., 2015). Sistnevnte er et resultat som samstemmer godt med Finnmarksfiskernes observasjon av at fisken forsvinner fra feltene straks selen (havert og steinkobbe) dukker opp i fjordene (Lund, 1988).

De indre reke-, silde-, og lodderike delene av Porsangerfjorden er i hovedsak grunnere enn 100 meter, og derfor godt innenfor dykkedyp for steinkobber på matjakt (Ramasco, 2015). Fisk kan derfor ikke vertikalvandre seg ut av predatorsonen. Fiskeatferd som skal beskytte mot selpredasjon, må føre til forflytning ut av den indre del av fjorden. Om så skjer, vil det ha paralleller til predatorunngåelse hos landlevende dyr. I tillegg til predasjon på et sannsynligvis betydelig antall ungtorsk og sei, er det derfor rimelig å anta at en bestand på 200 steinkobber kan bidra til å skremme større eksemplarer av sild, sei og torsk fra å gå inn i de indre delene for gyting eller beiting. I EPIGRAPHS sluttrapport betegnes det som et paradoks at stor torsk ikke utnytter de rike åteforekomstene i de indre deler av Porsangerfjorden.

Antall kystsel varierer, og i flere fjorder finnes det ikke kjente kolonier av kystsel. Samtidig regnes rekrutteringen til kysttorskbestanden som jevnt over dårlig. Det er derfor åpenbart også andre mulige årsaker til manglende gjenoppbygging.

3.8 – Mangel på vandrende storsild

De seneste årene har stor sild flyttet seg nordover langs kysten av Troms og Finnmark, og med silda følger også et godt fiske etter torsk og til dels storsei. Fiskeriene i Skjervøy (Nord-Troms) har for eksempel ligget nede i mange år, men med innsig av sild på vinteren de seneste årene, har det fulgt et svært godt torskefiskeri i kjølvannet. Også på Senja og andre steder langs kysten venter man om vintrene på at silda skal komme inn i fjordene, sånn at fisket etter torsk og sei kan starte for alvor.

Nå ser det ut til at silda trekker ytterligere lengre nord, og torskefiskeriene utenfor Skjervøy har dabbet av igjen. Om det er sel eller andre årsaker til at bestanden av stor sild ikke tar seg opp igjen innover i Porsangerfjorden, tross fravær av sildefiske i mer enn 40 år, vites ikke. Kanskje utryddet det intense sildefiske på 1960-tallet en lokal sildestamme, slik at det i dag hovedsakelig er overvintrende ungsild fra Barentshavet som utnytter de indre fjordområdene. Fra Tanafjorden beretter en fisker (s 50): ⇌ Austertana var det en stor lokal stamme. Den silda kunne visst bli vanvittig stor, jeg tror de var opptil et halvt kilo de største eksemplarene. Men der ble det jo også fiska og ført til fabrikk. (Persen et al., 2011). Når stor sild slutter å vandre i fjorden, kan kysttorsk, skrei og storsei blir værende ute i fjordåpningen, snarere enn å følge etter silda inn i fjordbunnen.

3.9 – Mangel på stor torsk og stor sei

Grunnlaget for produksjon av fisk er mikroskopiske planteplanktonarter. Når det næringsrike kalde vannet møter vårsola, eksploderer produksjonen og omdanner fjordene til en delikat, næringsrik suppe, som igjen utnyttes av dyreplankton, så små at de knapt er synlige med det blotte øye. I neste fase kommer imidlertid de kjente størrelsene inn; reker, sild, lodde, tobis (sil), makrell, småsei og en rekke andre arter som har dyreplankton som sin viktigste matkilde. Noen arter, som krill, spiser både planteplankton og dyreplankton. Store torsker og stor sei lever i stor grad av sild, lodde, tobis, reker og krill. Byttedyrene gjør på sin side sitt beste for å unngå å bli spist, og ikke overraskende er det de største predatorindividene som er flinkest til å fange byttedyr (Cohen et al., 1993; Scharf et al., 2000). Stor fisk utnytter også maten de spiser til vekst bedre enn små fisk (Brown et al., 2004). Generelt reduseres de metabolske kostnadene med økende størrelse slik at det bare er behov for 75 % av energien per vektenhet per dobling av kroppsmassen (West et al., 1997, 1999). I sum betyr dette at i et økosystem hvor de store individene er fjernet, vil bare deler av byttedyrbiomassen bli utnyttet, og den delen som blir spist vil i tillegg bli dårligere utnyttet til vekst. I tråd med resonnementet viser en analyse fra vest-Atlanteren at fiskeriindusert reduksjon i kroppsstørrelse, var en viktig årsak til at økosystemet produserte mindre mengder av arter som torsk og hyse (Shackell et al., 2010). Den dokumenterte nedgangen i gjennomsnittlig predatorstørrelse i de tempererte deler av Barentshavet har ført til at predator og byttedyr, som tidligere utgjorde ulike funksjonelle økologiske grupper, i større grad

konkurrerer om de samme byttedyrressursene (Fisher et al., 2010). Reduserte fiskebestander vil i seg selv føre til mindre mengder gyteprodukter fra den aktuelle arten, men en tilleggseffekt ved å fiske ut de store og erfarne individene kan være redusert egg- og larvekvalitet (Trippel et al., 1997; Berkeley et al., 2004; Birkeland and Dayton, 2005) og mindre effektiv gytestrategi for bestanden, for eksempel ved at gytesesongen forkortes (Scott et al., 2006). Barneche et al. (2018) hevder store hunnfisker gyter relativt sett flere egg og investerer større mengder energi i gyteprodukter, enn små hunner, og derfor bidrar uforholdsmessig mye til oppbygging av bestandene. Utfisking av stor torsk og stor sei var hovedgrunnen til at prosjektet *Porsangerfjorden tilbake til livet* ble etablert. Tiltak som har til hensikt å bygge opp disse bestandene til fordums nivåer må sørge for at en tilstrekkelig mengde store individer overlever, slik at byttedyrbestandene i fjorden blir bedre utnyttet enn i dag.

3.10 - Mindre energi i retning kommersielle arter

Bestandene av stor torsk og sei fiskes altså til kollaps rundt 1970. I kjølvannet av kollapsen økte forekomsten av byttedyrarter som spiser dyreplankton, som reke, lodde og ungsild. Oppblomstring av reker, lodde og ungsild førte sannsynligvis til økt beitepress på dyreplankton, og dermed til at en større andel av planteplanktonet sedimenterte ut av vannsøylen.

På grunn av nedfiskede fiskebestander blomstret også kråkebollene utover 1970-tallet, og beitet ned tareskog og annen vegetasjon, ikke minst inne i fjordene. Dette ga ytterligere kraft til planteplanktonveksten, fordi næringssalter, som ellers ville blitt bundet i tare, da ble frigjort til planteplanktonvekst. Dermed sedimenterte sannsynligvis enda mer planteplankton ut av vannsøylen. Tilsvarende; da torskefiskeriene kollapset utenfor kysten av Canada på 1980-tallet, økte mengden av torskens dyreplanktonspisende byttedyr, med en påfølgende kraftig økning i planteplanktonindeksen (Frank et al., 2005; Shackell et al., 2010; Frank et al., 2011).

Flyndrefiskere i de indre, vestre deler av Porsangerfjorden kan fortelle at de landet de beste fangstene når garnene ble plassert så tett innpå ruggelbunnen (kalkrødalger) som mulig, uten å komme innpå, fordi det ville føre til at garnene ble revet i filler. Da Porsangerværingen Hartvig Johansen fisket med sin far fram til 1967, var ruggelbunnområdene fortsatt intakte, men han registrerte at områdene raskt krympet, og at de var forsvunnet fra 1975 (Hartvig Johansen¹, pers med.). Andre fiskere intervjuet i Persen et al. (2011) (s76) sier det samme: *Flere kjente flyndrefelt hvor det kunne være rugl og man måtte være kjent for å sette flyndregarn, det var kjente flyndrefelt hvor man kunne få masse flyndre – i dag eksisterer det ikke lenger. Det er bare slam på botn, og rugl finnes det knapt noen steder. Det kan være enkelte strømsterke områder hvor du enda finner rugl.* Kanskje forsvant ruggelbunnområdene fordi høye tettheter planteplankton ga dårligere lysforhold, eller fordi de ble nedslammet av store mengder dødt planteplankton? Fisket etter flyndre (hovedsakelig rødspette) var ifølge Johansen imidlertid fortsatt godt i dette området fram til ca. 1990, hvorpå det kollapset i løpet av en treårsperiode. Det ble bemerket at rødspetta ble magrere og også smakte dårligere forut for kollapsen (s 70) (Persen et al., 2011).

Detritus, som i hovedsak består av døde planktonalger og avføring fra dyreplankton, representerer en stor strøm av biomasse til bunnen av næringskjeden i Porsangerfjorden (Pedersen et al., 2018).

Dersom detrituset kommer fra dyreplankton betyr det at planteplanktonet i større grad har blitt spist av arter med interesse for fiskeriene, enn om det kommer i form av døde alger, som kanskje i større grad mater en syklus av bakterier, flagellater og detritivore bunndyr. Sagt på en annen måte er det mulig at solenergien som er akkumulert i planteplanktonet i mindre grad blir tilgjengelig for vekst hos arter vi er interesserte i, som reker, sild, og deretter sei og torsk, om det ikke først går veien om dyreplankton. Kaken som er til fordeling hos disse kommersielle artene blir rett og slett mindre når denne andelen går ned.

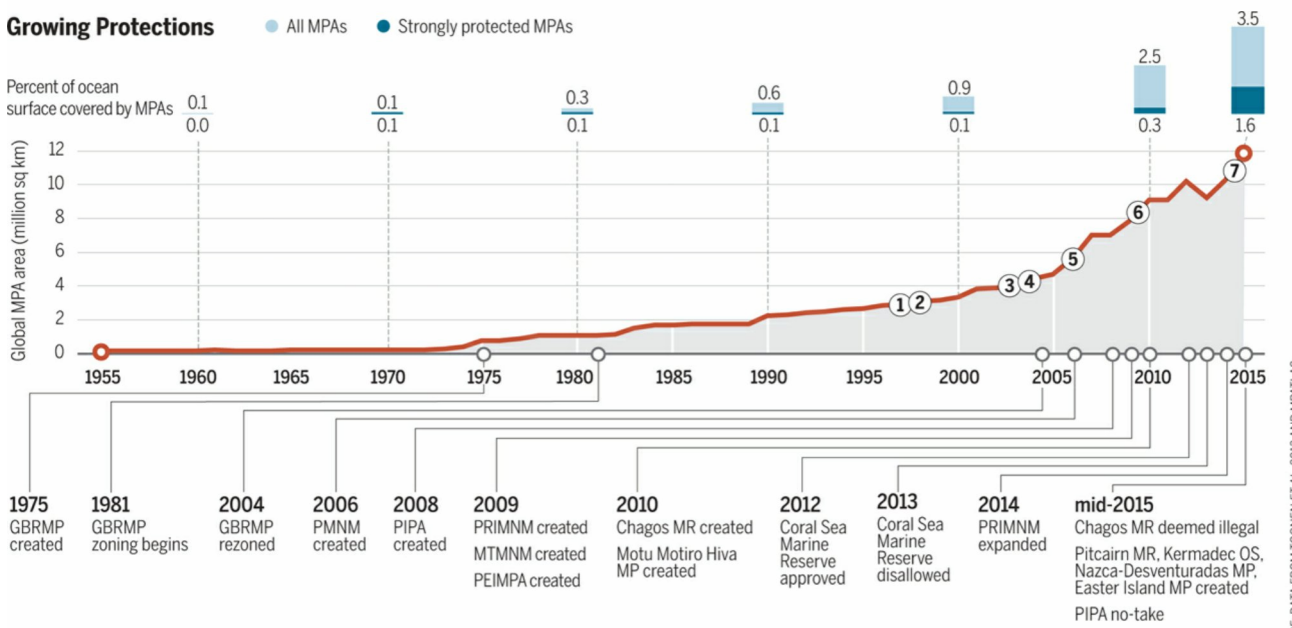
Om dette resonnementet holder vann, understreker det betydningen av at økosystemet inneholder tilstrekkelige mengder predatorer med kapasitet til å holde planktonspiserne, som reker, sild, lodde, tobis, etc i sjakk, til at mengden dyreplankton er stor nok til å utnytte planteplanktonproduksjonen optimalt.

Marine verneområder (MPA)

Ettertraktete arter vil fiskes til kollaps dersom ikke innsatsen reguleres. Dersom reguleringen ikke er tilpasset bestandsgrunnlaget eller reguleringene ikke overholdes, vil man på tross av begrensinger kunne oppleve vedvarende lave eller kollapsede bestander. Mange steder er uttaket redusert til et bærekraftig nivå, men en verdensomspennende undersøkelse av 785 fiskebestander anslår at 53 % av disse er overbeskattet (Rosenberg et al., 2018).

Regulering av innsats kan noen ganger være lite hensiktsmessig. Effekten av å begrense tilgangen til å fiske i fjordene basert på båtstørrelse kan raskt forsvinne, dersom teknologiutvikling gjør mindre båter raskere og mer effektive. Økning i antall små båter kan også raskt nulle ut effekten av å stenge ute noen få store båter. For kysttorsk, som reproduserer i fjordene, er det i tillegg en utfordring at fiskeriene i liten grad kan skille mellom uttak av kysttorsk og skrei. Om en større andel av torskekvoten tas i fjordene, vil det ytterligere belaste kysttorskbestandene.

Et alternativ eller supplement til å regulere innsatsen kan være å verne areal. Marine verneområder blir ofte kategorisert som *no-take* eller *delvis vernet*. Utbredelsen av MPA-er er i sterk vekst globalt (Lubchenco and Grorud-Colvert, 2015) (Figur 9).



Figur 9. Global trend i sjøareal beskyttet i form av etablering av marine verneområder (MPA). Figur hentet fra Lubchenco and Grorud-Colvert (2015).

Et nytt metastudie viser at biomassen av fiskeansamlinger i no-take MPAs er mer enn seks ganger større enn i nærliggende ubeskyttede områder, mens delvis beskyttede områder kan skilte med i underkant av tre ganger større fiskebiomasse sammenlignet med ubeskyttede områder (Sala and Giakoumi, 2017). Andre studier opererer med en dobling av fiskebiomassen som en gjennomsnittsverdi for alle typer MPAer, og finner at det er en sterk sammenheng mellom budsjett, tilgang på kvalifisert

personell og suksessen til MPAene (Gill et al., 2017). Kategorien *delvis vernet* dekker imidlertid et bredt spekter av ofte relativt milde tiltak, som å forby fiske med trål eller for eksempel gi beskyttelse mot fiske deler av året. Det har tidligere vært antatt at opprettelse av marine verneområder gir størst effekt på tropiske rev, men en større analyse konkluderer at effekten er minst like god eller bedre i tempererte farvann (Lester et al., 2009).

Opprettelse av marine verneområder vekker ofte lokal motstand, ikke minst fra fiskere som mister tilgang på fiskeplasser. Opprettelse av vernesoner kan imidlertid være en fordel også for fiskerne, fordi større mengder fiskbare individer eksporteres ut av verneområdet og inn i områder som er åpne for fiskerier, og gjør disse mer profitable enn før opprettelsen av de marine sonene (Halpern et al., 2009; Goni et al., 2011; Sala et al., 2013; Barner et al., 2015).

Når biomangfoldet blomstrer innad i de vernede områdene kan økoturisme, for eksempel i form av dykkervirksomhet, bli en vekstnæring (Sala et al., 2013; Sala et al., 2016).

Storvokste kommersielle arter vandrer ofte over større områder enn små bifangstarter, og selv om sistnevnte kategori kan tjene på selv små beskyttede områder (1-5 km²) anbefaler McLaren et al. (2015) etter en analyse av marine verneområder utenfor vestkysten av Australia, at de beskyttede områdene for stor fisk må være store og inkludere flere dyp.

Rev og tareskoger – oaser av liv!

Korallrev og tareskoger er blant klodens mest produktive habitater. Om vi forstår virkemekanismene kan vi lage like grøderike områder på steder som fra naturens hånd ikke er like godt tilrettelagt for det, for eksempel i Porsangerfjorden.

5.1 – Korallrev

Stillehavet framstår over store områder som en marin ørken – dypt og livløst. Men her og der stikker tropiske korallrev opp fra dypet. De er spektakulære og artsrike, med over 800 korallarter og mellom 1 og 9 millioner assosierte arter, som fisk, reker og sjøstjerner (Knowlton, 2001). Basisen for korallene er et unikt kompaniskap mellom to arter; en liten polypp og en enda mindre alge. Algen, som har fått egen leilighet inne i polyppen, fanger sollys og karbondioksid, som den omdanner til sukker, og som igjen er mat for polyppen. Polyppen fanger småpartikler i vannet, og kvitter seg med fosfater, nitrater og karbondioksid, som er mat for algen. Polyppen danner et kalkskjelett, som er til nytte for dem begge. Og hulrommene som dannes når kalkstrukturene til milliarder på milliarder av polypper vokser sammen til undersjøiske fjell, utnyttes av andre arter. En liten svamp flytter inn i åpningene og finner skjul for fiender, som kråkeboller og sjøstjerner, uten at den selv trenger å bygge kostbare skall for å beskytte seg. Den filtrerer mikroalger som driver forbi, og skiller ut karbondioksid, nitrater og fosfater, som er mat for algen.

På strukturene trives også en unik bakterie, som kan omdanne fritt nitrogen, som det finnes uendelige mengder av i havet, til aktivert nitrogen som plantene kan utnytte. Aktivert nitrogen er for øvrig en begrenset ressurs.

Næringen fra disse bakteriene og resirkulering av næringsstoffer fra organismer som dør, bidrar til en vekst i biomasse per arealenhet lik den vi finner i tropiske regnskoger (Froelich, 1983) eller tareskoger (Abdullah and Fredriksen, 2004), selv om havet rundt korallrevene er lite produktivt.

5.2 – Kunstige rev

Oljeplattformer representerer hard-substrat og komplekse strukturer i områder som ellers ofte består av frie vannmasser og bløtbunn. Et studie av slike kunstige rev utenfor kysten av California konkluderer med at de er blant de habitatene på jorden med høyest sekundærproduksjon (Claisse et al., 2014), og estimerer denne til 100-900 g/m²/år, noe som ville tilsvart 100-900 tonn ny biomasse hvert år, om de hadde dekket én kvadratkilometer og skalerte proporsjonalt. Naturlige rev vil tilsvarende typisk ligge på rundt 30 tonn ny biomasse hvert år.

Forskjellen i sekundærproduksjon mellom plattformrevene og de naturlige skyldes i stor grad at plattformstrukturene representerer harde komplekse strukturer gjerne 100 meter oppover i vannsøylen, mens naturlige rev har en mye mindre vertikal utbredelse enn de kunstige. Plattformstrukturene er spesielt gunstige for uer-liknende arter (*Sebastes* sp), fordi de gir yngel mulighet til å slå seg ned i

høyden av strukturene, med relativt begrenset tilstedeværelse av predatorer, og for siden å vandre dypere når de blir større. Denne mekanismen får forfatterne til å konkludere med at produksjonen i stor grad er basert på yngel som ellers ikke ville overlevd og at overskuddet skyldes ny biomasse, og ikke først og fremst konsentrasjon av individer som likevel lever i området. I tillegg er det vist at både skjell og de uerliknende artene vokser raskere på kunstige rev enn på naturlige (Page and Hubbard, 1987; Love et al., 2007). Også andre arbeider viser at overfiskede bestander som boccacio (*Sebastes paucispinis*) kan dra nytte av kunstige rev (Love et al., 2006) og at larver fra denne arten som slår seg ned på en plattform, ellers ikke ville ha bidratt til rekruttering i et naturlig habitat, men forsvunnet ut av systemet (Emery et al., 2006).

Om man bygger opp strukturer og gir artene som vokser der beskyttelse i form av marine verneområder (MPAs) vil fisk, krabber, skjell, tare og andre typer organismer gis beskyttelse, og kunne bidra til sterkere fiskerier utenfor den etablerte sonen (Pitcher and Seaman Jr, 2000).

5.3 – Tareskog

Kan vi skape liknende tilstander i en fjord som Porsangerfjorden? Da måtte vi i tilfelle ta utgangspunkt i tare. Den vokser raskt, og på bare én kvadratmeter er det beregnet mer enn 100 000 smådyr som lever av og på det taren kan produsere (Christie et al., 2009). Skjell og rur vokser for eksempel opptil fem ganger raskere i en tareskog, enn om man setter dem ut på snauspist berggrunn (Duggins et al., 1989). Om høsten rives tareblader løs, males ned til små fragmenter, mørnes av bakterier – og settes til livs av et utall organismer. Akkumulering av tarenedfall på havbunnen utenfor California understøtter høye forekomster av ungfisk, krabber, blekksprut, snegler, børstemark, tanglopper og andre krepsdyr, og til sammen et dyreliv som langt overstiger det som er rapportert fra andre naturlige marine systemer (Vetter, 1995). Tilsvarende effekter av tare og skjell som rives løs fra vekstanlegg kan føre til økt næring til bunnen og bedre beiteforhold, blant annet for kongekrabbe i fjordene.

Porsangerfjorden 2.0

En studie av 230 kollapsede marine fiskepopulasjoner, viste at få av dem hadde vist tegn til bedring 15 år senere, og en konkluderte med at redusert fiskepress var en nødvendig, men ikke tilstrekkelig, forutsetning for gjenoppbygging av bestandene (Hutchings and Reynolds, 2004). Siden formålet med Porsangerfjorden 2.0 er å bygge opp igjen fiskebestander, foreslås det derfor både å begrense fiskeri, og å studere andre tiltak som kan bidra til å stimulere veksten i bestandene. Utgangspunktet vil være at man deler fjorden i tre soner, hvor fisket fortsetter som vanlig i én av dem og reguleres i de to andre (Figur 10). De to regulererte sonene defineres som MPAer.

Havforskningsinstituttet vil ta initiativ til prosjekter som skal forstå og kvantifisere toppredatorenes rolle i fjordsystemet, samt studere tiltak som tar sikte på å bedre overlevelse i de aktuelle fiskeartenes tidligste livsstadier. For kysttorsk vil denne delen av oppbyggingsplanen være spesielt viktig, ettersom man mistenker forhøyet dødelighet i de tidlige livsstadier som den viktigste årsaken til manglende bestandsoppbygging (ICES, 2006). Men god ungfiskproduksjon er uansett en forutsetning for at også de øvrige fjordbestandene skal kunne ta seg opp igjen. Oppbyggingsplanen tar i tillegg høyde for at fiskebestander er sårbare for tradisjonelt fiskeri, ikke minst når de skal bygges opp igjen etter en kollaps. Og sist, men ikke minst, er lokalt tradisjonelt fiskeri i størst mulig grad forsøkt skjermet mot begrensinger i utøvelse av sin virksomhet.

Målet er å bygge opp igjen tradisjonelle fjordbestander av torsk, hyse, sei, rødspette, kveite og steinbit til tidligere nivåer. Rike bestander av stor fisk vil sannsynligvis bidra til økt bolyst. Med oppbygging av nyskapende vekst-strukturer, som vil anrike fjordsystemet gjennom økt produksjon i nye leveområder, er det også innenfor rekkevidde å øke verdiskapningen basert på fjordens ressurser, utover det man kan forvente basert på tradisjonelt fiskeri alene. Likevel må det understrekes at selv om tiltak beskrevet under iverksettes, så gir det ingen garanti for ønsket bestandsutvikling og utvikling i verdiskapning.

6.1 – Etablering av verneområder (MPA) i Porsangerfjorden



Figur 10. Foreslått inndeling av Porsangerfjorden for gjenoppbygging av fiskebestander

Det foreslås tre soner der Sone 1 skal sikre høy ungfiskproduksjon av artene torsk, sei, hyse, rødspette og steinbit. I denne sonen foreslås det tiltak som har til hensikt å øke ungfiskproduksjonen utover det vern alene kan oppnå. Ettersom det forventes at ungfisken tar i bruk større deler av fjorden etter hvert som de vokser til foreslås en sone 2, som skal bidra til å bygge opp rekruttene til bestander av stor fisk. Hoveddelen av dagens fiskerier foregår i sone 3 og det foreslås ingen endringer her (Figur 10). Arealet for oppbygging av ungfiskbestandene (Sone 1) avgrenses i sør av fjordbunnen og i nord av en linje mellom Bringneset i vest og Leirpollen i øst. Området for oppbygging av bestanden av stor fisk (Sone 2) avgrenses i nord av Porsangerfjordmunningen og i sør av den samme linjen mellom Bringneset og Leirpollen. Betydelige deler av sone 2 ligger i Nordkapp kommune. Arealet som er satt av til oppbygging av ungfisk og oppvoksende fisk utgjør omtrent 1000 kvadratkilometer og er dermed blant de største i sitt slag. I Sone 1 og 2 er alt fiske forbudt, unntatt teinefiske etter reker og krabber, samt laksefiske med not/krokgarn, stangfiske fra land og håndsnøre fra båt. Det anbefales å diskutere begrensinger i / forbud mot turistfiske i sone 1 og 2. I Sone 3 gjelder dagens fiskerilovgivning og de endringer som måtte iverksettes fra fiskerimyndighetene. Oppbyggingsfasen vil i første omgang gjelde for fem år, og tiltakene evalueres mot slutten av perioden. Om man da ønsker å videreføre, moderere eller avslutte ordningen, vil avgjøres av de resultatene som oppnås i prosjektperioden. Alt kommersielt fiskeuttak i Porsangerfjorden registreres i prosjektperioden (5 år), og det gjennomføres også registreringer av alder og størrelsessammensetning basert på prøvefiske i Sone 1 og 2.

Representanter for lokale, regionale og nasjonale forvaltningsorganer, fiskeriorganisasjoner, NGOer, og

forskningsmiljøer inviteres til å være med i en styringsgruppe for prosjektet. Det er essensielt at prosjektet knytter seg nært til nasjonal og internasjonal forskningsekspertise innen denne type tiltak. Ikke minst må det gjennomføres et omfattende prøvetakingsprogram slik at evaluering av effektene holder høy kvalitet.

6.2 – Kongekrabbe og reker

Kongekrabben har etablert seg fra ingen til mange millioner individer i Finnmarksfjordene i løpet av de siste femti årene (Oug et al., 2010), med betydelig påvirkning på bunnhabitatet (Jørgensen and Primicerio, 2007; Falk-Petersen et al., 2011; Oug et al., 2013; Fuhrmann et al., 2015). Det er sannsynlig at nedfiskede bestander av steinbit og stor torsk la et ekstra godt grunnlag for invasjonen, fordi havbunnen på invasjonstidspunktet framsto tilnærmet predatorfri og med akkumulerte matressurser. I forlengelsen av dette resonnementet framstår det som sannsynlig at reetablerte bestander av steinbit og stor torsk vil redusere kongekrabbebestanden, men en nyere analyse av kongekrabbens påvirkning i Porsangerfjorden viser at krabben så langt er lite viktig som byttedyr for torsk (Pedersen et al., 2018). Og *vice versa*; krabben beiter på byttedyr som i liten grad er interessant for torsken. Fordi kongekrabber beiter på kråkeboller, vil de bidra positivt til gjenvekst av tareskog og annen bunnvegetasjon, som torskeyngelen foretrekker å bunnslå i nærheten av om høsten (Michaelsen, 2012). Kongekrabben kan også beite på eggene til ulker (Pedersen et al., 2018), og derved teoretisk sett redusere bestanden og dermed beitepresset fra en viktig predator på yngel av torsk og sei (Strand et al., 2018b).

Det foreslås at teinefiske etter krabber skal følge samme regelverk som utenfor tiltakssonen. Det er viktig at teinene har flukttåpning, slik at steinbit og annen fisk kommer seg ut igjen.

Reker har stor kommersiell verdi per vektenhet og de beiter på omtrent samme trofiske nivå som silda. Mens krabbene fiskes i hele Porsangerfjorden, er de store forekomstene av reker begrenset til moderate arealer i de indre deler av Porsangerfjorden (Pedersen et al., 2018). En analyse av rekeforekomstene i ni regioner i det nordlige Atlanterhavet viste at i åtte av disse var rekeforekomstene sterkt negativt korrelert med stor torskebiomasse (Worm and Myers, 2003), hvilket vil si at torsken sannsynligvis spiser mye reke. Beregninger utført av professor Torstein Pedersen ved UiTø viser at reker er en viktig matressurs for torsk også i Porsangerfjorden (Pedersen et al., 2018). En gjenoppbyggd fjordbestand av stor torsk og sei vil derfor muligens være avhengig av sterke rekebestander for å kunne opprettholde produksjonen når bestanden av andre byttedyr går ned.

Om rekebestanden i de indre fjordområdene har skutt i været som følge av reduserte fiskebestander, er det sannsynlig at en normalisert fiskebestand vil føre til lavere rekebestand. Det er imidlertid allerede etablert et kommersielt teinefiske etter reker i de indre fjordområdene (Føleide, 2018), som på kort sikt sannsynligvis ha en langt sterkere bestandsregulerende effekt, enn en eventuell økning i bestandene av torsk og sei. Vannet i de indre fjordbassengene er kaldt og rekene langsomt-voksende, og de er derfor sårbare for utfisking. Det foreslås at rekefiske med teiner kan fortsette i tiltakssonen, men at det vurderes hvorvidt innsatsen skal tilpasses ressursgrunnlaget.

Det har blitt foreslått å gjenåpne Porsangerfjorden for reketraling dypere enn 170 m. De indre rekerike

områdene er grunnere enn 170 m og vil derfor ikke påvirkes av utfallet av dette forslaget.

Fiskeridirektoratet vil i samarbeid med Havforskningsinstituttet gjennomføre et prøvefiske for å evaluere bestandsgrunnlaget, før det eventuelt på ny åpnes for kommersiell tråling etter reker i fjorden. Etableres Sone 1 og 2 som MPAer vil det uansett ikke foregå reketråling i disse sonene.

6.3 – Laks

I Porsangerfjorden foregår det om somrene et betydelig fiske etter laks med not og krokarn. Laksen vil beite på lokale bestander av sild, lodde og tobis, men er ingen omfattende bruker av det foreslåtte tiltaksområdet, som den hovedsakelig benytter til å svømme gjennom på vei til elvene for å gyte. Det foreslås derfor ingen endring i dette fisket.

6.4 – Aktuelle prosjekter for å følge opp og forsterke effekten av MPA

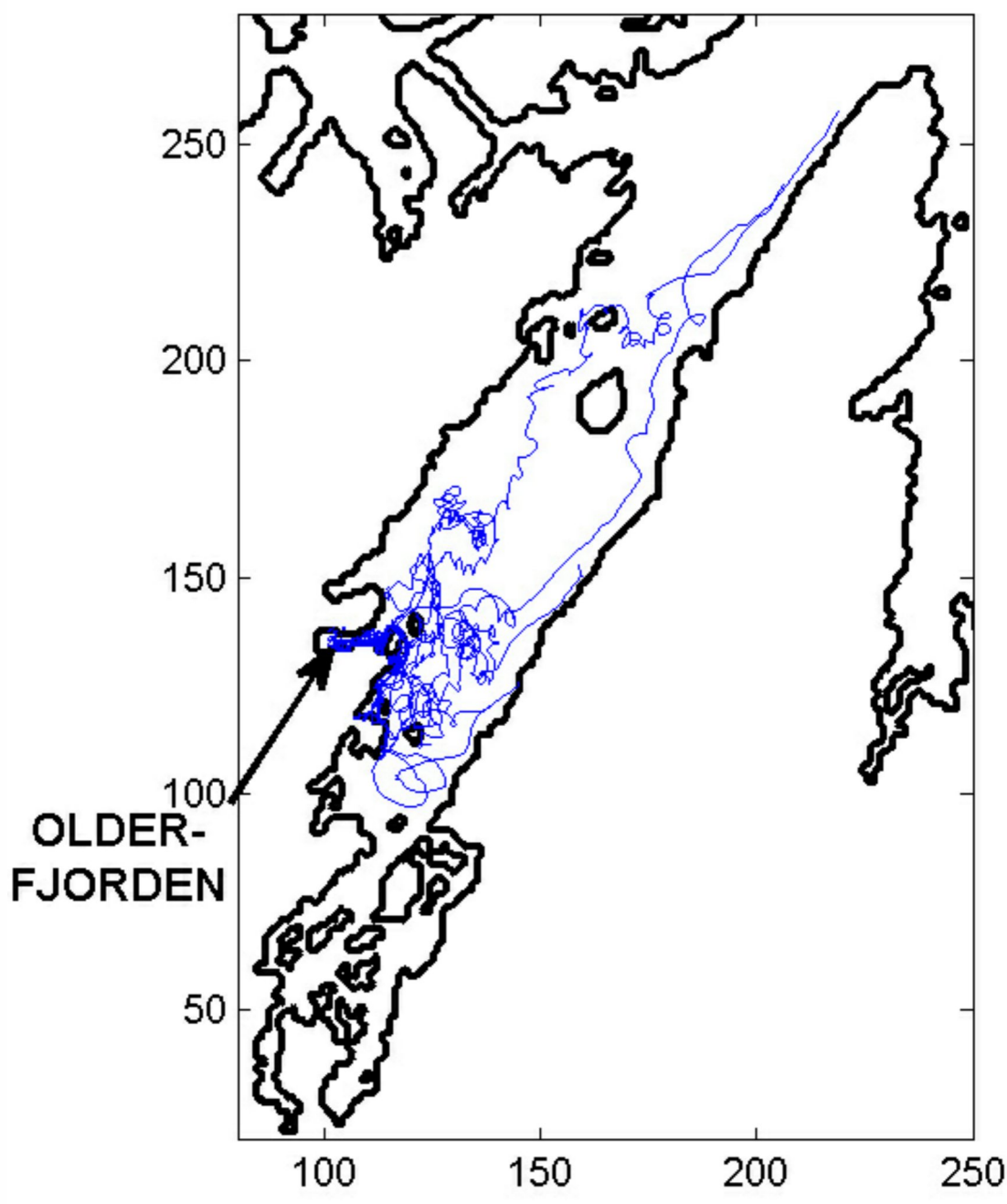
På sitt mest vellykkede er etablering av MPA et svært effektivt virkemiddel, som mangedobler fiskemengden i de vernede områdene. Havforskningsinstituttet vil søke prosjekter for å følge opp etableringen av marine verneområder med tilpasset prøvetaking, slik at effekten dokumenteres. I tillegg er det aktuelt å ta initiativ til prosjekter som kan forsterke de ønskede effektene. Nedenfor diskuteres noen slike aktuelle prosjekter.

6.5 – Mer gyteprodukter fra lokal torsk

Det bør legges til rette for økt produksjon av torsk og sei som har tilhørighet til fjorden. Det er en kjent sak at lakseyngel vil vandre tilbake til den elva de har vokst opp i. Det betyr at man kan sette ut egg fra samme morfisk i forskjellige elver, som etter mange år i havet vil vende tilbake til elven der de klekte og tilbragte sin ungdomstid, og ikke til den elven moren kom fra. Fjordbestander av torsk gyter slik at fysiske formasjoner og strømsystemer holder egg og larver tilbake i et gitt område inne i fjorden, fram til de selv har vokst til en størrelse hvor egenbevegelsen bestemmer vandringsmønsteret (Sinclair and Iles, 1988). Denne mekanismen sikrer at ungfiskperioden tilbringes i et bestemt fjordsystem. I tråd med dette viser en studie at torsk ender opp som nordsjøtorsk eller østersjøtorsk alt etter hvor de tilbringer ungfiskperioden sin (Nielsen et al., 2005). Olderfjorden på vestsiden av Porsangerfjorden var tidligere den mest kjente gytefjorden for lokal Porsangerfjordtorsk, og åsted for et omfattende fiske. De siste tretti til førti årene har det ifølge lokale fiskere ikke vært torskegyting i Olderfjorden, og den framstår som fisketom – dog med et godt fiske etter den invaderende kongekrabben. Retensjonsområdet for torskeegg som gytes i Olderfjorden er modellert av Mari Myksvoll (Myksvoll, 2012) og vist i figur 11.

Økte bestander av fjordtorsk er en viktig motivasjon for de foreslåtte tiltakene. Et viktig grep i så henseende er tiltak i Olderfjorden. Rekrutter produsert med utgangspunkt i dette området vil sannsynligvis utvikle seg til lokal fjordtorsk. Det er vist at avkom fra torsk som gyter i merd overlever og bidrar til rekrutteringen i nærområdet (Jørstad et al., 2008). Selv om lokal torsk ikke lenger går inn i Olderfjorden for å gyte, kan det være mulig å restarte systemet ved å fange inn lokal torsk om sommeren, og ankre opp mæren inne i Olderfjorden når gytetidspunktet nærmer seg. Eggene vil da

trolig fordele seg som vist i figur 11.



Figur 11. Retensjonsområde for torskeegg gytt i Oldervfjorden (Myksvoll, 2012) Sei gyter ikke i fjordene, men lengre ute på kysten. Larver og yngel driver imidlertid inn i fjordene, bunnslår i de samme områdene som kysttorsk, og tilbringer gjerne de første leveårene sine i fjordsystemet (Borge and Mehl, 2002; Olsen et al., 2010; Homrum et al., 2013), før de vandrer ut i havet på næringsvandring.

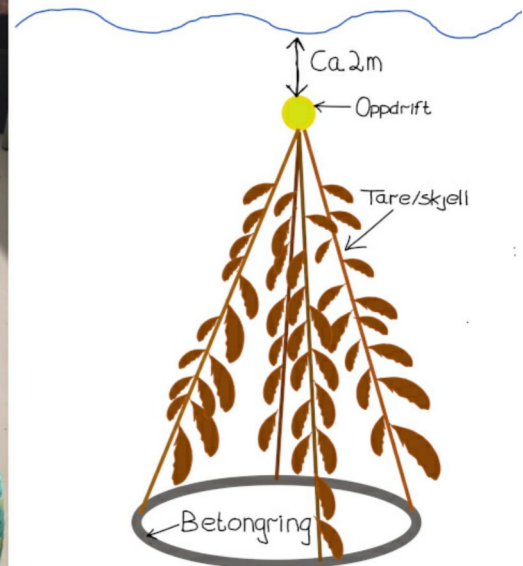
Kysttorsk blander seg med andre fjordbestander under beiteaktivitet i oppvekstfasen, men splitter opp og vender tilbake til sin egen fjord for å gyte. Seinotfiskere som var aktive på 80-tallet kan fortelle at de måtte inn i fjordene for å jakte på storsei, og at *det var akkurat som om storseien tilhørte bestemte fjorder*. Lokale fiskere i Porsangerfjorden kan fortelle om vær med storsei langt inne i fjorden, som forsvant fullstendig etter at seisnurperne hadde gjort sine kast på disse stimene. Så kanskje etablerer

det seg bestander av storsei, som i hovedsak holder seg i sin opphavsfjord og som er sårbar for utfisking? En slik hypotese underbygges av at fangstene og bestanden av kjønnsmoden nordøstarktisk sei økte kraftig fra 1990-tallet til en topp rundt 2005, uten at man merket noen forbedring i Porsangerfjorden. Vern av yngelområder og utsetting av vekststrukturer (sone 1) kan derfor være viktige bidrag for å få seifisket tilbake i fjorden.

6.6 - Tare/skjellstrukturer for økt yngeloverlevelse

Det er utviklet og satt ut innovative strukturer utenfor stasjonen i Holmfjord, som strekker seg fra bunnen og opptil 15 meter opp mot overflaten (Figur 12). For kysttorsk kan utvikling av denne type strukturer være spesielt viktig, ettersom man mistenker forhøyet dødelighet i de tidlige livsstadiene som en av de viktigste årsakene til manglende bestandsoppbygging (ICES, 2006).

I tilknytning til tare/skjellstrukturene vil vi studere effekten av den fysiske kompleksiteten i revstrukturer. Tare- og skjellveksten vil foregå i hele enhetens lengde, og assosiert med disse vil det settes ut kuber bestående av biolegemer, som vil representere rikelig med leveområder for amfipoder og andre substratavhengige småorganismer innover i kuben. Det er kjent at tareveksten blir næringssaltbegrenset utover sommeren (Troell et al., 2009), og at tare som står nedstrøms for oppdrettsanlegg opplever opptil dobbelt vekst i forhold til tare i kontrollområder (Abreu et al., 2009). Rev ala Porsanger skal ikke ha like stort behov for nærhet til næringssaltutslipp, ettersom de er designet for å øke artsrikheten og dermed basere seg på re- og egengenerering av næringssalter. Biolegemene har en overflate på hele $250 \text{ m}^2/\text{m}^3$, og vil danne leveområde for blant annet amfipoder og diverse filterspisere som skjell og rur. Planteplankton, dyreplankton og andre organiske partikler som fanges opp av filterspisere knyttet til strukturen, vil omsettes der og bidra med næringssalter til tarestrukturene, og ikke felles ut på bunnen under den eufotiske sonen. Avføring fra de kube-tilknyttede dyrene vil til dels omsettes av bakterier og andre mikroorganismer, og bidra ytterligere med næringssalter til tareenhetene. Kanskje vil de store overflatene også stimulere direkte fiksering av uorganisk nitrogen. I sum er målet å kopiere virkemekanismen basert på den fysiske kompleksiteten i de produktive tropiske revene, og kombinere disse egenskapene med vekstkraften i tare. Skjell som rives løs og faller ned på bunnen, som følge av uvær eller beiting fra ærfugl, kan bli en viktig matressurs for kongekrabber.



Figur 12. Den funksjonelle enheten i framtidens fjordskog? Blåsa i toppen gir oppdrift, men vil være dykket under overflaten selv ved fjære sjø. De grønne trossene mellom betongring og blåse vil være substrat for tare/skjellvekst.

I og med at toppen ikke når opp til vannoverflaten, vil de ikke være visuelt skjemmende, og også spares for hovedtyngden av rivekrefter fra bølger og overflatestrøm. Bevegelsen gjør at kråkeboller sannsynligvis kun vil beite på de nedre delene av strukturene, og om denne effekten slår inn vil de ikke stå i fare for å bli nedbeitet, slik som for eksempel de kunstige revene satt ut i grunne områder utenfor Hammerfest har blitt. Konseptet vil løfte det meste av produksjonen ut av rekkevidde for den bunnlevende yngelpredatoren ulke, og kan om strukturen fungerer som tenkt, danne utgangspunkt for å etablere oppvekstområder for kysttorskyngel, på steder som ikke har gode naturlige forutsetninger for dette.

Det ble satt ut 25 enheter utfor stasjonen i Holmfjord i desember 2018. Etablering av plantevekst og assosiert dyreliv vil bli dokumentert, og det vil settes ut ytterligere et tilsvarende antall enheter sommeren 2019. Hensikten med ulike utsettingstidspunkter er å studere hvorvidt man kan etablere fortrinnsvis hovedsakelig tare og skjell på strukturene når de respektive artene har frittlevende gyteprodukter frittlevende i vannmassene. Utformingen av strukturene vil bli modifisert på bakgrunn av de erfaringene man gjør seg med pilotstrukturene.

6.7 – Gjenoppbygging av steinbitbestanden



Figur 13. Hannen hos gråsteinbiten passer på eggene gjennom vinteren, og er derfor sulten og lett å ta på line om våren.

Gråsteinbit var tidligere en tallrik art i Porsangerfjorden, som i de fleste andre norske fjorder. Den er kjent for å spise skjell, snegler, kråkeboller og krabber, og leveområdet strekker seg fra fjæresteinene til langt ut på dypt vann. Sein alder ved kjønnsmodning, få egg og liten spredningskapasitet gjør den sårbar for utfisking. Tidligere ble den fangstet i store mengder, spesielt på line om våren. Fra storhetstiden sitter beretninger om liner fulle av steinbit løst. Man måtte noen ganger bruke traktor for å få den tungt lastede steinbitlina opp i fjæra, hvoretter man benyttet fangsten til å gjødsle jordene. Fra Finnmark forteller fiskere at lina ble satt svært grunt om våren, og at fangstene kunne være rundt 150 kg gråsteinbit på stampen. Nå er det selvsagt ikke fiskernes ansvar at gråsteinbiten er utfisket. Det var allment opplest og vedtatt at *ufisk* burde utnyttes bedre, ikke minst for å spare torsk- og hysebestandene. I tillegg kan som nevnt invasjon av grønlandssel på 1980-tallet og stedegne bestander av kystsel, oter og ulker ha bidratt til nedgang og redusert gjenvekst i gråsteinbitbestandene. Økt popularitet i fritidsfisket og ikke minst i det økende turistfiske kan også være viktige årsaker til både lokal utfisking og manglende gjenvekst i bestandene. I dag er det i alle fall stille på steinbitlina, og spesielt inne i fjordene er steinbiten mange steder for alle praktiske formål utryddet.

I akvarieforsøk gjennomført i regi av Havforskningsinstituttet er det avdekket ny kunnskap om steinbitens potensiale for å påvirke andre arter (Strand et al., 2018a). Steinbiten reagerte aggressivt mot ulker, og kjeppjaget dem bort fra gjemmestedene mellom steinene. For torsk- og sei yngelen ble livet lettere, ettersom færre ulker fikk posisjonert seg for å angripe dem, sammenliknet med akvarier uten

steinbit. Samlet sett sank andel ulker med fangstsuksess til nesten en tredjedel.

Steinbiten er kjent for å spise kråkebolle og en livskraftig bestand vil kunne verne tareskogen mot ny nedbeiting. Men den har kanskje en like viktig vaktmesteroppgave når det kommer til rydde åkeren for yngeljegere, som ulker.

Det gjenstår å evaluere samspillet mellom gråsteinbiten og andre arter i felt, men det vil være prioriterte oppgaver gjennom prosjektperioden. Fiske av steinbit på kysten og overføring til indre fjordstrøk er en aktuell strategi for å reetablere steinbit som en tallrik aktør i fjordøkosystemet. Likeså kan det være aktuelt å inngå samarbeid med oppdrettere med tanke på å kjøpe inn og sette ut ungfisk av 1/2 kg størrelse i fjordsystemet.

6.8 – Bedre forståelse av toppredatorenes rolle i økosystemet

I det nordlige Stillehavet er havoter den viktigste kråkebollepredatoren, og da pelsjegere nærmest utryddet dem på 1800-tallet, økte kråkebollebestanden, som igjen beitete ned tareskogen med tilhørende reduksjon i fiske- og fuglepopulasjoner (Estes and Palmisan, 1974). Vern og utsetting av oter førte til gjenvekst i bestandene, nedbeiting av kråkebollebestanden, og ny vekst av tareskog, men flere steder er kråkebollene igjen i vekst, fordi spekkhuggere har begynt å spise otere (Estes et al., 1998).

Spekkhuggerne hadde skiftet til predasjon på otere fordi deres foretrukne byttedyr, som sel og hval, var i kraftig tilbakegang (Jackson et al., 2001). Selv om det finnes en voksende bestand spekkhuggere i norske farvann, spiser de hovedsakelig sild. Sel og otere i våre farvann er derfor toppredatorer med få naturlige fiender. Med mangel på jakt fra mennesker på disse artene er det få andre bestandsregulerende mekanismer enn tilgang på mat og leveområder.

Det vil tas initiativ til prosjekter som har til hensikt å forstå rollen spesielt selen har i økosystemet. Diettanalyser og implementering av disse i blant annet ecopath-modellen (Pedersen et al., 2018) vil stå sentralt, og resultatene bidra til å kvantifisere effekten selen har blant annet på uttak av ungfisk. Økt forståelse av selens mulige skremmeeffekt på større fisk, samt evaluering av hvorvidt selskremmere² er et effektivt virkemiddel for å holde sel unna definerte områder, kan også være prioriterte forskningsområder.

Referanser

- Aas CA. 2007. "Ungseiens (*Pollachius virens*) predasjon på torskeyngel (*Gadus morhua*) og annen juvenil fisk". In. Tromsø: C.A. Aas.
- Abdullah MI, Fredriksen S. 2004. Production, respiration and exudation of dissolved organic matter by the kelp *Laminaria hyperborea* along the west coast of Norway. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 84:887-894.
- Abreu MH, Varela DA, Henríquez L, Villarroel A, Yarish C, Sousa-Pinto I, Buschmann AH. 2009. Traditional vs. integrated multi-trophic aquaculture of *Gracilaria chilensis* CJ Bird, J. McLachlan & EC Oliveira: productivity and physiological performance. *Aquaculture* 293:211-220.
- Barneche DR, Robertson DR, White CR, Marshall DJ. 2018. Fish reproductive-energy output increases disproportionately with body size. *Science* 360:642-645.
- Barner AK, Lubchenco J, Costello C, Gaines SD, Leland A, Jenks B, Murawski S, Schwaab E, Spring M. 2015. Solutions for recovering and sustaining the bounty of the ocean: combining fishery reforms, rights-based fisheries management, and marine reserves. *Oceanography* 28:252-263.
- Barrett R, Røv N, Loen J, Montevecchi W. 1990. Diets of shags *Phalacrocorax aristotelis* and cormorants *P. carbo* in Norway and possible implications for gadoid stock recruitment. *Marine Ecology Progress Series*:205-218.
- Berg E, Pedersen T. 2001. Variability in recruitment, growth and sexual maturity of coastal cod (*Gadus morhua* L.) in a fjord system in northern Norway. *Fisheries research* 52:179-189.
- Berg I, Haug T, Nilssen KT. 2002. Harbour Seal (*Phoca vitulina*) Diet in Vesterlen, North Norway. *Sarsia: North Atlantic Marine Science* 87:451-461.
- Berkeley SA, Chapman C, Sogard SM. 2004. Maternal age as a determinant of larval growth and survival in a marine fish, *Sebastes melanops*. *Ecology* 85:1258-1264.
- Bianchi G, Gislason H, Graham K, Hill L, Jin X, Koranteng K, Manickchand-Heileman S, Paya I, Sainsbury K, Sanchez F. 2000. Impact of fishing on size composition and diversity of demersal fish communities. *ICES Journal of Marine Science* 57:558-571.
- Bigelow AF, Schroeder WC, Collette BB, Klein-MacPhee G. 2002. Bigelow and Schroeder's Fishes of the Gulf of Maine: Smithsonian Institution Press.
- Birkeland C, Dayton PK. 2005. The importance in fishery management of leaving the big ones. *Trends in Ecology & Evolution* 20:356-358.
- Borge A, Mehl S. 2002. Observer program for juvenile Northeast Arctic saithe.
- Brown EG, Pierce GJ. 1998. Monthly variation in the diet of harbour seals in inshore waters along the

southeast Shetland (UK) coastline. *Marine Ecology Progress Series*:275-289.

Brown JH, Gillooly JF, Allen AP, Savage VM, West GB. 2004. Toward a metabolic theory of ecology. *Ecology* 85:1771-1789.

Chapman A. 1981. Stability of sea urchin dominated barren grounds following destructive grazing of kelp in St. Margaret's Bay, eastern Canada. *Marine Biology* 62:307-311.

Chouinard G, Swain D, Hammill M, Poirier G. 2005. Covariation between grey seal (*Halichoerus grypus*) abundance and natural mortality of cod (*Gadus morhua*) in the southern Gulf of St. Lawrence. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62:1991-2000.

Christie H, Norderhaug KM, Fredriksen S. 2009. Macrophytes as habitat for fauna. *Marine Ecology Progress Series* 396:221-233.

Claissé JT, Pondella DJ, Love M, Zahn LA, Williams CM, Williams JP, Bull AS. 2014. Oil platforms off California are among the most productive marine fish habitats globally. *Proceedings of the National Academy of Sciences*:201411477.

Cohen JE, Pimm SL, Yodzis P, Saldaña J. 1993. Body sizes of animal predators and animal prey in food webs. *Journal of animal ecology*:67-78.

Collie J, Minto C, Worm B, R. B. 2013. PREDATION ON PRERECRUIITS CAN DELAY REBUILDING OF DEPLETED COD STOCKS. *BULLETIN OF MARINE SCIENCE* 89(0):15.

Collie JS, Hall SJ, Kaiser MJ, Poiner IR. 2000. A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. *Journal of animal ecology* 69:785-798.

Daan N, Rijnsdorp AD, Vanoverbeeke GR. 1985. PREDATION BY NORTH-SEA HERRING *CLUPEA-HARENGUS* ON EGGS OF PLAICE *PLEURONECTES-PLATESSA* AND COD *GADUS-MORHUA*. *Transactions of the American Fisheries Society* 114:499-506.

Darimont CT, Carlson SM, Kinnison MT, Paquet PC, Reimchen TE, Wilmers CC. 2009. Human predators outpace other agents of trait change in the wild. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106:952-954.

DePiper GS, Gaichas SK, Lucey SM, Pinto da Silva P, Anderson MR, Breeze H, Bundy A, Clay PM, Fay G, Gamble RJ, Gregory RS, Fratantoni PS, Johnson CL, Koen-Alonso M, Kleisner KM, Olson J, Perretti CT, Pepin P, Phelan F, Saba VS, Smith LA, Tam JC, Templeman ND, Wildermuth RP, Handling editor: Jörn S. 2017. Operationalizing integrated ecosystem assessments within a multidisciplinary team: lessons learned from a worked example. *ICES Journal of Marine Science* 74:2076-2086.

Duggins DO, Simenstad CA, Estes JA. 1989. MAGNIFICATION OF SECONDARY PRODUCTION BY KELP DETRITUS IN COASTAL MARINE ECOSYSTEMS. *Science* 245:170-173.

Emery BM, Washburn L, Love MS, Nishimoto MM, Ohlmann JC. 2006. Do oil and gas platforms off California reduce recruitment of bocaccio (*Sebastes paucispinis*) to natural habitat? An analysis based

on trajectories derived from high-frequency radar. *Fishery Bulletin* 104:391-400.

Estes JA, Palmisan JF. 1974. SEA OTTERS - THEIR ROLE IN STRUCTURING NEARSHORE COMMUNITIES. *Science* 185:1058-1060.

Estes JA, Tinker MT, Williams TM, Doak DF. 1998. Killer whale predation on sea otters linking oceanic and nearshore ecosystems. *Science* 282:473-476.

Eythórsson E. 2010. Økologisk endring i Tanafjorden - samtale med Terje Pedersen. In: NIKU Tromsø.

Falk-Petersen J, Renaud P, Anisimova N. 2011. Establishment and ecosystem effects of the alien invasive red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) in the Barents Sea-a review. *Ices Journal of Marine Science* 68:479-488.

Fauchald P. 2010. Predator-prey reversal: a possible mechanism for ecosystem hysteresis in the North Sea? *Ecology* 91:2191-2197.

Fisher JA, Frank KT, Leggett WC. 2010. Breaking Bergmann's rule: truncation of Northwest Atlantic marine fish body sizes. *Ecology* 91:2499-2505.

Frank KT, Petrie B, Choi JS, Leggett WC. 2005. Trophic cascades in a formerly cod-dominated ecosystem. *Science* 308:1621-1623.

Frank KT, Petrie B, Fisher JA, Leggett WC. 2011. Transient dynamics of an altered large marine ecosystem. *Nature* 477:86.

Fredriksen S. 2003. Food web studies in a Norwegian kelp forest based on stable isotope ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) analysis. *Marine Ecology-Progress Series* 260:71-81.

Froelich AS. 1983. Functional aspects of nutrient cycling on coral reefs. In: The ecology of deep shallow coral reefs, NOAA Symp Ser Undersea Res., edited by: Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science University of Miami, Rockville, MD, NOAA Undersea Research Program. p 133-139.

Fuhrmann MM, Pedersen T, Ramasco V, Nilssen EM. 2015. Macrobenthic biomass and production in a heterogenic subarctic fjord after invasion by the red king crab. *Journal of Sea Research* 106:1-13.

Føleide BA. 2018. Forsøksfiske med teiner etter dypvannsreker (*Pandalus borealis*). In: Noodt & Reiding, Kunnskapsparken 3. etg., Markedsgata 3, Postboks 1448, 9506 Alta.
https://docs.wixstatic.com/ugd/3ed21f_c46cb81a90f749c29515126268b60023.pdf; Noodt & Reiding. p 20.

Gallon SL, Thompson D, Middlemas SJ. 2017. What should I eat? Experimental evidence for prey selection in grey seals. *Animal Behaviour* 123:35-41.

Gill DA, Mascia MB, Ahmadi GN, Glew L, Lester SE, Barnes M, Craigie I, Darling ES, Free CM, Geldmann J. 2017. Capacity shortfalls hinder the performance of marine protected areas globally. *Nature* 543:665.

- Gjøsæter J. 1987. Habitat selection and inter year class interaction in young cod (*Gadus morhua*) in aquaria. Flodevigen rapportser 1:27-36.
- Goni R, Badalamenti F, Tupper MH. 2011. Fisheries?Effects of Marine Protected Areas on Local Fisheries: Evidence from Empirical Studies. *Marine Protected Areas: A Multidisciplinary Approach* 72:73.
- Greenstreet SP, Rogers SI. 2006. Indicators of the health of the North Sea fish community: identifying reference levels for an ecosystem approach to management. *ICES Journal of marine Science* 63:573-593.
- Halpern BS, Lester SE, Kellner JB. 2009. Spillover from marine reserves and the replenishment of fished stocks. *Environmental Conservation* 36:268-276.
- Hammill M, Stenson G, Swain D, Benoît H. 2014. Feeding by grey seals on endangered stocks of Atlantic cod and white hake. *ICES Journal of Marine Science* 71:1332-1341.
- Hanssen ER. 1986. Porsanger bygdebok, bind 1. Fra eldre steinalder til 1910.
- Homrum Eí, Hansen B, Jónsson SP, Michalsen K, Burgos J, Righton D, Steingrund P, Jakobsen T, Mouritsen R, Hátún H, Armannsson H, Joensen JS. 2013. Migration of saithe (*Pollachius virens*) in the Northeast Atlantic. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 70:782-792.
- Hutchings JA, Reynolds JD. 2004. Marine fish population collapses: consequences for recovery and extinction risk. *AIBS Bulletin* 54:297-309.
- ICES. 2006. ICES, 2006. Report of the Arctic Fisheries Working Group (AFWG). . ICES CM 2006/ACFM:25:604.
- Jackson JBC. 2001. What was natural in the coastal oceans? *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 98:5411-5418.
- Jackson JBC, Kirby MX, Berger WH, Bjorndal KA, Botsford LW, Bourque BJ, Bradbury RH, Cooke R, Erlandson J, Estes JA, Hughes TP, Kidwell S, Lange CB, Lenihan HS, Pandolfi JM, Peterson CH, Steneck RS, Tegner MJ, Warner RR. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293:629-638.
- Jennings S, Kaiser MJ. 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. In: *Advances in marine biology*: Elsevier. p 201-352.
- Jørgensen LL, Primicerio R. 2007. Impact scenario for the invasive red king crab *Paralithodes camtschaticus* (Tilesius, 1815)(Reptantia, Lithodidae) on Norwegian, native, epibenthic prey. *Hydrobiologia* 590:47-54.
- Jørstad KE, Van Der Meeren T, Paulsen OI, Thomsen T, Thorsen A, Svåsand T. 2008. "Escapes" of eggs from farmed cod spawning in net pens: recruitment to wild stocks. *Reviews in Fisheries Science* 16:285-295.

- Keats D, Steele D, South G. 1987. The role of fleshy macroalgae in the ecology of juvenile cod (*Gadus morhua* L.) in inshore waters off eastern Newfoundland. *Canadian Journal of Zoology* 65:49-53.
- Knowlton N. 2001. The future of coral reefs. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 98:5419-5425.
- Koster FW, Mollmann C. 2000. Trophodynamic control by clupeid predators on recruitment success in Baltic cod? *Ices Journal of Marine Science* 57:310-323.
- Leland AV. 2002. A New Apex Predator in the Gulf of Maine? Large, Mobile Crabs (*Cancer borealis*) Control Benthic Community Structure. In: *The University of Maine*. p 143.
- Lester SE, Halpern BS, Grorud-Colvert K, Lubchenco J, Ruttenberg BI, Gaines SD, Airmé S, Warner RR. 2009. Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis. *Marine Ecology Progress Series* 384:33-46.
- Love MS, Brothers E, Schroeder DM, Lenarz WH. 2007. Ecological performance of young-of-the-year blue rockfish (*Sebastes mystinus*) associated with oil platforms and natural reefs in California as measured by daily growth rates. *Bulletin of Marine Science* 80:147-157.
- Love MS, Schroeder DM, Lenarz W, MacCall A, Bull AS, Thorsteinson L. 2006. Potential use of offshore marine structures in rebuilding an overfished rockfish species, bocaccio (*Sebastes paucispinis*). *Fishery Bulletin* 104:383-390.
- Lubchenco J, Grorud-Colvert K. 2015. Making waves: The science and politics of ocean protection. *Science* 350:382-383.
- Lund S. 1988. Stille på hamna i Smørfjord. Artikkel i avisa Klassekampen: <http://sveinlund.info/fisk/stille.htm>. In.
- Malpass WJ. 1992. ecology and resource use patterns of small, benthic, predatory fishes in rocky, nearshore habitats of the Gulf of Maine, USA.
- McLaren BW, Langlois TJ, Harvey ES, Shortland-Jones H, Stevens R. 2015. A small no-take marine sanctuary provides consistent protection for small-bodied by-catch species, but not for large-bodied, high-risk species. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 471:153-163.
- McLaren I, Brault S, Harwood J, Vardy D. 2001. Report of the eminent panel on seal management. 145pp. available at: www.dfo-mpo.gc.ca.
- McNaught DC. 1999. The indirect effects of macroalgae and micropredation on the post-settlement success of the green sea urchin in Maine. In: *University of Maine*.
- Mcruer J, Hurlbut T, Morin B. 2000. Status of Atlantic Wolffish (*Anarhichas lupus*) in the Maritimes (NAFO Sub-area 4 and Division 5Yze). CSAS Res Doc.
- Michaelsen C. 2012. Habitat choice of juvenile coastal cod - the role of macroalgae habitats for juvenile

- coastal cod (*Gadus morhua* L.) in Porsangerfjorden and Ullsfjorden in Northern Norway. In: Norwegian College of Fisheries Science: University of Tromsø. p 42.
- Myksvoll MS. 2012. Connectivity among subpopulations of Norwegian Coastal cod. Impacts of physical-biological factors during egg stages. In: The University of Bergen.
- Nielsen EE, Gronkjaer P, Meldrup D, Paulsen H. 2005. Retention of juveniles within a hybrid zone between North Sea and Baltic Sea Atlantic cod (*Gadus morhua*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 62:2219-2225.
- Nilssen KT, Haug T, Øritsland T, Lindblom L, Kjellqwist SA. 1998. Invasions of harp seals *Phoca groenlandica* Erleben to coastal waters of nor way in 1995: Ecological and demographic implications. Sarsia 83:337-345.
- Norderhaug K, Christie H, Fossa J, Fredriksen S. 2005. Fish-macrofauna interactions in a kelp (*Laminaria hyperborea*) forest. JMBA-Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 85:1279-1286.
- Norderhaug KM, Christie HC. 2009. Sea urchin grazing and kelp re-vegetation in the NE Atlantic. Marine Biology Research 5:515-528.
- Olsen E, Aanes S, Mehl S, Holst JC, Aglen A, Gjøsæter H. 2010. Cod, haddock, saithe, herring, and capelin in the Barents Sea and adjacent waters: a review of the biological value of the area. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil 67:87-101.
- Olsen EM, Heino M, Lilly GR, Morgan MJ, Bratley J, Ernande B, Dieckmann U. 2004. Maturation trends indicative of rapid evolution preceded the collapse of northern cod. Nature 428:932.
- Oug E, Cochrane SKJ, Sundet JH, K. N, Nilsson HC. 2010. Effects of the invasive red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) on soft-bottom fauna in Varangerfjorden, northern Norway. Mar Biodiv 41:467-479.
- Oug E, Fuhrmann MM, Oug EPM. 2013. Bunndyrsamfunn i foreslått marint verneområde i indre Porsangerfjorden. Artssammensetning og biomasse før invasjon av kongekrabben 2011. In: Norsk institutt for vannforskning.
- Page H, Hubbard D. 1987. Temporal and spatial patterns of growth in mussels *Mytilus edulis* on an offshore platform: relationships to water temperature and food availability. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 111:159-179.
- Pedersen T, Fuhrmann MM, Lindstrøm U, Nilssen EM, Ivarjord T, Ramasco V, Jørgensen LL, Sundet JH, Sivertsen K, Källgren E. 2018. Effects of the invasive red king crab on food web structure and ecosystem properties in an Atlantic fjord. Marine Ecology Progress Series 596:13-31.
- Persen S, Andersen S, Universitetet i T, Fávllis, Mearrasámi d. 2011. "Den gang var det jo rikelig med fisk" : lokal kunnskap fra Porsanger og andre fjorder : artikler med utgangspunkt i Fávllis-nettverket. Indre Billefjord: Sjøsamisk kompetansesenter.

Petterson A. 1994. Småfolk og drivkrefter. Porsanger bygdebok, bind 2. Fra 1900 til 1960-årene.: Porsanger kommune.

Pitcher TJ, Seaman Jr W. 2000. Petrarch's Principle: how protected human-made reefs can help the reconstruction of fisheries and marine ecosystems. *Fish and fisheries* 1:73-81.

Ramasco V. 2015. Spatial and temporal patterns of foraging of harbour seals (*Phoca vitulina*) in Porsangerfjord : from behavioural interpretation to resource selection. In. Tromsø: UiT The Arctic University of Norway, Faculty of Biosciences, Fisheries and Economics, Department of Arctic and Marine Biology.

Ramasco V, Lindström U, Nilssen K. 2017. Selection and foraging response of harbour seals in an area of changing prey resources. *Marine Ecology Progress Series* 581:199-214.

Remage-Healey L, Nowacek DP, Bass AH. 2006. Dolphin foraging sounds suppress calling and elevate stress hormone levels in a prey species, the Gulf toadfish. *Journal of Experimental Biology* 209:4444-4451.

Ripple WJ, Beschta RL. 2012. Trophic cascades in Yellowstone: The first 15 years after wolf reintroduction. *Biological Conservation* 145:205-213.

Roberts C. 2010. The unnatural history of the sea: Island Press.

Rosenberg AA, Kleisner KM, Afflerbach J, Anderson SC, Dickey-Collas M, Cooper AB, Fogarty MJ, Fulton EA, Gutiérrez NL, Hyde KJ. 2018. Applying a new ensemble approach to estimating stock status of marine fisheries around the world. *Conservation Letters* 11:e12363.

Sala E, Costello C, Dougherty D, Heal G, Kelleher K, Murray JH, Rosenberg AA, Sumaila R. 2013. A general business model for marine reserves. *PLoS One* 8:e58799.

Sala E, Costello C, Parme JDB, Fiorese M, Heal G, Kelleher K, Moffitt R, Morgan L, Plunkett J, Rechberger KD. 2016. Fish banks: An economic model to scale marine conservation. *Marine Policy* 73:154-161.

Sala E, Giakoumi S. 2017. No-take marine reserves are the most effective protected areas in the ocean. *ICES Journal of Marine Science*.

Scharf FS, Juanes F, Rountree RA. 2000. Predator size-prey size relationships of marine fish predators: interspecific variation and effects of ontogeny and body size on trophic-niche breadth. *Marine Ecology Progress Series* 208:229-248.

Scott BE, Marteinsdottir G, Begg GA, Wright PJ, Kjesbu OS. 2006. Effects of population size/age structure, condition and temporal dynamics of spawning on reproductive output in Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Ecological Modelling* 191:383-415.

Segers F, Dickey-Collas M, Rijnsdorp AD. 2007. Prey selection by North Sea herring (*Clupea*

harengus), with special reference to fish eggs. *Ices Journal of Marine Science* 64:60-68.

Shackell NL, Frank KT, Fisher JA, Petrie B, Leggett WC. 2010. Decline in top predator body size and changing climate alter trophic structure in an oceanic ecosystem. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 277:1353-1360.

Shin Y-J, Rochet M-J, Jennings S, Field JG, Gislason H. 2005. Using size-based indicators to evaluate the ecosystem effects of fishing. *ICES Journal of marine Science* 62:384-396.

Simon J, Rowe S, Cook A. 2011. Pre-COSEWIC Review of Atlantic Wolffish (*Anarhichas lupus*), Northern wolffish (*A. denticulatus*), and Spotted Wolffish (*A. minor*) in the Maritimes Region. ICES Document 88.

Sinclair M, Iles TD. 1988. Population richness of marine fish species. *Aquatic Living Resources* 1:71-83.

Sivertsen K. 1997. Dynamics of sea urchins and kelp during overgrazing of kelp forests along the Norwegian coast. In: NFF: Tromsø. p 127.

Smith FA, Smith REE, Lyons SK, Payne JL. 2018. Body size downgrading of mammals over the late Quaternary. *Science* 360:310-313.

Steneck RS. 2012. Apex predators and trophic cascades in large marine ecosystems: Learning from serendipity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109:7953-7954.

Steneck RS, Vavrinc J, Leland AV. 2004. Accelerating trophic-level dysfunction in kelp forest ecosystems of the western North Atlantic. *Ecosystems* 7:323-332.

Strand H, Pedersen T, Christie H, Moy F. 2018a. Predation from shorthorn sculpin on 0-group cod and saithe - effects of bottom cover, day-length, and interactions with large cod and wolffish In prep.

Strand HK, Pedersen T, Christie H, Moy F. 2018b. Predation mortality from shorthorn sculpin (*Myoxocephalus scorpius*) on 0-group cod and saithe juveniles in a northern fjord system. in prep.

Swain DP, Benoît HP, Hammill MO. 2015. Spatial distribution of fishes in a Northwest Atlantic ecosystem in relation to risk of predation by a marine mammal. *Journal of Animal Ecology* 84:1286-1298.

Swain DP, Sinclair AF, Hanson JM. 2007. Evolutionary response to size-selective mortality in an exploited fish population. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 274:1015-1022.

Trippel EA, Kjesbu OS, Solemdal P. 1997. Effects of adult age and size structure on reproductive output in marine fishes. In: *Early life history and recruitment in fish populations*: Springer. p 31-62.

Troell M, Joyce A, Chopin T, Neori A, Buschmann AH, Fang J-G. 2009. Ecological engineering in aquaculture?potential for integrated multi-trophic aquaculture (IMTA) in marine offshore systems.

Aquaculture 297:1-9.

Vetter EW. 1995. Detritus-based patches of high secondary production in the nearshore benthos. Marine ecology progress series Oldendorf 120:251-262.

Watling L, Norse EA. 1998. Disturbance of the seabed by mobile fishing gear: a comparison to forest clearcutting. Conservation Biology 12:1180-1197.

West GB, Brown JH, Enquist BJ. 1997. A general model for the origin of allometric scaling laws in biology. Science 276:122-126.

West GB, Brown JH, Enquist BJ. 1999. The fourth dimension of life: fractal geometry and allometric scaling of organisms. science 284:1677-1679.

Wirsing AJ, Heithaus MR, Frid A, Dill LM. 2008. Seascapes of fear: evaluating sublethal predator effects experienced and generated by marine mammals. Marine Mammal Science 24:1-15.

Worm B, Myers RA. 2003. Meta-analysis of cod-shrimp interactions reveals top-down control in oceanic food webs. Ecology 84:162-173.

Øynes P. 1964. Sel på norskekysten fra Finnmark til Møre. Fisken og havet 5.



HAVFORSKNINGSINSTITUTTET

Postboks 1870 Nordnes
5817 Bergen
E-post: post@hi.no
www.hi.no