



**UiT** Norges arktiske universitet

Fakultet for biovitenskap, fiskeri og økonomi

# **Kartlegging og romlig analyse av endringer i fiskeriatferd i Barentshavet 2011-2018**

Vetle Lunde Ommundsen

Mastergradsoppgave i fiskeri- og havbruksvitenskap FSK-3960 Mai 2020



# Forord

Innlevering av mastergrad markerer slutten på mine fem år på Norges fiskerihøgskole (NFH). Det har vært en fin og utfordrende studietid, og jeg vil gjerne få takke alle mine medstudenter og forelesere som har bidratt til dette. Prosessen med å skrive mastergradsoppgave har gjort det mulig å ta i bruk mye av kunnskapen jeg har tilegnet meg gjennom de ulike fagdisiplinene som inngår i studiet fiskeri- og havbruksvitenskap, og dermed gitt verdifulle erfaringer jeg tar med meg videre.

En spesielt stor takk går til min veileder Keshav Prasad Paudel, som med sin store entusiasme og kunnskap har lovet meg trygt gjennom denne prosessen, og bidratt med konstruktiv kritikk og gode samtaler. Jeg vil også takke alle involverte i DRIVEBANKS prosjektet for godt samarbeid og for finansiering av en svært lærerik tur til Bergen. En stor takk rettes også til familie og venner for god støtte og motiverende ord under hele studenttilværelsen.



## Sammendrag

Det legges hvert år ned en betydelig innsats for å kartlegge den biologiske bærekraften for de kommersielt viktige fiskebestandene i Barentshavet. For å kunne oppnå målsetningene for en økosystembasert forvaltning må også de romlige og tidsmessige variasjonene i fordelingen av fiskeinnsats studeres, og relateres til fysiske, biologiske og økonomiske forhold.

Opgaven brukte geografiske informasjonssystemer (GIS) og hotspot analyse til å kartlegge romlige og tidsmessige variasjoner i fiskeriatferden for trål- og lineflåten i Barentshavet i tidsrommet 2011-2018, basert på VMS- og loggbokdata fra norske fiskefartøyer. Oppgaven vurderte også ulike årsaker til de observerte variasjonene i fiskeriatferd ut ifra faktorer som havets bunntopografi, klimaendringer, teknologisk utvikling og reguleringsendringer.

Resultatene identifiserte tidvis store variasjoner i fiskeriatferden mellom sesonger og år for de to redskapsgruppene og fiskeartene inkludert i oppgaven, og det ble funnet at fiskeflåtenes mobilitet var knyttet til havbunn topografi. Det ble også kartlagt vedvarende bærekraftige fiskeområder for begge redskapsgrupper, og det ble sett på sammenhenger mellom disse områdene og klimatiske, topografiske og økonomiske variabler. Resultatene viste tette sammenhenger mellom disse områdene og fiskebank lokasjoner, i tillegg til andre havbunn karakteristikk.



# Innholdsfortegnelse

1	Introduksjon .....	1
1.1	Mobilitet i fiskeflåten .....	2
1.2	Romlig og tidsmessig fordeling av fiskeinnsats .....	3
1.3	Oppgavens problemstilling og oppbygning.....	5
2	Litteraturoppsummering og konseptuelle rammeverk.....	7
2.1	Fiskebanker og biodiversitet.....	7
2.2	Bruk av VMS og loggbokdata .....	8
2.3	Romlig autokorrelasjon og hotspot analyse.....	11
2.4	Drivere for endringer.....	12
2.4.1	Klima.....	12
3	Material og metoder.....	15
3.1	Studieområdet .....	15
3.2	Data og materialer .....	15
3.3	Identifisering og konstruering av fiskebanker .....	17
3.4	Fiskebankenes betydning.....	18
3.5	Utleddning av topografiske havbunn variabler.....	18
3.6	Romlig autokorrelasjon og hotspot analyse.....	19
3.7	Drivere for romlige og tidsmessige endringer I fiskeriatferd .....	20
3.7.1	Lineær- og geografisk vektet regresjon.....	21
3.7.2	Dokumentundersøkelse .....	22
4	Resultater.....	23
4.1	Årlige variasjoner i fiskeriaktivitet .....	23
4.1.1	Trålaktivitet.....	23
4.1.2	Lineaktivitet .....	25
4.2	Sesongmessige- og årlige variasjoner i CPUE (trål) .....	27
4.2.1	Hyse.....	28

4.2.2	Sei.....	31
4.2.3	Torsk.....	35
4.3	Sesongmessige- og årlige variasjoner i CPUE (line) .....	39
4.3.1	Hyse.....	39
4.3.2	Sei.....	42
4.3.3	Torsk.....	43
4.4	Vedvarende bærekraftige områder .....	46
4.4.1	Vedvarende bærekraftige trålfangst områder .....	46
4.4.2	Vedvarende bærekraftige linefangst områder.....	47
4.5	Fiskebankenes betydning.....	48
4.6	Vedvarende bærekraftige områder og bentisk topografi .....	51
4.7	Reguleringer, teknologi og fiskeriatferd.....	54
5	Diskusjon.....	57
5.1	Romlige og tidsmessige variasjoner i den norske trål- og lineflåten .....	57
5.2	Effekt av fiskebanker og havbunn topografi.....	61
5.3	Vedvarende bærekraftige fiskeområder i Barentshavet .....	63
5.4	Fiskeflåtens mobilitet .....	64
6	Konklusjon .....	68
	Referanseliste .....	69
	Vedlegg 1 .....	74
	Fullstendig liste over variabler inkludert i datasett fra Fiskeridirektoratet.....	74
	Vedlegg 2.....	75
	Andel aktivitet og fangst innenfor fiskebankene for trål- og linedata.....	75



## Tabelliste

Tabell 1 - Prosentandeler av henholdsvis aktivitet og fangst innenfor bankene for trål og linefangster i perioden 2011-2018.....	48
Tabell 2 - Enkel lineær regresjonsanalyse av gjennomsnittlig CPUE gjennom studieperioden .....	50
Tabell 3 - Enkel lineær regresjonsanalyse av aktivitet gjennom studieperioden.....	50

## Figurliste

Figur 1 – Studieområdet hvor graverte områder indikerer fiskebanker. ....	15
Figur 2 - Prosessen ved identifisering av fiskebank lokasjoner .....	18
Figur 3 - Årlig trålaktivitet med hyse som fangstart i perioden 2011-2018 .....	23
Figur 4 - Årlig trålaktivitet med sei som fangstart i perioden 2011-2018.....	24
Figur 5 - Årlig trålaktivitet med torsk som fangstart i perioden 2011-2018.....	25
Figur 6 - Årlig lineaktivitet med hyse som fangstart i perioden 2011-2018.....	25
Figur 7 - Årlig lineaktivitet med sei som fangstart i perioden 2011-2018 .....	26
Figur 8 - Årlig lineaktivitet med torsk som fangstart i perioden 2011-2018.....	27
Figur 9 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av hysefangster på vinteren i perioden 2011-2018. ....	28
Figur 10 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av hysefangster på våren i perioden 2011-2018. ....	29
Figur 11 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av hysefangster på sommeren i perioden 2011-2018 .....	30
Figur 12 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av hysefangster på høsten i perioden 2011-2018 .....	31
Figur 13 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av seifangster på vinteren i perioden 2011-2018 .....	32
Figur 14 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av seifangster på våren i perioden 2011-2018 .....	33
Figur 15 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av seifangster på sommeren i perioden 2011-2018 .....	34
Figur 16 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av seifangster på høsten i perioden 2011-2018 .....	35

Figur 17 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av torskefangster på vinteren i perioden 2011-2018 .....	36
Figur 18 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av torskefangster på våren i perioden 2011-2018 .....	37
Figur 19 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av torskefangster på sommeren i perioden 2011-2018.....	38
Figur 20 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av torskefangster på høsten i perioden 2011-2018 .....	39
Figur 21 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av hysefangster på vinteren i perioden 2011-2018 .....	40
Figur 22 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av hysefangster på våren i perioden 2011-2018 .....	40
Figur 23 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av hysefangster på sommeren i perioden 2011-2018 .....	41
Figur 24 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av hysefangster på høsten i perioden 2011-2018 .....	42
Figur 25 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av seifangster fra alle sesonger i perioden 2011-2018 .....	43
Figur 26 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av torskefangster på vinteren i perioden 2011-2018 .....	44
Figur 27 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av torskefangster på våren i perioden 2011-2018 .....	44
Figur 28 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av torskefangster på sommeren i perioden 2011-2018.....	45
Figur 29 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av torskefangster på høsten i perioden 2011-2018 .....	46
Figur 30 – Kumulativ fordeling av signifikante konsentrasjoner av høye CPUE-verdier fra alle arter og alle år for trålfanget fisk .....	47
Figur 31 - Kumulativ fordeling av signifikante konsentrasjoner av høye CPUE-verdier fra alle arter og alle år for linefanget fisk .....	48
Figur 32 – Innflytelse av forklaringsvariablene VRM og kompleksitet på kumulative hotspot lokasjoner for tråldata.....	53
Figur 33 - Innflytelse av forklaringsvariabelen kompleksitet på kumulative hotspot lokasjoner for linedata .....	54

Figur 34 - Utvikling av samlet fangst i norske fiskerier, antall fiskere (både heltids- og deltidsfiskere) og fangst per fisker i perioden 1945-2016. ....	54
Figur 35 - Kvoteutvikling for nordøstarktisk- hyse, sei og torsk nord for 62 breddegrad i perioden 2011-2018.....	56

# 1 Introduksjon

Barentshavet er et svært produktivt havområde og huser noen av verdens største bestander av nordøstarktisk torsk (*Gadus Morhua*) og nordøstarktisk hyse (*Melanogrammus aeglefinus*), som utgjør to av de viktigste fiskebestandene i Barentshavet, både på grunn av sin rolle i det nord atlantiske økosystemet men også som viktige fiskeriressurser (Sandø mfl., 2020).

Fiskerinæringen har alltid hatt sterke tradisjoner i Norge og er i dag en av landets viktigste næringer. Selv om de fysiske forholdene som produksjon av plante- og dyreplankton og prosesser som migrasjon, rekruttering og artsutbredelse har stor effekt på havets biologi (Jakobsen og Ozhigin, 2011), krever en vellykket forvaltning også god forståelse for hvordan menneskelige aktiviteter, som fiskeri, påvirker de marine ressursene. Økosystemene i havet kan være skjøre, der små endringer kan få store konsekvenser. I marin sammenheng ble begrepet «økosystembasert forvaltning» introdusert i Meld. St. 21 (2001-2002) Rent og rikt hav, og innebar at den menneskelige aktiviteten skulle forvaltes, basert på økosystemenes dynamikk, med det formål å oppnå bærekraftig bruk av ressursene og opprettholde økosystemenes struktur og funksjon (Miljødirektoratet, 2020). For å lykkes med en økosystembasert forvaltning må det tenkes helhetlig, og god forståelse av de eksisterende variasjonene i menneskelige aktiviteter er viktig (Maina mfl., 2018). For de marine ressursene i Barentshavet er fiske den klart største menneskelige aktiviteten med tanke på påvirkningskraft.

Fiskeriene er som alle andre næringer i kontinuerlig utvikling og har de siste tiårene gjennomgått en rekke endringer både i forhold til teknologi og forvaltning. Kvoter og gjeldende reguleringer endrer seg fra år til år, fiskefartøyene har blitt mer effektive, fangstredskapene bedre og frysekapasiteten om bord større, i tillegg til at fiskeflåtens struktur stadig endrer seg (Iversen mfl., 2018). En av de viktigste endringene innenfor reguleringer kom 21. desember 2009, da posisjons- og elektronisk rapportering ble påbudt for norske fiskefartøyer på 15 meter eller større uavhengig av posisjon, fartøy av alle størrelser som oppholder seg i internasjonalt farvann og fartøy på eller over 12 meter som oppholder seg utenfor 4 nautiske mil fra grunnlinjene i Skagerrak. Forskrift for posisjonsrapportering og elektronisk rapportering for norske fiske- og fangstfartøy fastsetter blant annet krav om posisjonsrapporteringsutstyr om bord i fartøyene, som gjør det mulig å overvåke og kartlegge norsk fiskeriaktivitet i mye større grad enn tidligere. I tillegg til å være et verktøy for

myndighetene til å sikre en effektiv regulering av fiskeriene, bidrar også elektronisk fangst- og aktivitetsdata (ERS) til å danne en database og grunnlag for bedre forståelse av romlige og tidsmessige mønstre i fiskeriene (Mills mfl., 2007).

## 1.1 Mobilitet i fiskeflåten

Klimaendringer påvirker hele kloden, noen områder i større grad enn andre. I arktiske områder har økningen i årlige gjennomsnittstemperaturer siden 1980 vært dobbelt så høy som det globale gjennomsnittet (AMAP, 2012). Barentshavet, som er en del av Arktis, er et havområde med store årlige variasjoner i forhold til blant annet isdekke, rekruttering i fiskebestander og våroppblomstringer av plankton. Fysiske forhold som dette utgjør den primære påvirkningskraften som skaper variasjoner i økosystemer, men biologiske interaksjoner er også med på å endre økosystemenes struktur og funksjon. Dyreplankton er hovedføde for de fleste pelagiske fiskebestandene, som sild (*Clupea harengus*), polar torsk (*Boreogadus saida*) og lodde (*Mallotus villosus*), i tillegg til en stor del av dietten for yngre individer av bentiske arter som nordøstarktisk torsk og nordøstarktisk hyse (Dalpadado mfl., 2012). For større individer av torsk og hyse utgjør de nevnte pelagiske fiskeartene en stor del av dietten.

Økosystemene i Barentshavet er under stadig økende press fra ulike kanter.

Temperaturøkninger fører til blant annet endring i fiskebestandenes utbredelse og issmelting, som åpner for nye områder å drive fiskeriaktivitet og annen næringsvirksomhet. I tillegg har Barentshavet spesielt det siste tiåret opplevd en invasjon av snøkrabbe (*Chionoecetes opilio*) fra øst, en ny predator som kan utgjøre en betydelig trussel for bunndyrene som tradisjonelt har holdt til her (Jørgensen mfl., 2019). Økte temperaturer fører også til at mer varmekjære arter kan etablere seg i nye områder.

Endringer i fysiske og økologiske forhold i Barentshavet er vel dokumentert og har utvilsomt store konsekvenser på de marine økosystemene (Michalsen mfl., 2013). Ved hjelp av avanserte instrumenter om bord i fiskefartøyene kan disse endringene fanges opp med stor nøyaktighet, og fiskeriene vil følgelig flytte seg basert på disse observasjonene. Mobiliteten i fiskeriene trenger imidlertid ikke utelukkende å skyldes endringer i naturen, som at viktige kommersielle fiskebestander flytter på seg. Forvaltningen setter stadig nye retningslinjer vedrørende utøvelsen av fisket og fartøyene oppgraderes teknologisk, i tillegg til at både

fartøyene og industrien blir mer effektive (Iversen mfl., 2018). Grunnen til at et fiskeri flytter seg trenger dermed ikke skyldes bestandsforflytninger som følge av klimaendringer, men kan også skyldes at reguleringer, som stenging av fiskeområder, krever at fiskerne må flytte på seg, eller at utviklingen innen fangstteknologi, fartøy og industri har gjort det lettere og mer økonomisk gunstig å fiske på lokasjoner som tidligere har vært vanskelige å utnytte. For å bedre kunne forstå økosystemers struktur og funksjon, samt dynamikk for fiskeriatferd og eksisterende mønstre, er det viktig med grundig overvåkning og datainnsamling (Michalsen mfl., 2013). Ved å analysere sporings- (*Vessel monitoring systems* (VMS)) og loggbokdata kan det oppnås bedre forståelse av hvordan fiskeriatferd og de eksisterende mønstrene varierer i tid og rom. Ved å se disse variasjonene i sammenheng med andre faktorer som teknologisk utvikling og klimaendringer kan vi få et mer helhetlig bilde av drivere for romlig og tidsmessige variasjoner i fiskeriatferd og hvordan de påvirker hverandre.

## **1.2 Romlig og tidsmessig fordeling av fiskeinnsats**

Mange av de kommersielle fiskebestandene Norge høster av beveger seg over store områder og berører dermed flere lands økonomiske soner. Forvaltning av disse bestandene krever derfor internasjonale avtaler og tett samarbeid mellom stater og forskningsgrupper. I Norge samles det inn data fra både forskningstokt og fra det kommersielle fisket. Toktdata består blant annet av stikkprøver fra sjøen som vurderes opp mot akustiske data og aldersbestemte fiskedata. Fra det kommersielle fisket blir størrelse- og aldersfordeling av fangsten bestemt ut ifra stikkprøver, og fangststatistikk sendes til Fiskeridirektoratet. En samlet vurdering av disse dataene gir grunnlag for et nasjonalt kvoteråd, som sammen med kvoteråd fra det internasjonale rådet for havforskning (ICES) blir vurdert i nasjonale og internasjonale forhandlinger før en endelig kvote settes. Kvotene må så fordeles nasjonalt med hensyn på ulike flåtegrupper, tidsmessig utøvelse av fisket, redskapsbruk etc. (Nagelsen, 2018).

Det gjennomføres en rekke tokt årlig i regi av Havforskningsinstituttet, og ett av disse foregår i Barentshavet. Toktet utføres i samarbeid med *Knipovich Polar Research Institute of Marine Fisheries and Oceanography* (PINRO), som er Havforskningsinstituttets søsterinstitutt i Murmansk, og har som formål å kartlegge og overvåke miljøstatusen i havet og hvordan de ulike fiskebestandene utvikler seg. Resultatene av toktene brukes til å avgjøre hvordan Norge skal forvalte fiskebestandene i form av kvoteråd til myndighetene (Havforskningsinstituttet, 2019). Toktvirksomheten i Barentshavet dreier seg i hovedsak om å kartlegge størrelse og

aldersfordeling på fiskebestander. For å oppnå den helhetlige forvaltningen som en økosystembasert forvaltning krever, må det også legges innsats i å studere den romlige og tidsmessige fordelingen av fiskeinnsatsen. Dette er viktig fra et økosystemperspektiv, men også fra et samfunnsøkonomisk perspektiv for å kunne vurdere mulige effekter av reguleringer som stenging av fiskeområder eller opprettelse av marine verneområder (Maina mfl., 2016).

VMS- og loggbokdata fra norske fiskefartøy er av høy kvalitet og gir et godt grunnlag for å studere mønstre relatert til fiskeinnsats. Analyse av VMS-data kan ved bruk av romlige autokorrelasjonsteknikker identifisere områder med spesielt høy fiskeinnsats (hotspots) (Maina mfl., 2018), mens fangstdata kan bidra til å identifisere områder med høye fangster relatert til art. Ved å kombinere disse to datatypene kan den romlige og tidsmessige fordelingen av områder (hotspots) med lav fiskeinnsats og høye fangster, dvs. høy fangst per enhet innsats (CPUE), identifiseres (Jalali mfl., 2015). Dette er områder med svært høy produktivitet og det vil derfor være viktig fra et forvaltningsperspektiv å kartlegge den romlige og tidsmessige distribusjonen av slike områder, i tillegg til å forstå de økologiske karakteristikkene som kjennetegner områdene.

Å forstå mønstre relatert til innsats og fangst er imidlertid ikke tilstrekkelig i seg selv for å kunne fatte forvaltningstiltak som sikrer bærekraftig utnyttelse av de marine ressursene. De eksisterende mønstrene må også relateres til fysiske forhold (Jalali mfl., 2015), som bunntopografi og vanntemperatur. Ulike instrumenter for fjernanalyse kan brukes for å opparbeide denne type data. Ved bruk av batymetri-data kan fiskebankene i Barentshavet indentifiseres med stor nøyaktighet, og gitt de kjente økologiske forholdene som er tilstede på fiskebankene, vil det være hensiktsmessig å se på mønstre for CPUE i relasjon til topografiske bunnforhold.

Selv om økt forståelse av fiskeinnsatsen er viktig i seg selv, vil gode biomasseberegninger av de kommersielt viktige bestandene på mange måter være en forutsetning og legge en del føringer (f.eks. kvoter) som direkte påvirker fiskeinnsatsen. For å kunne foreta så nøyaktige bestandsvurderinger som mulig bør det derfor tilstrebes å opparbeide biomassedata av høyest mulig kvalitet (Murray mfl., 2013). Forskningstoktene som legger grunnlaget for kvoteråd, sammen med internasjonale råd, bruker for det meste akustiske data og noe fangstdata fra

tråltrekk som grunnlag for sine biomasseberegninger. Toktforløpet involverer 3 norske og opptil 3 russiske fartøy som skal dekke hele Barentshavet (Havforskningsinstituttet, 2019), og foregår over en svært begrenset tidsperiode sett i sammenheng med en hel fiskesesong. Bruk av VMS-data kombinert med loggbokdata fra fiskeriene kan potensielt være en alternativ eller komplementerende løsning for å samle inn biomassedata, som både har en mye større romlig dekningsgrad og som i mye større grad kan fange opp tidsmessige variasjoner fordi hele fiskesesongen dekkes (Murray mfl., 2013).

### 1.3 Oppgavens problemstilling og oppbygning

For å kunne si noe om fiskeflåtens mobilitet vil oppgaven forsøke å se utviklingen fra forskjellige perspektiver. Hovedtyngden vil være på kartlegging av fiskerienes atferd og de eksisterende driverne som endrer de romlige og tidsmessige mønstrene til viktige fiskerier i Barentshavet. Dette vil bli gjort ved hjelp av GIS (geografiske informasjonssystemer), basert på sporings-, fangst- og landingsdata fra Fiskeridirektoratet. Ved å sammenligne data fra årene 2011-2018 vil oppgaven kartlegge romlige og tidsmessige variasjoner, avdekke spesielt viktige områder, samt se på forskjeller i forhold til arter og redskap. Tatt i betraktning Barentshavets spesielle bunn- og dybdeforhold og usikkerheten knyttet til de mange fiskebankenes betydning for de marine organismene, vil oppgaven ha et spesielt fokus på fiskebankene og undersøke fiskeriatferd i forhold til ulike havbunn karakteristikk. Fiskeriatferden vil bli kartlagt og det vil identifiseres romlige og tidsmessige hotspots for fiskeriatferd. Hotspots kan beskrives som romlige klynger av data med høye verdier. Identifiseringen av hotspots har som formål å avdekke vedvarende bærekraftige områder, samt se på årlige og sesongmessige variasjoner mellom arter og redskapsgrupper. Videre vil oppgaven drøfte resultatene av analysene, samt undersøke mulige grunner til at fiskeriene forflytter seg ut ifra forklaringsvariablene; klima, teknologi og reguleringer. Oppgavens hovedproblemstilling er: *Hvordan og hvorfor forflytter trål- og lineflåten seg mellom år og sesonger, og hvilken betydning har fiskebankene for fiskeriatferden?* Dette vil bli undersøkt ved å besvare følgende forskningsmål:

- *Kartlegge den norske trål- og lineflåtens romlige og tidsmessige variasjoner i Barentshavet.*
- *Undersøke effekter av fiskebanker og havbunn topografi på fiskeriatferd i Barentshavet.*



- *Identifisere hotspots med hensyn på vedvarende bærekraftige områder i Barentshavet, samt se på forskjeller med tanke på art, redskap og tidsmessige forskjeller.*
- *Drøfte trål- og lineflåtens mobilitet og atferd med hensyn på bentisk topografi, klima, teknologisk utvikling og reguleringer.*

Oppgavens oppbygning starter med en introduksjon til temaet og beskriver oppgavens hovedproblemstilling og forskningsmål. Del 2 starter med en introduksjon til relevant teori og gir en gjennomgang av sentrale studier innenfor oppgavens fagfelt. Del 3. beskriver studieområdet, datamaterialet, samt metoder brukt i oppgaven og utledning av aktuelle variabler brukt i analysene. Del 4. gir en oversikt over resultatene fra oppgavens analyser, og del 5. drøfter resultatene i lys av overnevnte forskningsmål.

## 2 Litteraturoppsummering og konseptuelle rammeverk

### 2.1 Fiskebanker og biodiversitet

Barentshavet er det dypeste av sokkelhavene som omringer Arktis. Til tross for dette er det et relativt grunt havområde, med dybder som varierer fra rundt 20-500 meter, og en gjennomsnittsdybde på 230 meter (Føyn mfl., 2002; Jakobsen og Ozhigin, 2011). Geografisk grenser Barentshavet til det dype Norskehavet i vest, kysten av Norge og Russland i sør, kysten av Novaja Semlja i øst og nordover til ca. 80°N (Føyn mfl., 2002). Barentshavet karakteriseres av en rekke oseaniske banker, som kan beskrives som mønstre av romlige forhøyninger fra omkringliggende bunnområder, ofte med relativt jevne overflater og bratte skrånninger i kantene.

Denne type bunntopografi, sammen med en rekke andre faktorer som storskala atmosfærisk sirkulasjon, tidevann og variasjoner i tilstrømming av vann fra omliggende havområder, påvirker sirkulasjonsmønsteret av strømmer i Barentshavet, noe som gjør dette systemet svært variabelt og komplisert (Jakobsen og Ozhigin, 2011). Fronter (f.eks. polarfronten i Barentshavet) som i stor grad følger de batymetriske trekkene fører ofte til at fysiske og biokjemiske egenskaper effektivt overføres og kan påvirke den biologiske produksjonen i området (Lien, 2018). Primærproduksjonen er også ofte høyere i slike områder (Le Fevre, 1987), og knyttes i stor grad til økt vertikal omrøring og andre blandingsprosesser som fører til økt transport av næringssalter (Durski og Allen, 2005), som igjen gir gode leve- og vekstvilkår for plankton og fiskelarver, og dermed høy produktivitet og rike fiskebestander. Studier fra Barentshavet har vist stor artsrikdom på slike bankområder sammenlignet med dypvannsområder (f. eks. Bergstad mfl. (2018)). Fiskere har i lang tid vært klar over dette og aktivt oppsøkt denne type områder for å maksimere sine fangster. Slike områder omtales derfor ofte som «fiskebanker».

Selv om vi vet en del om de fysiske forutsetningene for den høye produktiviteten på fiskebankene, er det fortsatt mye usikkerhet knyttet til hvilke fysiske og biologiske drivere, samt prosesser og mekanismer som påvirker biodiversitet i forskjellige økosystemer (Ellingsen mfl., 2020). En måte å studere dette på er å bruke fiskebankene som en analogi for øyer, og ta utgangspunkt i likevektsteorien for øybiogeografi (*Equilibrium theory of island biogeography*) som ble utviklet av Robert MacArthur og Edward O. Wilson i 1967 (Ryberg

mfl., 2012), og beskriver påvirkningen av prosessene kolonisering og utryddelse samt forholdet mellom artsrikdom, habitatområde og isolasjon på øyens biodiversitet (Stortini mfl., 2018). Ved å tilpasse teorien for å studere marine økosystemer kan det avdekkes hvorvidt de samme prosessene og interaksjonene også er gjeldene i marine økosystemer. Denne teorien, sammen med andre, kan bidra til bedre forståelse av økosystemene og hvordan de påvirkes av eksterne faktorer.

## 2.2 Bruk av VMS og loggbokdata

Systemer for posisjons rapportering (VMS) og bruken av denne type data for å overvåke, forstå og analysere kommersiell fiskeriaktivitet og atferd har blitt stadig mer utbredt blant myndigheter og forskere rundt om i verden siden disse systemene ble innført for ca. 20 år siden. En av pionerstudiene stod Ray Hilborn for, da han i 1985 publiserte sin studie: «*Fleet dynamics and individual variation: why some people catch more fish than others*». Hilborn etterlyste et større fokus på fiskernes atferd og flåtedynamikk blant verdens fiskerirelaterte forskningsmiljøer. Hilborn mente at fokuset på fiskebiologi og populasjonsdynamikk var svært overdrevet, og pekte på kollapsene i Canadas fiskerier på 1980-tallet, anchoveta fiskeriet i Peru, og den norske sildekollapsen på 1970-tallet som eksempler hvor årsaken til kollapsene ikke dreide seg om manglende forståelse av fiskebiologi, men heller dårlig forståelse av fiskernes atferd; hvordan de fisker og hvordan de investerer. Hilborn illustrerte sitt poeng ved å studere årsaker og konsekvenser knyttet til individuelle fangstvariasjoner i et kommersielt snurpenotfiskeri og et rekreasjonsfiskeri med stang. Landingsdata med informasjon om fangstlokasjon ble brukt, og funnene var at fangsten i rekreasjonsfisket var konsentrert, hvor en liten andel av fiskerne stod for en stor andel av totalfangsten, mens de kommersielle fangstene var jevnere fordelt blant fiskerne (Hilborn, 1985).

Senere kom en rapport fra et samarbeid mellom *Food and Agriculture Organization of the United Nations* (FAO) og norske myndigheter, hvor behovet, rettslig grunnlag og utfordringer, potensialet og praktiske/tekniske aspekter ved bruk av VMS teknologi ble diskutert (Cacaud, 1999). Eksperimenter med bruk av VMS hadde allerede blitt gjort i land som Australia, New Zealand og USA, med lovede resultater. Flere land vurderte derfor implementering av VMS systemer for deres fiskerier. Rapporten understrekte imidlertid at en suksessfull implementering av disse systemene ville være avhengig av den enkelte nasjons

evne til å utarbeide tilfredsstillende rettslige regimer, i tillegg til behovet for et internasjonalt VMS system med tanke på fiskebestander som beveger seg utover maritime grenser (Ibid.).

Ett år senere ble det publisert en studie fra det nordlige australske rekefiskeriet som brukte kommersielle loggbokdata til å studere opphopnings dynamikker hos reker (Die og Ellis, 1999). Loggbokdataen inneholdt informasjon om tråltrekk og ble brukt til å identifisere fangstlokasjon, fangsttidspunkt og biomasse av over 600 opphopninger av reker i tidsrommet 1991-1992. Studien fant store forskjeller i antall opphopninger og gjennomsnittlig biomasse i opphopningene ved bruk av loggbokdata sammenlignet med bruk av CPUE, i tillegg til at fangbarhet syntes å ha en direkte sammenheng med bestandsstørrelse, til tross for at populære kartleggingsmodeller antok at dette forholdet var uavhengig av hverandre (Ibid.).

En annen studie fra 2000 så i likhet med Hilborn (1985) også behovet for et mer nyansert bilde av fiskeridynamikker og bestandsvurderinger, hvor fiskeriatferd ble inkludert i modellen. Studien så et særlig behov for dette i fiskerier som fangstet flere arter på en gang, hvor teknologiske interaksjoner mellom fiskeflåter forekom, ved at forskjellige flåter fisket på samme bestand enten simultant eller separat og i samme eller ulike områder. Studien registrerte også at en flåte ofte ble identifisert ved fartøy og/eller mannskap karakteristikk, redskapsbruk, eller viktigste arter, men hevdet at man for å kunne beskrive fiskeriatferd også måtte ta i betraktning at fartøy innenfor en flåte kan praktisere ulike fiskemetoder, avhengig av skipper og andre faktorer som kompetanse og markedshensyn. På bakgrunn av dette utviklet studien en metodikk for identifisering av fisketaktikker, basert på analyser av både fangst- innsatsdata med romlig og tidsmessig referanse. For å illustrere metodikken ble det brukt et småskala afrikansk fiskeri og et storskala fransk fiskeri (Pelletier og Ferraris, 2000).

I de påfølgende årene etter introduksjonen av disse systemene ble VMS-data i hovedsak brukt til å kartlegge og analysere fiskeriaktiviteten i kommersielt viktige fiskeområder. Deng mfl. (2005) undersøkte om bruk av VMS-data kunne brukes til å studere trålintensitet og populasjonsvariasjoner i Australias rekefiskeri. Matematiske modeller som ble brukt i forvaltningen hadde lagt til grunn at fiskeinnsatsen var fordelt tilfeldig utover et fiskefelt, mens denne studien viste at tråltrekkene ikke var tilfeldige, da noen områder ble trålet betydelig oftere enn andre. Trålere kunne opptre i store antall i produktive områder, og innsatsen kunne variere fra år til år. (Witt og Godley, 2007) brukte VMS-data fra britiske

fiskefartøy og undersøkte årlige og sesongmessige variasjoner, og indentifiserte områder som konsekvent opplevde høyere fiskepress enn andre områder.

Flere studier har også studert kvaliteten og nøyaktigheten på VMS-data. Chang og Yuan (2014) beskrev tidligere studiers problemer knyttet til differensiering av aktivt og ikke-aktivt fiske i VMS-datasett, og utviklet kriterier relatert til hastighet for å skille mellom aktivitetene i langline fiskeri etter tunfisk. Muench mfl. (2018) diskuterte forskjeller i presisjon ved å bruke den nevnte «hastighetsmetoden» kontra en sannsynlighetsmodell, og mente at bruk av hastighetsmodellen førte til en feilaktig fremstilling av fiskeområder for redskaper andre enn bunntål.

Mange studier har også sett på potensialet ved å kombinere VMS-data med loggbokdata fra fiskeriene. Murray mfl. (2013) studerte effektiviteten ved å kombinere disse to typene data for å estimere biomasse av kamskjell rundt Isle of Man. Studien sammenlignet biomasse estimater fra tokt utført av både fiskefartøyer og forskningsfartøyer, samt fiskeri avhengig data fra VMS- og loggbokdata, og fant at forholdene mellom estimatene varierte mye gjennom fiskesesongen og at tid og sted for prøvetaking påvirket biomasse estimater over korte perioder. Maina mfl. (2016) utviklet en metode for å kartlegge fiskeområder og analysere eksisterende romlige mønstre for greske trålere.

Denne oppgaven vil bruke Fiskeridirektoratets VMS- og loggbokdata fra det siste tiåret til å kartlegge og analysere mønstre i noen av Barentshavets viktigste fiskerier. Sesongmessige og årlige variasjoner i fiskeinnsats og biomasse (CPUE som proxy) vil bli analysert med hensyn på forskjellige arter og redskaper.

Jalali mfl. (2015) studerte et kommersielt fiske etter sjøsnegler i Australia og fant at CPUE, basert på VMS- og fangstdata, ikke var uniformt romlig og tidsmessig plassert i studieområdet. Studien brukte romlig autokorrelasjonsteknikker og hotspot analyse for å avdekke romlige og tidsmessige klynger av CPUE. Årlige kumulative signifikante hotspots ble brukt som en enkel proxyindikator for områder som hadde vedvarende fiskepress, i tillegg til å bruke batymetridata for å undersøke dybde og bunnforhold i relasjon til CPUE hotspots. Denne oppgaven vil bruke samme hotspot-metodikk til å identifisere vedvarende bærekraftige fiskeområder i Barentshavet.

## 2.3 Romlig autokorrelasjon og hotspot analyse

Konseptet romlig autokorrelasjon (*Spatial autocorrelation*) har vært sentralt i fagfeltet romlig statistikk/geostatistikk for å forstå, utforske og analysere romlige mønstre, romlig avhengighet og romlig interaksjon (Getis, 2008). Romlig autokorrelasjon analyser tester hvorvidt en observert verdi av en nominell, ordens-, eller intervallvariabel på en gitt lokasjon er uavhengig av variabelverdier på nabolokasjoner (Sokal og Oden, 1978). Denne statistiske egenskapen er fysisk drevet frem av miljøvariabler eller skapt av ulike samfunnsprosesser. Analyser av dette fenomenet skiller seg imidlertid fra andre typer statistiske tester fordi den vanlige antakelsen om uavhengige variabelverdier ikke her er tilstede (Legendre, 1993). I romlige dataanalyser er det derfor ofte nødvendig å bestemme om identifiserbare romlige mønstre finnes i et datasett (Ord og Getis, 1995). En rekke metoder kan brukes til å teste for eksistensen av slike mønstre. Den mest populære ble introdusert av Patrick Alfred Pierce Moran i 1950 og fikk navnet «*Moran's I*». I er en statistisk variabel som brukes for å teste nullhypotesen om at romlig autokorrelasjon for en variabel er null. Dersom nullhypotesen forkastes kan variabelen sies å være romlig autokorrelert (Ibid.). En annen metodikk ble lansert av Arthur Getis og J. K. Ord i 1992, og bestod av en familie av statistiske variabler; «*G*», for måling av romlig assosiasjon i en rekke ulike omstendigheter. Studien foreslo, basert på en sammenligning av de to metodene på tilsvarende empiriske og hypotetiske omstendigheter, at både *I* (eller andre mål for romlig autokorrelasjon) og deres *G* statistikker (spesielt  $G_i$  og  $G_i^*$ ) burde brukes i kombinasjon. Grunnlaget for dette var at modellene utfylte hverandre og ga en dypere forståelse av romlige serier, der  $G_i$  og  $G_i^*$  gjorde det mulig å oppdage lokale «lommer» av avhengighet, som en global statistikk som *I* slet med å avdekke (Getis og Ord, 1992). Statistikkene  $G_i$  og  $G_i^*$  ble videreutviklet og utforsket i 1995, og ble da blant annet direkte relatert til Moran's *I* (Ord og Getis, 1995). Oppgavens metode for å beregne hotspots inkluderer både den globale Moran's *I* statistikken for romlig autokorrelasjon og  $G_i^*$  statistikken for å identifisere statistisk signifikante romlige klynger av høye verdier (hotspots).

Flere studier fra fagfeltet fiskeri har de siste tiårene brukt hotspot analyse for å identifisere økonomiske nøkkelområder, foretrukne fiskebanker for ulike fiskeredskaper, romlige (f.eks. ekspansjon) og tidsmessige endringer av fiskeområder, mye/lite brukte områder, bærekraftige områder og områder mest påvirket av fiskeriaktivitet (f.eks. Jalali mfl., 2015; Lewison mfl., 2009; Maina mfl., 2016; Queiroz mfl., 2016). I denne oppgaven vil hotspot analyse bli brukt

til å identifisere romlige og tidsmessige endringer i fiskeriatferd, mye/lite brukte områder med fokus på fiskebanker og bærekraftige fiskeområder for ulike redskaper og fiskearter i Barentshavet.

Bruk av autokorrelasjon og hotspot analyse metodikk for identifisering av vedvarende bærekraftige fiskeområder har tidligere ikke blitt gjort i Barentshavet. Oppgaven vil dermed kunne bidra med å avdekke spesielt viktige områder i et nytt havområde. Det synes å være en oppfatning om at mobilitet i fiskeflåten hovedsakelig skyldes forflytninger av fiskebestander. Oppgaven vil prøve å se dette fra et større perspektiv, ved å studere direkte effekter av endringer i klima, teknologi og reguleringer på fiskerienes atferd.

## **2.4 Drivere for endringer**

### **2.4.1 Klima**

Klimaendringer har vært blant de mest populære forskningstemaene over hele verden i lang tid. Det har lenge vært kjent at arktiske områder er spesielt utsatt for klimaendringer, med temperaturer som stiger mye raskere enn gjennomsnittet (AMAP, 2012). Økosystemene i Barentshavet har store årlige og sesongmessige variasjoner og påvirkes av en rekke klimatiske forhold (Michalsen mfl., 2013). Temperaturendringer skjer i hele vannsøylen og påvirker utbredelsen til både fisk og pelagiske invertebrater. Hovedtyngden av klimaforskningen tilknyttet marine miljøer har dreid seg om å dokumentere observerte, og beskrive potensielle effekter av klimaendringer på miljø og de marine ressursene, ofte uten at de underliggende prosessene har blitt godt beskrevet (Drinkwater mfl., 2010). Det har også blitt pekt på mulige konsekvenser klimaendringer vil få på menneskelige aktiviteter. Nye uberørte områder som følge av reduksjon i sjøisen har ført til økt interesse fra fire hovedsektorer; mineralutvinning (olje, gass og gruvedrift), fiskeri, turisme og logistikk (inkludert shipping) (Emmerson og Lahn, 2012).

Allerede tilbake i 1982 ble den tette sammenhengen mellom ismelting og tilbakegang og oppblomstring av planteplankton i tilknytning til isen i Barentshavet beskrevet med grunnlag fra toktvirksomhet somrene 1979 og 1980. Årsaken til denne oppblomstringen ble beskrevet som et resultat av lavere salinitet i de øverste meterne i vannsøylen på grunn av ismelting, som skapte en markant økning i vannstabilitet, og dermed gode forhold for oppblomstring (Ellertsen mfl., 1982). På dette tidspunktet hadde et prosjekt med navnet «*Lodda på*

*sommerbeite*» i regi av Havforskningsinstituttet allerede pågått i noen år, med formål om å bedre forståelsen av forhold som påvirket loddebestandens vekst. Denne bestanden utgjør en av de viktigste fiskebestandene i Barentshavet, hovedsakelig på grunn av sin sentrale rolle i økosystemet, som viktig føde for mange predatorer, deriblant torsk og hyse. Ellertsen mfl. (1982) studerte mageinnhold hos lodde fra flere lokasjoner og fant en sammenheng mellom mageinnhold og planktontetthet i havet, med høyt planktoninnhold i områder med mye plankton.

Det er vanskelig å definere et klart skille mellom åpent hav og isdekket hav i Barentshavet fordi endringer skjer fort og er til tider svært store. Det er derfor mer vanlig å referere til «iskantsonen», som er en overgangssone mellom isfritt og isdekket hav, med en iskonsentrasjon på mellom 15 og 80% (von Quillfeldt, 2018). Iskantsonen er sammen med polarfronten blant områdene i Barentshavet som betegnes som verdifulle og sårbare i den norske forvaltningsplanen. Det er imidlertid vanskelig å vurdere i hvilken grad dette området i sin helhet er verdifullt og sårbart, eller hvorvidt deler av området er spesielt viktige. Dette kommer av iskantens svært dynamiske natur, hvor kjemiske, biologiske og fysiske egenskaper har store variasjoner i tid og rom. Til tross for store variasjoner vil iskantsonen alltid være et viktig område for flere arter og ulike biologiske prosesser uavhengig av årstid (Ibid.). Sandø mfl. (2020) beskrev også et scenario der den nordøstarktiske torskens gytevandring mot Lofoten, hvor den utgjør et svært viktig kystfiskeri for Norge, i fremtiden kunne forflytte seg til nordkysten av Russland. Argumentasjonen for dette var hovedsakelig varmere hav og følgelig endringer i iskantsonen, som i varme perioder kunne forskyve torskens beiteområder nordover, og dermed øke avstanden til de sørligste gyteområdene. Konsekvensen av dette kunne være at torsken ikke rakk like langt sør under gytevandringen, og dermed måtte ta i bruk mer nordlige gyteområder.

Organismer tilknyttet havbunnen i Barentshavet har vist tydelige biogeografiske mønstre med klare preferanser når det gjelder forhold som temperatur, salinitet, strømforhold og dybde. Dype områder rundt iskantsonen tiltrekker seg typisk arter som foretrekker lave og stabile temperaturer, mens grunne områder har et større spekter av ulike typer bunnsamfunn, som kan foretrekke spekter av både varme og kalde temperaturer. På grunn av sin korte avstand til havoverflaten kan de grunne fiskebankområdene ha en sterkere tilknytning til havisen enn dypere områder (von Quillfeldt, 2018).

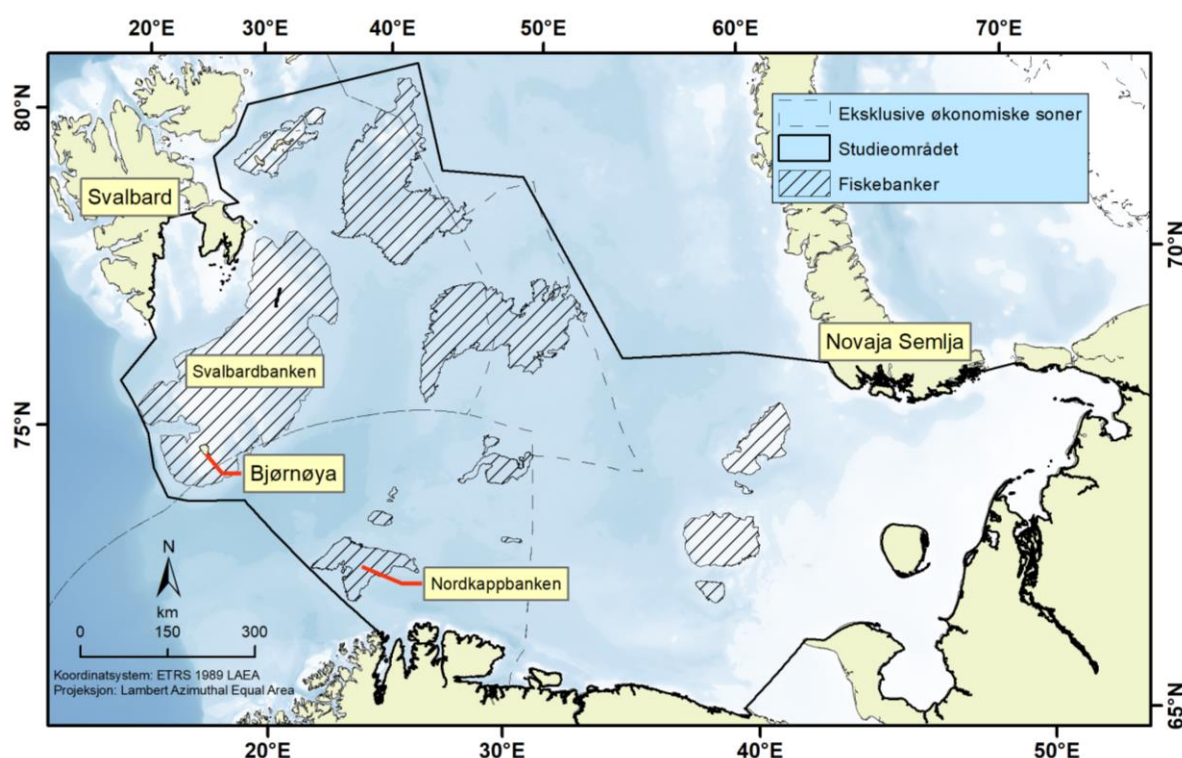


For å kunne studere årsaker og effekter av klimaendringer er det viktig å ha et bredt tidsperspektiv, dette for å kunne fange opp hva som skyldes naturlige svingninger og hva som er menneskeskapt. Kanskje spesielt gjelder dette for endringer i temperaturer, og «*Sea surface temperature*» (SST), som refererer til temperatur i havoverflaten, er en av de viktigste fysiske variablene når det gjelder klimaendringer. Grunnen til dette er at havoverflaten har forholdsvis stor termisk treghet sammenlignet med land eller atmosfære, og er derfor spesielt godt egnet til å observere endringer i et klimasystem, både for å prediktere sesongmessige og årlige variasjoner, og for å verifisere utsikter for langsiktige klimaendringer (Rayner mfl., 2009). Historisk sett har de fleste SST observasjoner stammet fra loggbøker fra ulike skip, mens observasjoner fra utsatte bøyer og satellittdata ble mer og mer vanlig fra 1980-tallet (Ibid.). Oppgaven vil bruke SST-data basert på fjernanalyse for å undersøke sammenhengen mellom endringer i SST og fiskeriatferd i Barentshavet.

## 3 Material og metoder

### 3.1 Studieområdet

Studieområdet dekker et 973 348 km<sup>2</sup> stort område i Barentshavet og berører både Norges økonomiske sone, fiskevernesonen rundt Svalbard, Russlands økonomiske sone og «smutthullet», som betegnes som internasjonalt farvann. Havområdet strekker seg fra kysten av Nord-Norge og Russland i sør, nordover rundt vestsiden av Bjørnøya og langs østkysten av Svalbard, videre sørøst til sørkysten av Novaja Semlja (Figur 1). De oseaniske forholdene i havområdet styres i stor grad av nordgående havstrømmer som frakter varmt atlantisk vann øst- og nordover og sørgående strømmer som frakter kaldt arktisk vann sørover. Området består av både dype renner og grunne banker og er et svært viktig beite og oppvekstområde for noen av våre kommersielt viktigste fiskearter.



Figur 1 – Studieområdet hvor graverte områder indikerer fiskebanker.

### 3.2 Data og materialer

Oppgaven baseres på datasett med informasjon fra tidsperioden 2011-2018, bestående av fangst- og aktivitetsdata fra norske fiskefartøyer opererende i Barentshavet og sørover til Lofoten og Vesterålen. Datasettene ble tilegnet etter søknad til Fiskeridirektoratet og

fiskeartene inkludert var nordøstarktisk torsk, nordøstarktisk hyse og nordøstarktisk sei (*Pollachius virens*). Datasettene inneholdt informasjon om meldingstype (kun DCA = *Daily Catch and Activity report* (fangstmelding) var inkludert i datasettet)), start- og stopp-koordinater, start- og posteringstidspunkt, type aktivitet (steaming eller fiske), varighet av fangstoperasjonen i minutter, redskapstype, kvotetype, fangstart og kvantum av fangst i kg rundvekt. Dersom redskap brukt var en type line ble antall kroker oppgitt, mens det for teiner og garn ble oppgitt antall meter samlet per døgn (for fullstendig liste over variabler se vedlegg 1).

Før overlevering av datasettene var all informasjon relatert til fartøy identifikasjon fjernet. Dette inkluderte variabler som unik ID for fangstmelding, løpenummer per år (per fartøy), unik ID for radiokallesignal og navn på fartøy. Datasettene ble importert til ArcGIS (*Environmental Systems Research Institute*) for videre behandling, hvor de ble delt opp i to grupper; data med trål som fangstredskap og data med line som fangstredskap. Trålgruppen bestod av fangster fra bunntål (otter), bunntål (reke), flytetral (otter) og flytetral (par), mens linegruppen bestod av flyteline, setteline og andre liner. Hver av gruppene ble så delt opp med hensyn på fangstart, og deretter fordelt på de fire sesongene (vinter, vår, sommer og høst). Sesongene ble definert som følger: vinter (desember – februar), vår (mars – mai), sommer (juni – august), høst (september – november). Datasettene ble deretter «rengjort» før videre prosessering ved at data utenfor studieområdet ble fjernet, åpenbare feil som liner eller tråltrekk lokalisert på landareal ble fjernet, aktivitet karakterisert som steaming eller forskningsaktivitet ble sortert ut, og upålitelige verdier i forhold til fangstkvanntum, antall kroker eller lengde/tidsbruk på tråltrekk ble fjernet.

Det ble deretter konstruert et rutenett som dekket hele studieområdet, der hver rute hadde et areal på  $6,25\text{km}^2$  ( $2,5\text{km} \times 2,5\text{km}$ ). Alle data ble aggregert og videre kalkulasjoner og analyser ble utført i denne skalaen (dvs. rutestørrelse  $2,5\text{km}$ ). For tråldata ble det i hver av rutene kalkulert totalfangst i kg og totalt tidsbruk innenfor hver rute i minutter. Dette ble gjort på bakgrunn av antakelsen om at fisket foregikk i en rett linje (fra start- til stopplokasjon) og at fangstkvanntum var jevnt fordelt over denne linjen (tråltrekket). Totalfangst og tidsbruk innenfor hver rute ble dermed definert som del av den totale lengden på tråltrekket multiplisert med henholdsvis totalt fangstkvanntum og tidsbruk. Dersom flere tråltrekk oppstod i samme rute ble disse lagt sammen med hensyn på fangstkvanntum og tidsbruk. For linedata

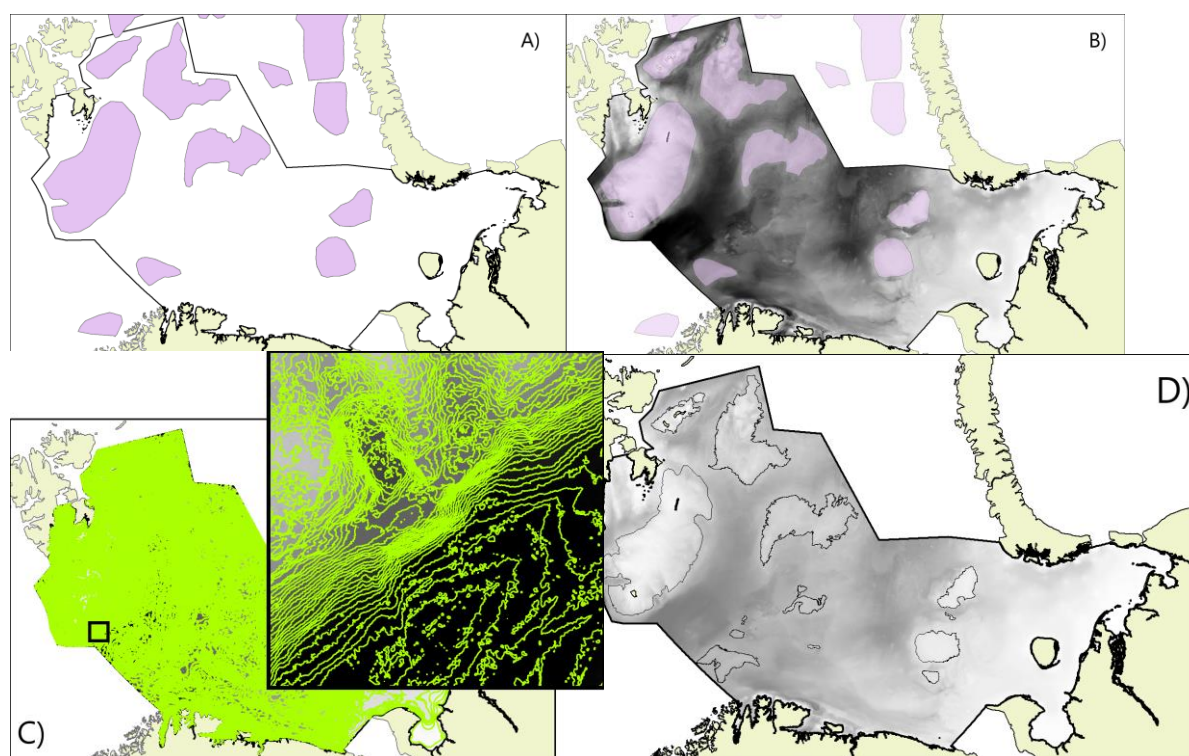
ble det antatt at fangsten var jevnt fordelt på det respektive antall kroker. Totalfangst i hver rute ble dermed definert som totalt fangstkvantum av alle liner innenfor hver rute. Tidsbruk ble ikke tatt hensyn til for linedata.

For tråldata ble det deretter kalkulert total CPUE (fangst dividert med tidsbruk) for hver rute. Siden linefiske er et passivt redskap, i motsetning til trål som er aktivt, ble antall kroker brukt som et mål for innsats, istedenfor tidsbruk som ble brukt for tråldata. CPUE for linedata ble dermed definert som fangst dividert med antall kroker. Fiskeaktivitet med færre enn 50 kroker ble sortert ut av datasettene. Det ble også utledet det totale antall liner eller tråltrekk innenfor hver rute som et mål på innsats/aktivitet, i tillegg til gjennomsnittlig CPUE for hver rute.

### **3.3 Identifisering og konstruering av fiskebanker**

På bakgrunn av oppgavens fokus på fiskebanker i Barentshavet og undersøkelse av fiskeriatferd i forhold til havbunn karakteristikk, var utarbeidelse av fiskebankenes lokasjoner en sentral del av oppgaven. Prosessen startet med en mal utarbeidet i forbindelse med forskningsprosjektet *DRIVEBANKS (drivers of fish extinction and colonization on oceanic banks)*, som utforsker drivere for variasjon og endringer i artsdiversitet og overganger (kolonisering, utryddelse) i marine økosystemer med fokus på oseaniske banker (NINA, 2020). Malen ble brukt som en grovskisse for å visualisere omtrentlige lokasjoner av fiskebanker.

To ulike batymetri datasett ble brukt til å identifisere og kartlegge fiskebankene i studieområdet: i) batymetri raster med rutestørrelse på ca. 115×115m fra *European Marine Observation and Data Network (EMODnet (DTM 2018)) (EMODnet Bathymetry Consortium, 2018)*, som dekket ca. 2/3 av studieområdet, ii) batymetri raster med rutestørrelse på 200×200m fra *International Bathymetric Chart of the Arctic Ocean (IBCAO (versjon 3.0)) (Jakobsson mfl., 2012)* for å dekke de resterende områdene av studieområdet vest og sør for Novaja Semlja. Overflødig data utenfor studieområdet ble fjernet og dybdekonturer med intervaller på ti meter basert på det kombinerte batymetri rasteret ble deretter konstruert og lagt over dybdedata. Dybdekonturene ble så brukt til å lokalisere havområder med bank karakteristikk, som flate områder og bratte skråninger. Basert på visuell tolkning av dybdekonturene og dybde relieff ble banker identifisert og kartlagt (Figur 2).



Figur 2 - Prosessen ved identifisering av fiskebank lokasjoner. A) Drivebanks mal importert til ArcMap 10.7.1. B) Batymetri raster lagt som underlag for malen. C) Dybdekonturer basert på batymetri raster brukt som indikasjon og hjelpelinjer. D) Ferdig tegnede fiskebank lokasjoner.

### 3.4 Fiskebankenes betydning

For å utforske fiskebankenes betydning for fiskeriatferd ble det utledet prosentandel av den totale aktiviteten innenfor og utenfor fiskebankene i tillegg til prosentandel av den totale fangsten som ble fanget innenfor og utenfor fiskebankene. Dette ble gjort for alle år, fordelt på redskap, sesong og fiskeart. Det ble også gjort t-tester for å utforske forskjeller mellom redskap og arter i forhold til CPUE innenfor og utenfor fiskebankene.

### 3.5 Utledning av topografiske havbunn variabler

For å forklare romlige og tidsmessige endringer for fiskeriatferd og hotspot områder ble det brukt ulike forklaringsvariabler. Hovedtyngden av disse var knyttet til havbunn karakteristikk, da beskrivelse av fiskebankenes viktighet i forhold til fiskeriatferd var en sentral del av oppgaven. IBCAO versjon 3.0 batymetri raster (200×200m rutestørrelse) var grunnlaget for alle forklaringsvariabler knyttet til havbunn og ble i første omgang brukt til å hente ut dybdeverdier som ble lagt til i alle datasettene. IBCAO batymetri ble deretter brukt til å bestemme topografiske havbunn variabler som bentisk kompleksitet (*bentic complexity*),

batymetrisk posisjons index (*Bathymetric Position Index*) (BPI)) og terreng robusthet (VRM) for hele studieområdet.

Graden av bentisk kompleksitet beskriver små og store endringer i helningen av havbunnen, og fungerer som en indikator for distinkte heterogene habitater som ofte har sammenheng med artsrikdommen i marine miljøer (Ardron, 2002). Fiskebankene er ofte forbundet med en slik distinkt heterogenitet, spesielt i ytterkantene hvor det kan være svært store dybdeforskjeller innenfor relativt små arealer. Utledning av bentisk kompleksitet ble gjort etter fremgangsmåten beskrevet i Ardron (2002) hvor en multiplikator på 20 ble brukt for dybdeverdier, mens det ikke ble brukt multiplikator for helningsverdier.

Videre ble batymetri brukt til å utlede BPI. Topografisk posisjon, som bunn av en renne, topp av en skråning eller en eksponert klippe, er ofte sterkt korrelert med fysiske og biologiske prosesser, som sediment erosjon eller forvitring. Disse biofysiske egenskapene er nøkkelindikatorer på habitatenes tilstand i forhold til bærekraft, komposisjonen av dyresamfunnene, artsfordeling og artsrikdom (Weiss, 2001). BPI er et mål på hvor en tilsiktet lokasjon befinner seg relativ til lokasjonene rundt seg, og er en modifikasjon av *Topographic Position Index* (TPI) som ble utviklet for å kunne klassifisere terrestrisk topografi i Weiss (2001). BPI ble utledet ved hjelp av *Benthic Terrain Modeler 3.0* (BTM) (Walbridge mfl., 2018), som er en utvidelse til ArcGIS. Bred skala BPI ble brukt med en indre radius på 3 og ytre radius på 40 (radius = antall ruter), som gjør det mulig å identifisere større trekk i det bentiske landskapet. BTM ble også brukt til å beregne terreng robusthet (VRM). Her defineres terrengets robusthet som variasjonen i en tredimensjonal orientering av ruter i et spesifisert område. Denne metoden fanger effektivt opp variasjoner i helning og aspekt til ett enkelt mål (Hobson, 1972; Sappington mfl., 2007).

### **3.6 Romlig autokorrelasjon og hotspot analyse**

Geospasiale statistikker, som hotspot analyse og romlig autokorrelasjons analyse, ble brukt til å analysere romlige og tidsmessige mønstre for CPUE. Et utvalg av datamaterialet for hvert år, i begge redskapsgrupper, ble testet for romlig autokorrelasjon i CPUE ved bruk av *Global Moran's I* (Ord og Getis, 1995). *Moran's index* ble brukt som mål på grad av romlig autokorrelasjon, som er en verdi mellom -1 (spredt mønster) og +1 (gruppert mønster), hvor verdier tilnærmet null indikerer tilfeldig fordeling. På denne måten ble det testet hvorvidt

CPUE fordelt over analyserutene opptrådte tilfeldig eller ikke, og om mønsteret var spredt eller gruppert.

Etter at mønstre for romlig autokorrelasjon var bestemt for de utvalgte datasettene ble *Optimized Hot Spot Analysis*, basert på Getis-Ord  $G_i^*$  statistikken (Ibid.), brukt til å identifisere områder med høye (hotspots) og lave (coldspots) CPUE-verdier. Denne type analyse evaluerer automatisk datasettets karakteristikk for å produsere optimale resultater, og ble valgt på bakgrunn av den totale datamengden og variasjoner i forhold til arter og redskap. Statistisk signifikante verdier ved 90% signifikansnivå fra hotspot analysene ble så eksportert og brukt til å lage rasterfiler for hvert datasett. Det ble laget tolv rasterfiler for hvert år, fordelt på art og sesong. I tillegg ble det laget kumulative rasterfiler med alle år og arter for å avdekke områder med vedvarende høye CPUE-verdier. Rasterfiler for tråldata ble klassifisert i sju grupper avhengig av signifikansnivå, mens linedata ble klassifisert i tre grupper etter signifikansnivå på bakgrunn av mindre datagrunnlag og visualiseringshensyn.

### **3.7 Drivere for romlige og tidsmessige endringer i fiskeriatferd**

I tillegg til de topografiske variablene tidligere beskrevet ble det brukt SST-data, årstall, avstand fra kystlinjer og avstand fra fiskebanker som forklaringsvariabler for romlige og tidsmessige endringer i fiskeriatferd. SST-data ble hentet fra *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS) og bestod av årlige gjennomsnittstemperaturer med en oppløsning på fire kilometer (NASA Goddard Space Flight Center, 2020). For å optimalisere datasettene for videre analyse ble gjennomsnittsverdier fra nevnte batymetriske forklaringsvariabler aggregert for samme rutestørrelse som SST-data (dvs. 4km). I tillegg ble det regnet ut avstand fra alle ruter i rutenettet til alle kystlinjer i studieområdet, samt avstand til alle fiskebanker. Avstand fra kysten har en direkte sammenheng med fartøyenes reisetid og økonomiske utgifter (f.eks. drivstofforbruk) og kan derfor være med å bestemme valg av fiskefelt. Det kan også antas at det foregår flere menneskelige aktiviteter nærmere kysten, og avstanden fra kysten kan således fungere som en proxyindikator for press fra menneskelige aktiviteter. Avstand fra fiskebankene ble brukt som en indikator på fiskebankenes viktighet for valg av fiskeområde. Samlede verdier for de avhengige variablene (CPUE og innsats/aktivitet) ble også aggregert til samme rutestørrelse som SST-data (4km) for å se effekt av årstall og SST på fiskerimønstre.

### 3.7.1 Lineær- og geografisk vektet regresjon

Oppgaven brukte både lineær- og geografisk vektet regresjonsanalyse (GWR) for å identifisere drivende faktorer bak romlige og tidsmessige endringer i fiskeriatferd og CPUE hotspots.

Enkle lineære regresjonsmodeller ble brukt for å se på tidsmessige endringer i CPUE gjennom studieperioden, samt sammenhenger mellom fiske på og utenfor fiskebanker for begge redskapsgrupper og alle arter med hensyn på CPUE og innsats. Det ble også utledet årlige gjennomsnittsverdier for SST og CPUE for begge redskapsgrupper og alle arter for å se på mønstre for CPUE i et større perspektiv for hele studieområdet.

Et av hovedmålene ved romlig analyse er å beskrive de naturlige forholdene som finnes mellom ulike variabler. Dette gjøres vanligvis ved å kalkulere statistikk eller estimere parametere med observasjoner tatt fra ulike romlige enheter fra et gitt studieområde. En vanlig antakelse ved slike analyser er at disse statistikk og parameter estimatene er konstante gjennom rom, dvs. romlig stasjonære. Dette er imidlertid ikke alltid tilfelle, og mange globale modeller klarer dermed ikke å fange opp forholdet mellom forklaringsvariablene på en god måte. For å kunne fange opp romlig ikke-stasjonaritet må modellen som brukes ha evnen til å endre seg for ulike områder for å kunne reflektere strukturen innad i datamaterialet. Dette var bakgrunnen for bruken av GWR modellen for videre analyse, en modell som tillater ulike forhold å eksistere i ulike geografiske posisjoner (Brunsdon mfl., 1996).

Antakelsen om romlig stasjonære prosesser innenfor analyseområdet har også vært svært utbredt innenfor analyse av fiskeridata. De marine ressursene beveger seg over enorme områder og påvirkes dermed av en rekke komplekse prosesser gjennom tid og rom. Disse prosessene utforskes ofte ved å bruke gjennomsnittsverdier for miljøbestemte og populasjons variabler i et gitt forvaltningsområde. Resultatet av dette er at en global modell brukes for hele forvaltningsområdet, noe som kan være nyttig for å teste ulike hypoteser, men som i mange tilfeller mislykkes i å forklare viktige lokale forhold mellom variabler. GWR tar hensyn til både romlig heterogenitet (f.eks. romlig ikke-stasjonaritet) og romlig avhengighet (f.eks. romlig autokorrelasjon) (Windle mfl., 2010). Gitt den naturlige høye mobiliteten i fiskeriressursene, størrelsen på studieområdet, og de svært dynamiske biologiske og miljøbestemte interaksjonene som finnes i marine økosystemer, vil denne oppgaven bruke



GWR som modell for å forklare vedvarende bærekraftige fiskeområder i Barentshavet. Den generelle formen for GWR modellen brukt i oppgaven er gitt ved formelen:

*Formel 1: GWR modell*

$$y_i(u_i, v_i) = \beta_0(u_i, v_i) + \beta_{depth}(u_i, v_i) * depth_i + \beta_{bComp}(u_i, v_i) * bComp_i + \beta_{bpi}(u_i, v_i) * BPI_i + \beta_{vrm}(u_i, v_i) * VRM_i + \beta_{distCoast}(u_i, v_i) * distCoast_i + \beta_{distBanks}(u_i, v_i) * distBanks_i + \beta_{sst}(u_i, v_i) * sst_i + \epsilon_i$$

Hvor,  $(u_i, v_i)$  er koordinatene. Den avhengige variabelen  $y_i(u_i, v_i)$  er kumulativ signifikant hotspot verdi, som indikerer vedvarende fiskepress på lokasjonen definert av koordinatene  $(u_i, v_i)$ .  $\beta_0$  er skjæringspunktet;  $\beta_{depth}$ ,  $\beta_{bComp}$ ,  $\beta_{bpi}$ ,  $\beta_{vrm}$ ,  $\beta_{distCoast}$ ,  $\beta_{distBanks}$ ,  $\beta_{sst}$  er romlig varierende lokale regresjons koeffisienter for prediksjonsvariablene dybde (depth), bentisk kompleksitet (bComp), batymetrisk posisjons index (BPI), terreng robusthet (VRM), avstand fra kysten (distCoast), avstand fra fiskebankene (distBanks) og gjennomsnittlig overflatetemperatur i havet (SST) henholdsvis, og  $\epsilon_i$  er tilfeldig variasjon i punkt  $i$ . Flere forskjellige GWR modeller ble testet ved å bruke ulike kombinasjoner av nevnte forklaringsvariabler (Formel 1) for å identifisere den beste GWR modellen.

### **3.7.2 Dokumentundersøkelse**

For å undersøke mulige effekter av utvikling innen forvaltning og teknologi på endringer i fiskeriatferd ble det gjort en dokumentundersøkelse. Undersøkelsen konsentrerte seg hovedsakelig om å finne konkrete fiskerirelaterte forvaltningstiltak/reguleringer eller spesifikke endringer innen fartøy og redskapsteknologi, som kunne påvirke fiskeriatferden i Barentshavet direkte eller indirekte.

## 4 Resultater

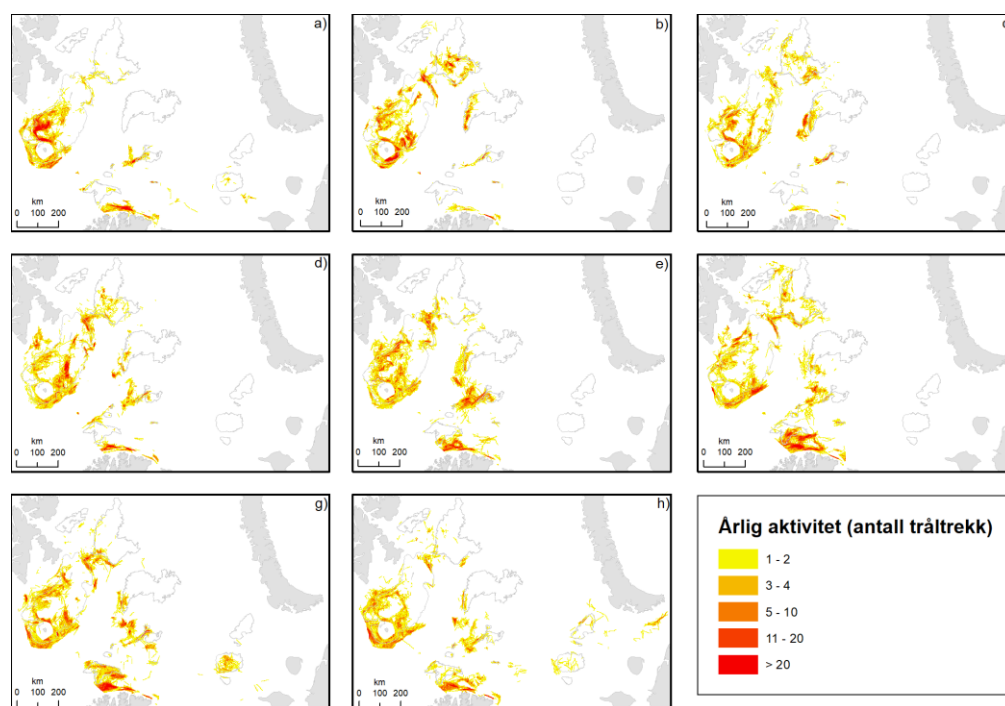
I den følgende delen vil først årlige variasjoner i fiskeriaktivitet presenteres for begge redskapsgrupper og alle fiskearter. Deretter presenteres sesongmessige- og årlige variasjoner i fangst per enhet innsats for både trål- og linefangster, i tillegg til kumulative kart over vedvarende bærekraftige fiskeområder. Tilslutt vil fiskebankenes betydning presenteres og effekten av bentisk topografi på kumulative CPUE hotspots belyses.

### 4.1 Årlige variasjoner i fiskeriaktivitet

#### 4.1.1 Trålaktivitet

##### 4.1.1.1 Hyse

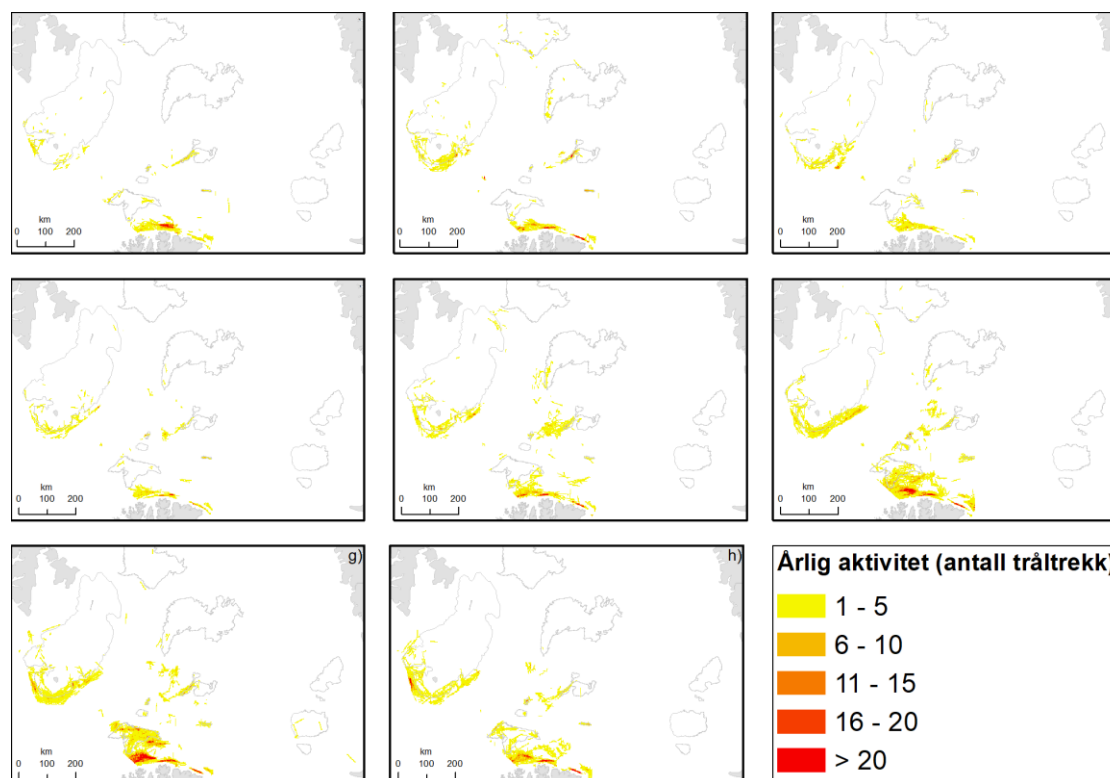
Trålaktivitet med hyse som fangstart er i stor grad konsentrert rundt finnmarkskysten, rundt Bjørnøya og nordover på den store banken sørøst for Svalbard (Svalbardbanken), og på bankene i sentrale deler av Barentshavet. Gjennom studieperioden beveger aktiviteten seg østover og nordover, og en større del av aktiviteten finner sted på og mellom de sentrale og nordligste bankene, i tillegg til at aktiviteten langs finnmarkskysten har en økende trend (Figur 3). Årene 2011, 2017 og 2018 har aktivitet helt øst i studieområdet, på bankene sørvest for Novaja Semlja og noe østover.



Figur 3 - Årlig trålaktivitet med hyse som fangstart i perioden 2011-2018 (a-h).

#### 4.1.1.2 Sei

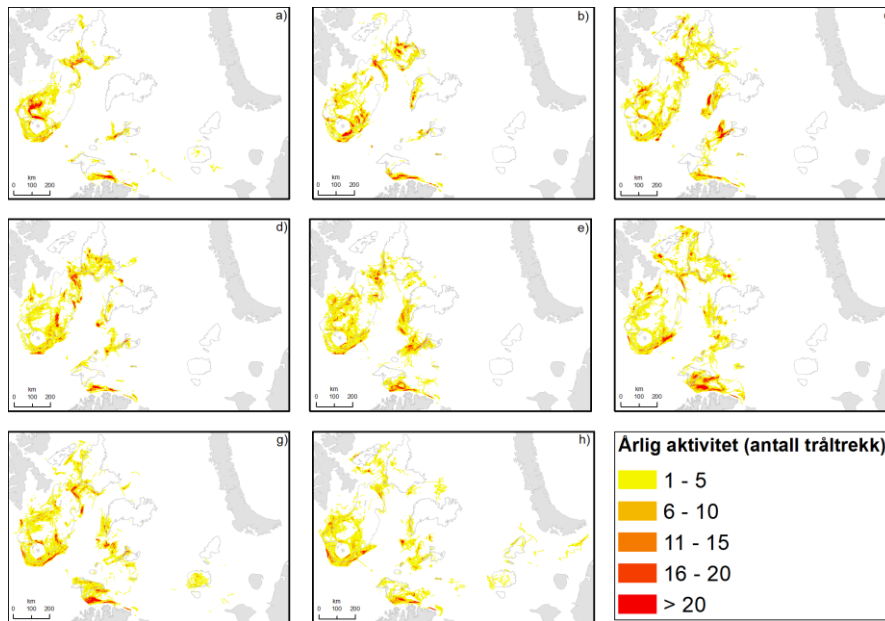
Fangst av sei med trål foregår i hovedsak langs finnmarkskysten, sør for Bjørnøya langs kanten av Svalbardbanken, og på de minste bankene sentralt i Barentshavet (Figur 4). Aktiviteten øker gjennom studietiden, spesielt langs finnmarkskysten. Fisket flytter seg noe nordover, med økt aktivitet på banken utenfor finnmarkskysten (Nordkappbanken), de sørligste av de sentrale bankene, og i sørlige deler av Svalbardbanken. Året 2012 skiller seg noe fra resten, med aktivitet på en av de nordligste bankene i studieområdet.



Figur 4 - Årlig trålaktivitet med sei som fangstart i perioden 2011-2018 (a-h).

#### 4.1.1.3 Torsk

Trålaktivitet med torsk som fangstart har store likheter med hyse-aktiviteten, men er noe jevnere fordelt over et større geografisk område (Figur 5). Området utenfor finnmarkskysten har vedvarende høy aktivitet gjennom hele studieperioden. Sørlige halvdel av Svalbardbanken i tillegg til mellomrommet mellom denne banken og banken på nordsiden har en del aktivitet. Moderat til høy aktivitet finnes også i sentrale deler av Barentshavet, hovedsakelig i tilknytning til bankene. Aktiviteten beveger seg noe østover, med aktivitet sør og sørvest for Novaja Semlja i 2011, 2017 og 2018.

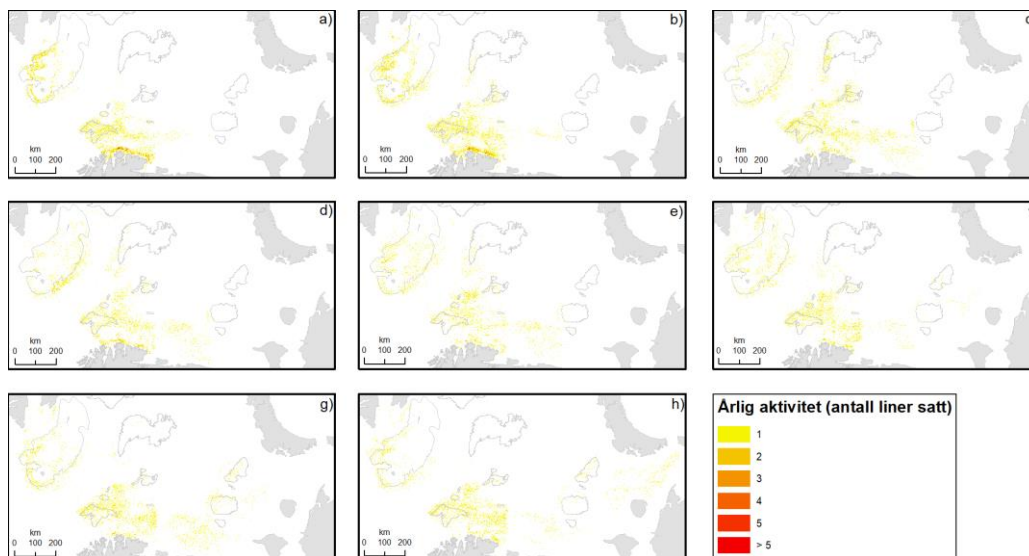


Figur 5 - Årlig trållaktivitet med torsk som fangstart i perioden 2011-2018 (a-h).

## 4.1.2 Lineaktivitet

### 4.1.2.1 Hyse

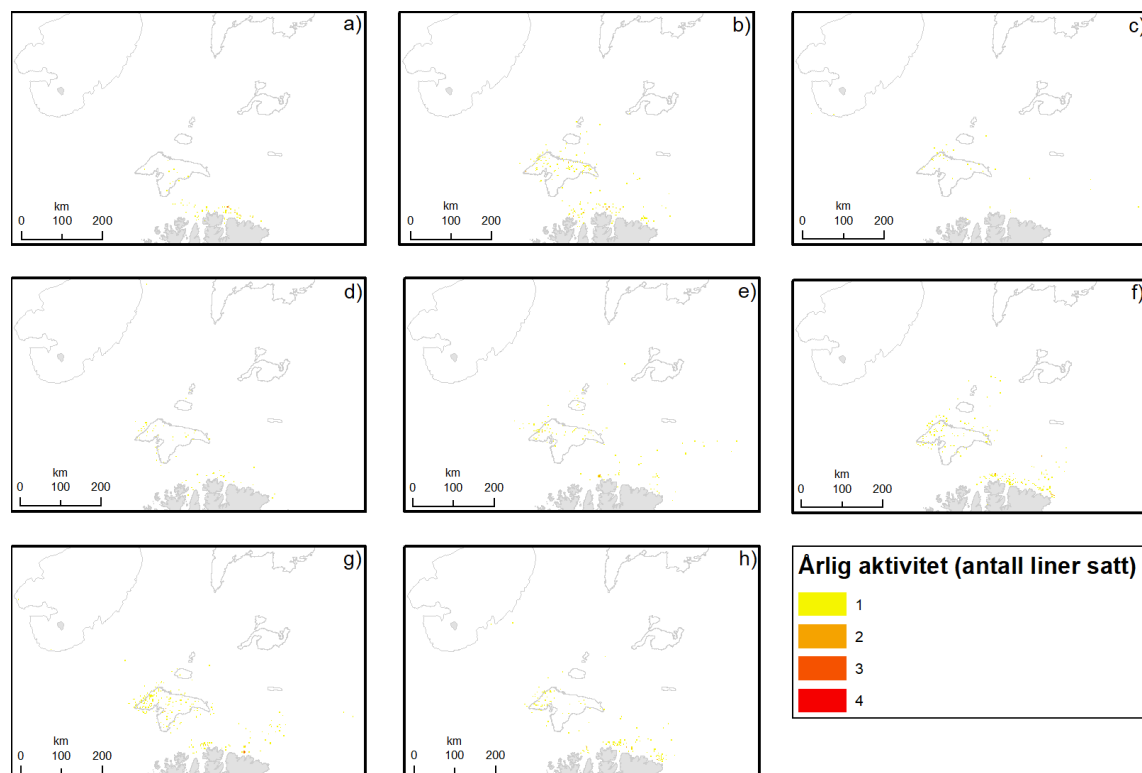
Lineaktivitet med hyse som fangstart er i hovedsak konsentrert langs finnmarkskysten og Nordkappbanken, rundt de sørligste bankene sentralt i Barentshavet, i tillegg til en del aktivitet i kantene på sørlige halvdel av Svalbardbanken (Figur 6). Gjennom studietiden trekker fisket seg østover, spesielt i sørlige deler av studieområdet langs finnmarkskysten og østover utenfor russiske kystområder helt til områder sørvest for Novaja Semlja.



Figur 6 - Årlig lineaktivitet med hyse som fangstart i perioden 2011-2018 (a-h).

#### 4.1.2.2 Sei

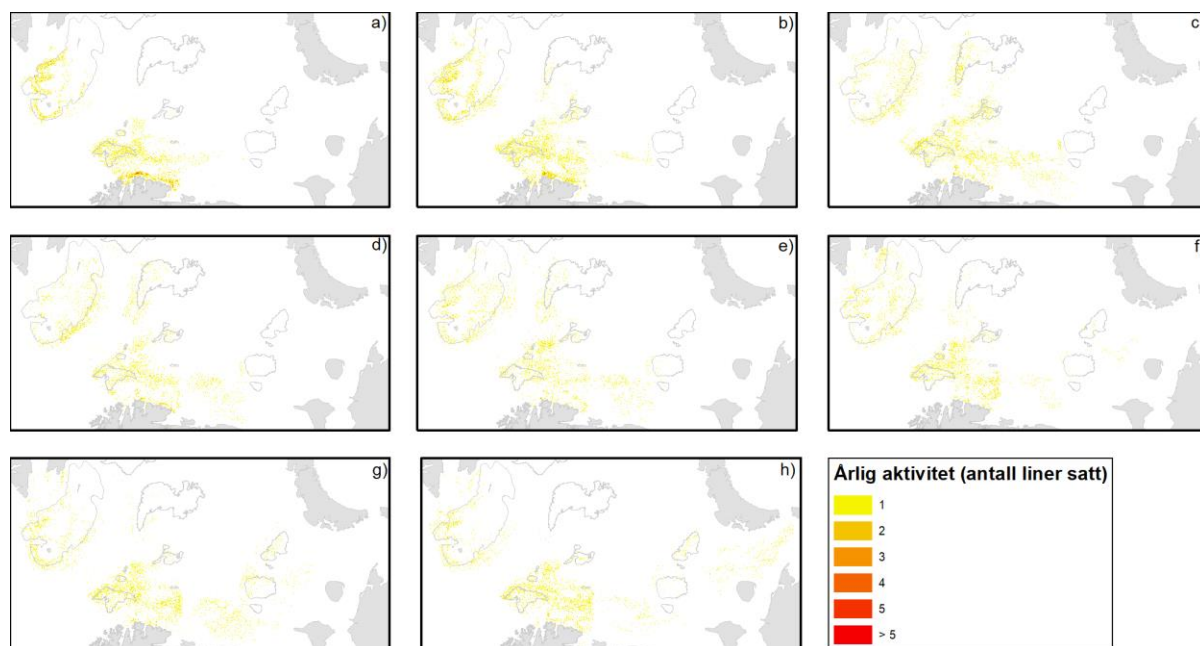
Lineaktiviteten med sei som fangstart er relativt liten og foregår i all hovedsak langs finnmarkskysten og på Nordkappbanken. Aktiviteten synes å bevege seg noe nordover, med en større andel av aktiviteten lokalisert på og nord for Nordkappbanken utover studieperioden (Figur 7).



Figur 7 - Årlig lineaktivitet med sei som fangstart i perioden 2011-2018 (a-h).

#### 4.1.2.3 Torsk

Lineaktivitet ved torsk som fangstart følger i stor grad de samme mønstrene som hyseaktiviteten. Hovedtyngden av aktiviteten foregår langs finnmarkskysten og på Nordkappbanken, og nordover rundt de sørligste bankene sentralt i Barentshavet (Figur 8). En del aktivitet finnes også hovedsakelig i kantene av Svalbardbanken og nord for russiske kystområder. Gjennom studieperioden synes trenden på banken sørøst for Svalbard å være et mer sporadisk fiske, mens en del av aktiviteten langs finnmarkskysten flytter seg nordover til områder rundt de sentrale bankene i Barentshavet og østover til bankene og områdene sør for Novaja Semlja.



Figur 8 - Årlig lineaktivitet med torsk som fangstart i perioden 2011-2018 (a-h).

## 4.2 Sesongmessige- og årlige variasjoner i CPUE (trål)

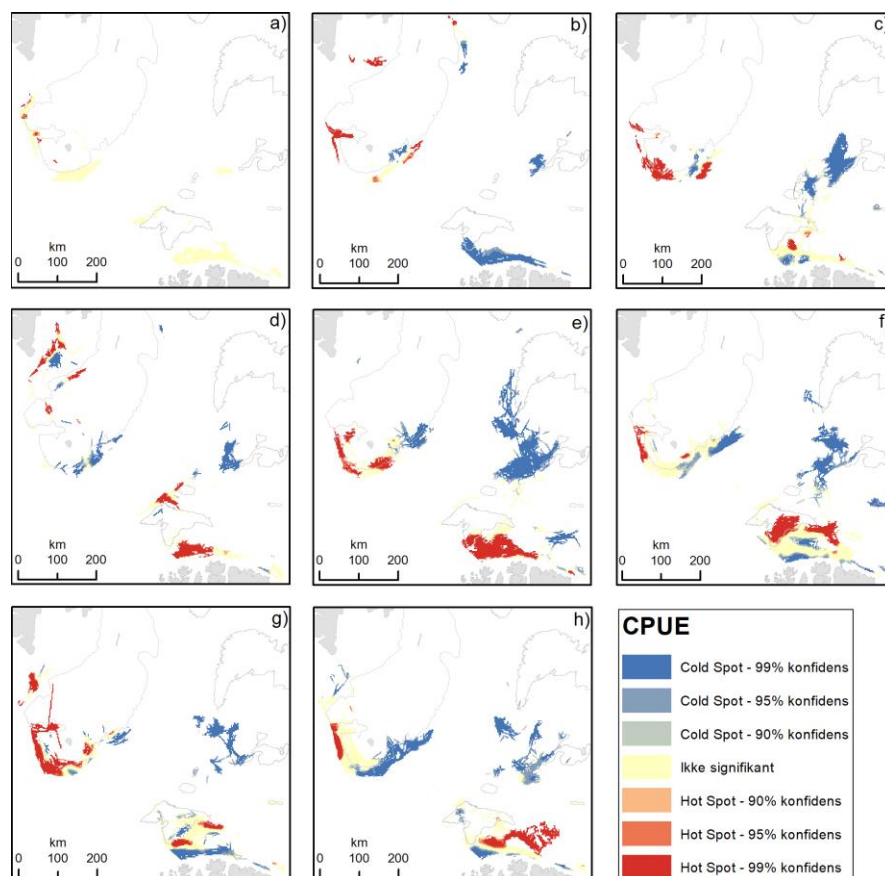
Analyse av romlig autokorrelasjon (Moran's I) viste sterkt til veldig sterkt klyngemønster (enten klynger av høye-høye eller lave-lave verdier) i den romlige utbredelsen av CPUE-verdier i Barentshavet i perioden 2011-2018. Klyngemønster var signifikant for alle datasettene som ble analysert og indikerte høy positiv autokorrelasjon.

Det ble observert signifikante tidsmessige og romlige endringer i CPUE mellom 2011-2018. Hotspot analysene for tråldata viste relativt store variasjoner mellom sesonger og år, spesielt for hyse og torsk, mens trålfanget sei hadde en noe mer stabil utvikling. Hotspot analyser for linedata viste også tidvis store variasjoner, fortrinnsvis årlige variasjoner, men også mellom sesonger. Størrelsen og intensiteten av hotspots var generelt større for tråldata enn for linedata, og linefisket generelt så ut til å bevege seg østover og noe nordover. Mer detaljerte beskrivelser vedrørende sesongmessige- og årlige variasjoner i CPUE er beskrevet i kommende underkapitler.

Hotspot analyser ble også gjort for aktivitet, innsats og fangst. Mønstrene for sesongmessige- og årlige variasjoner var imidlertid relativt like som for CPUE, og oppgaven presenterer derfor CPUE resultater, som tar hensyn til både fangst og innsats.

### 4.2.1 Hyse

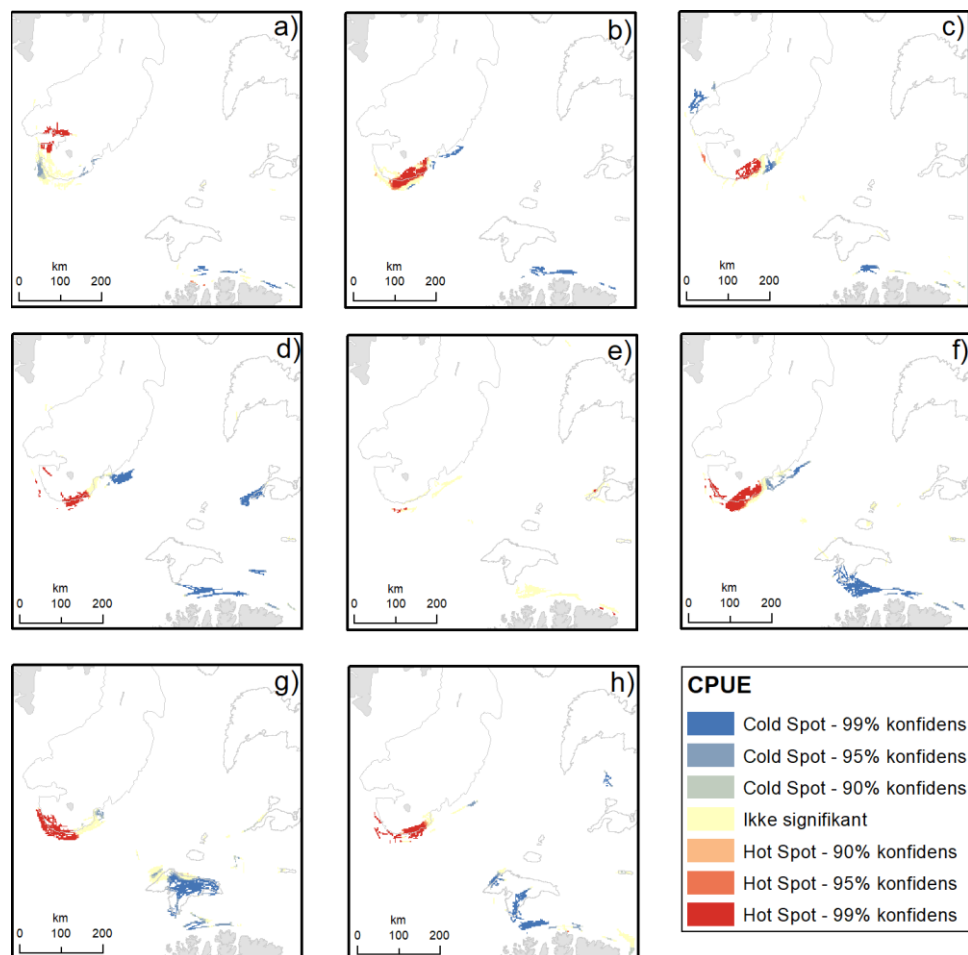
På vinteren er CPUE hotspots for trålfanget hyse i stor grad knyttet til finnmarkskysten, de sørligste bankene i Barentshavet og Svalbardbanken (Figur 9). Signifikante konsentrasjoner av høye CPUE-verdier på Svalbardbanken ser ut til å følge bankens ytterkant og er hovedsakelig lokalisert på vest- og sørsiden av Bjørnøya, mens konsentrasjoner langs finnmarkskysten hovedsakelig ligger mellom kysten og Nordkappbanken. Det synes ikke å være noen klar utviklingstrend i forhold til konsentrasjonenes lokasjoner, mens det totale arealet av klynger med høye CPUE-verdier øker noe gjennom studieperioden. Areal med coldspots øker også betydelig, hovedsakelig rundt bankene i sentrale deler av Barentshavet.



Figur 9 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av hysefangster på vinteren i perioden 2011-2018 (a-h).

På våren observeres signifikante konsentrasjoner av høye CPUE-verdier for trålfanget hyse nesten utelukkende i tilknytning til Svalbardbanken. Hotspots finnes hovedsakelig sør for Bjørnøya, langs kanten av Svalbardbanken, og lokasjonene varierer i liten grad gjennom studieperioden (Figur 10). Det totale arealet av områder bestående av klynger med høye CPUE-verdier har en svak nedgang og slike områder i tilknytning til finnmarkskysten

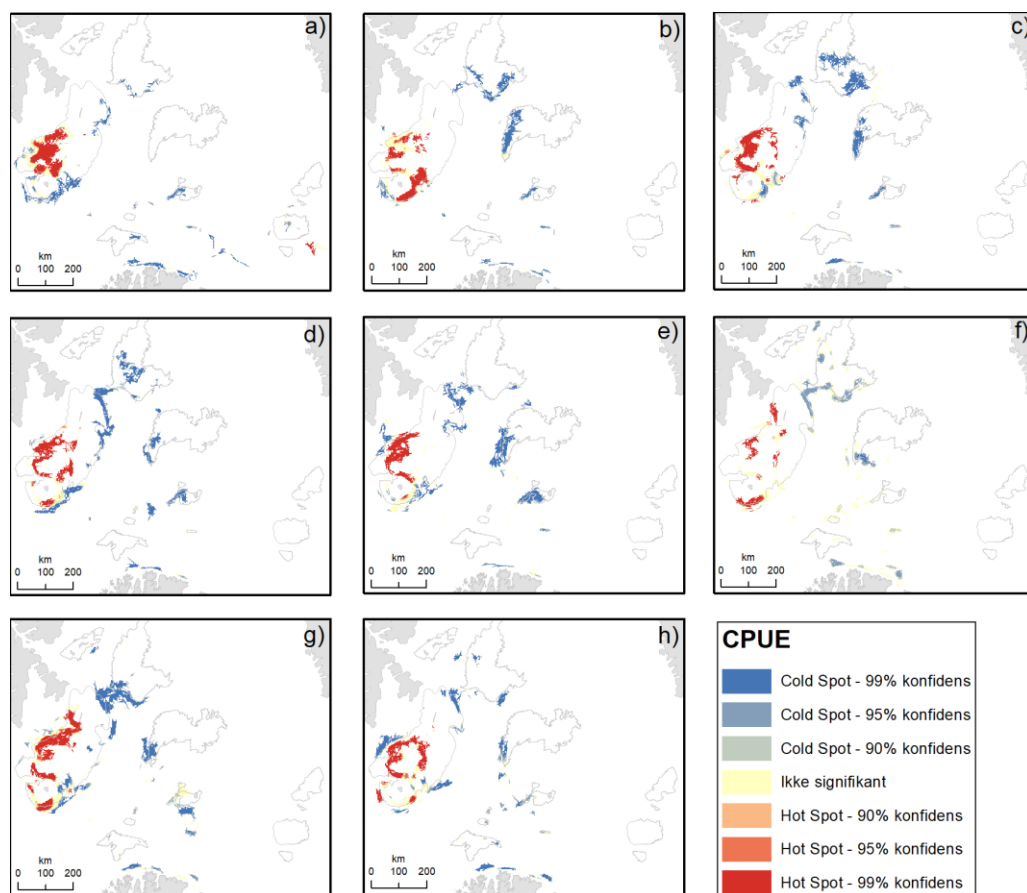
forsvinner sammenliknet med vintersesongen. Signifikante konsentrasjoner av lave CPUE-verdier finnes hovedsakelig nær finnmarkskysten og på Nordkappbanken.



Figur 10 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av hysefangster på våren i perioden 2011-2018 (a-h).

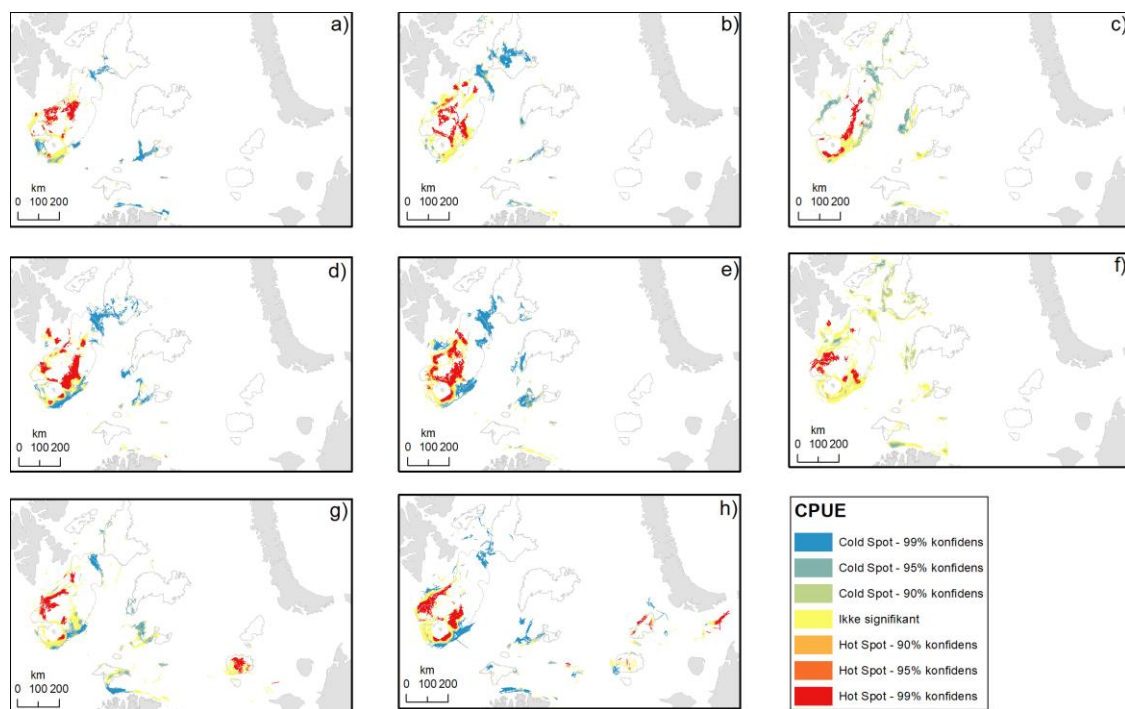
Med unntak av et område på østsiden av bankene sør for Novaja Semlja i 2011, er CPUE hotspots for trålfanget hyse utelukkende lokalisert på Svalbardbanken i sommersesongen (Figur 11). Klynger av høye CPUE-verdier observeres i området rundt hele Bjørnøya, med hovedtyngden lokalisert på nordsiden. I motsetning til vinter- og vårsesongen, hvor hotspots i stor grad fulgte kanten av sørlige deler av Svalbardbanken, er hotspots for sommersesongen lokalisert på større deler av banken, med mange signifikante konsentrasjoner av høye CPUE-verdier sentralt og vest på banken. Klynger av lave CPUE-verdier observeres stort sett i tilknytning til de nordligste bankene, spesielt i området mellom disse bankene og Svalbardbanken.





Figur 11 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av hysefangster på sommeren i perioden 2011-2018 (a-h).

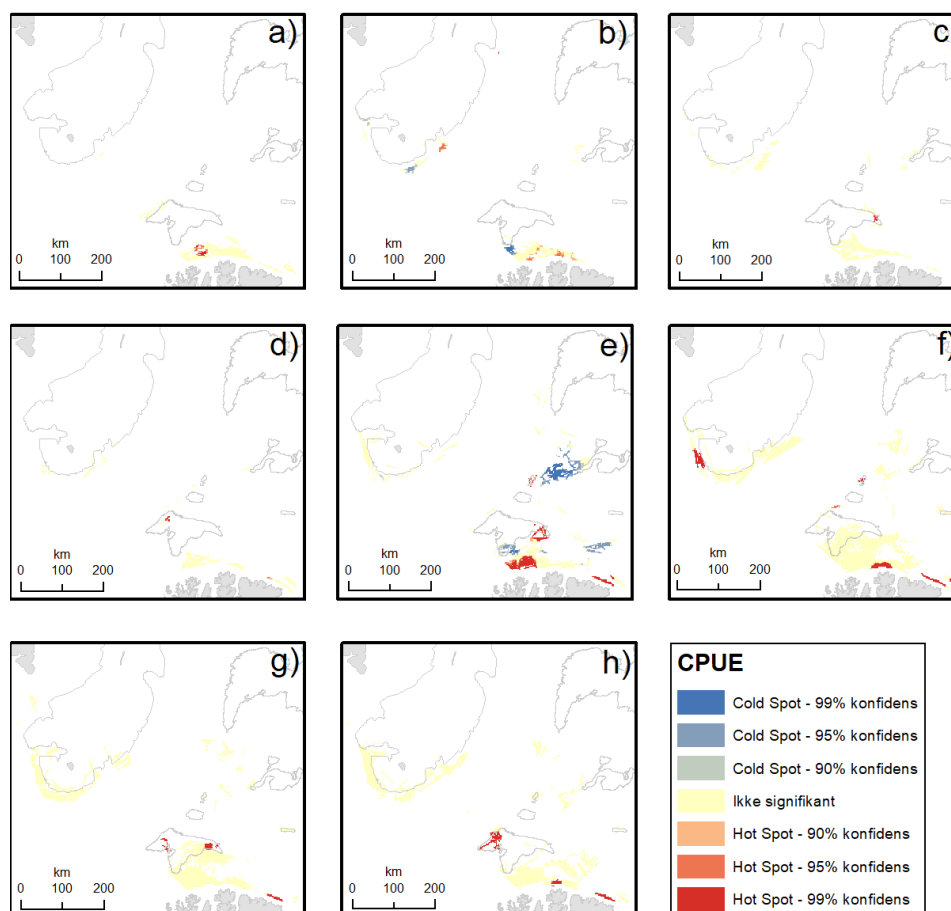
CPUE hotspots for trålfanget hyse i høstsesongen er med unntak av årene 2017 og 2018 lokalisert på Svalbardbanken (Figur 12). Hovedtyngden finnes på nord- og østsiden av Bjørnøya og strekker seg et stykke nordover på banken. Mens klynger av høye CPUE-verdier i sommersesongen i stor grad var lokalisert vest på banken, observeres de i høstsesongen mer sentralisert og øst på banken. I tillegg finnes det i senere år et betydelig areal med signifikante konsentrasjoner av høye CPUE-verdier på bankene sør for Novaja Semlja og helt øst i studieområdet.



Figur 12 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av hysefangster på høsten i perioden 2011-2018 (a-h).

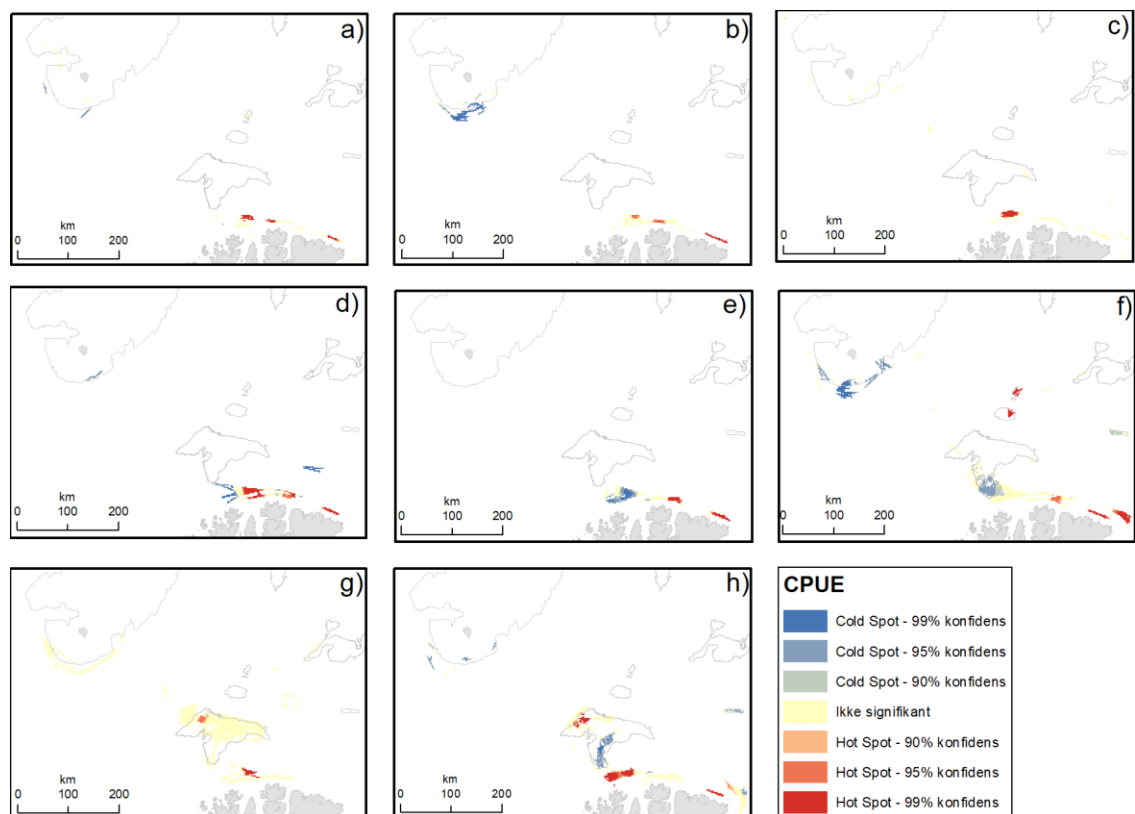
#### 4.2.2 Sei

Klynger av høye CPUE-verdier for trålfanget sei er, med unntak av noen områder rundt sørkanten av Svalbardbanken, lokalisert nær finnmarkskysten og på Nordkappbanken på vinteren (Figur 13). Det totale arealet av disse konsentrasjonene av høye CPUE-verdier er gjennomgående lite gjennom hele studieperioden, men har en svak økende trend. I tillegg er en større andel av hotspots lokalisert på Nordkappbanken og slike konsentrasjoner langs finnmarkskysten beveger seg noe østover utover studieperioden.



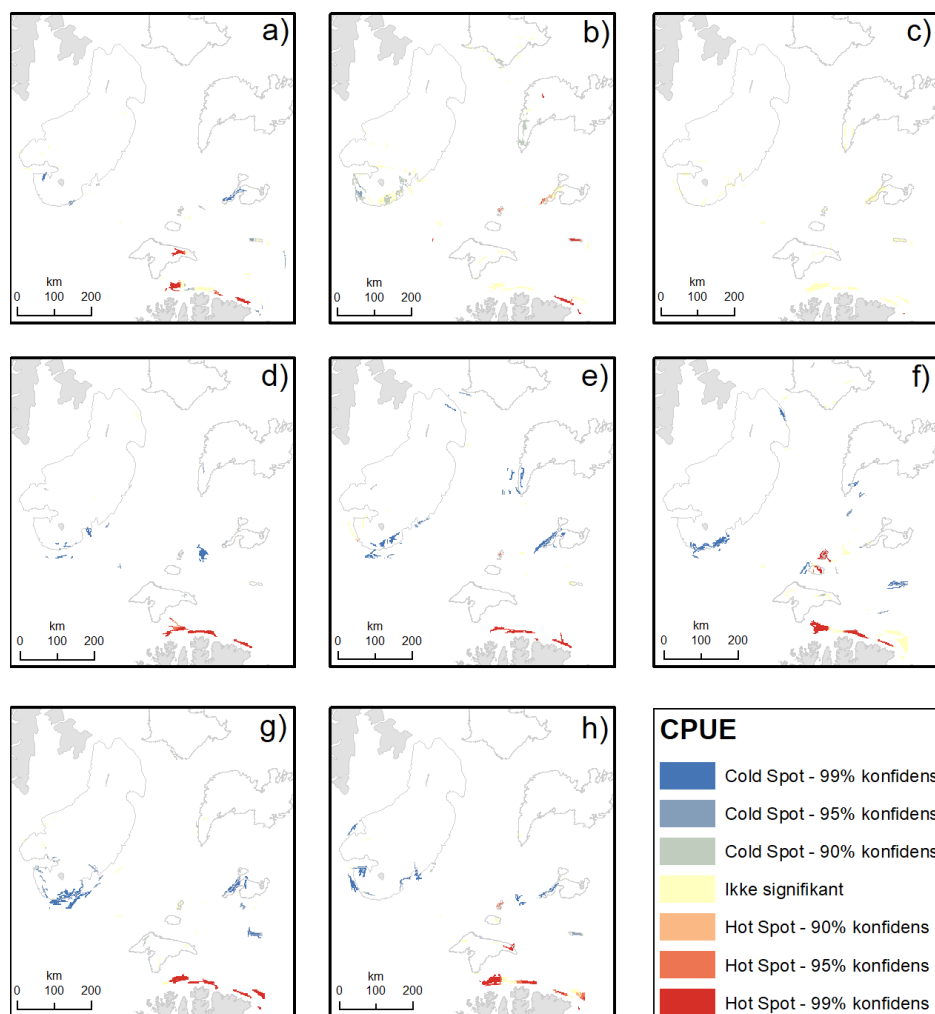
Figur 13 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av seifangster på vinteren i perioden 2011-2018 (a-h).

På våren observeres hotspots for trålfanget sei langs finnmarkskysten gjennom hele studieperioden. I senere år har også områder på Nordkappbanken og de mindre bankene nord for denne signifikante konsentrasjoner av høye CPUE-verdier (Figur 14). Det totale arealet av klynger med høye CPUE-verdier er forholdsvis jevnt gjennom studieperioden, og den østlige trenden hotspots langs finnmarkskysten hadde i vintersesongen er ikke tilstede på våren, hvor lokasjonene er relativt stabile fra år til år.



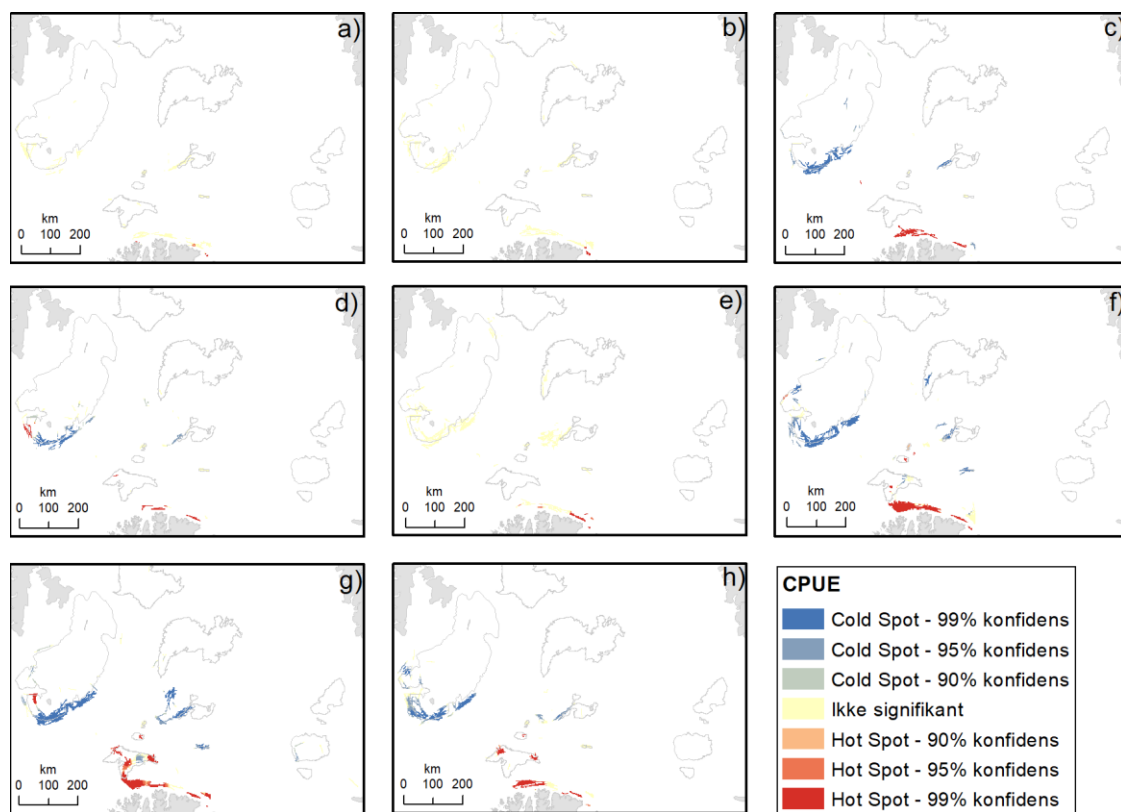
Figur 14 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av seifangster på våren i perioden 2011-2018 (a-h).

CPUE hotspots for trålfanget sei på sommeren finnes hovedsakelig langs finnmarkskysten, i tillegg til noen områder på Nordkappbanken og de mindre bankene nord for denne (Figur 15). Det totale areal av hotspot lokasjoner har en økende trend frem til 2014, før arealet stagnerer og konsentrerer seg i tre forholdsvis distinkte grupperinger langs finnmarkskysten. Signifikante konsentrasjoner av lave CPUE-verdier har en mer jevnt økende trend gjennom studieperioden, hvor de største områdene er lokalisert sørøst for Bjørnøya i kanten av Svalbardbanken, i tillegg til en noen områder rundt bankene sentralt i Barentshavet.



Figur 15 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av seifangster på sommeren i perioden 2011-2018 (a-h).

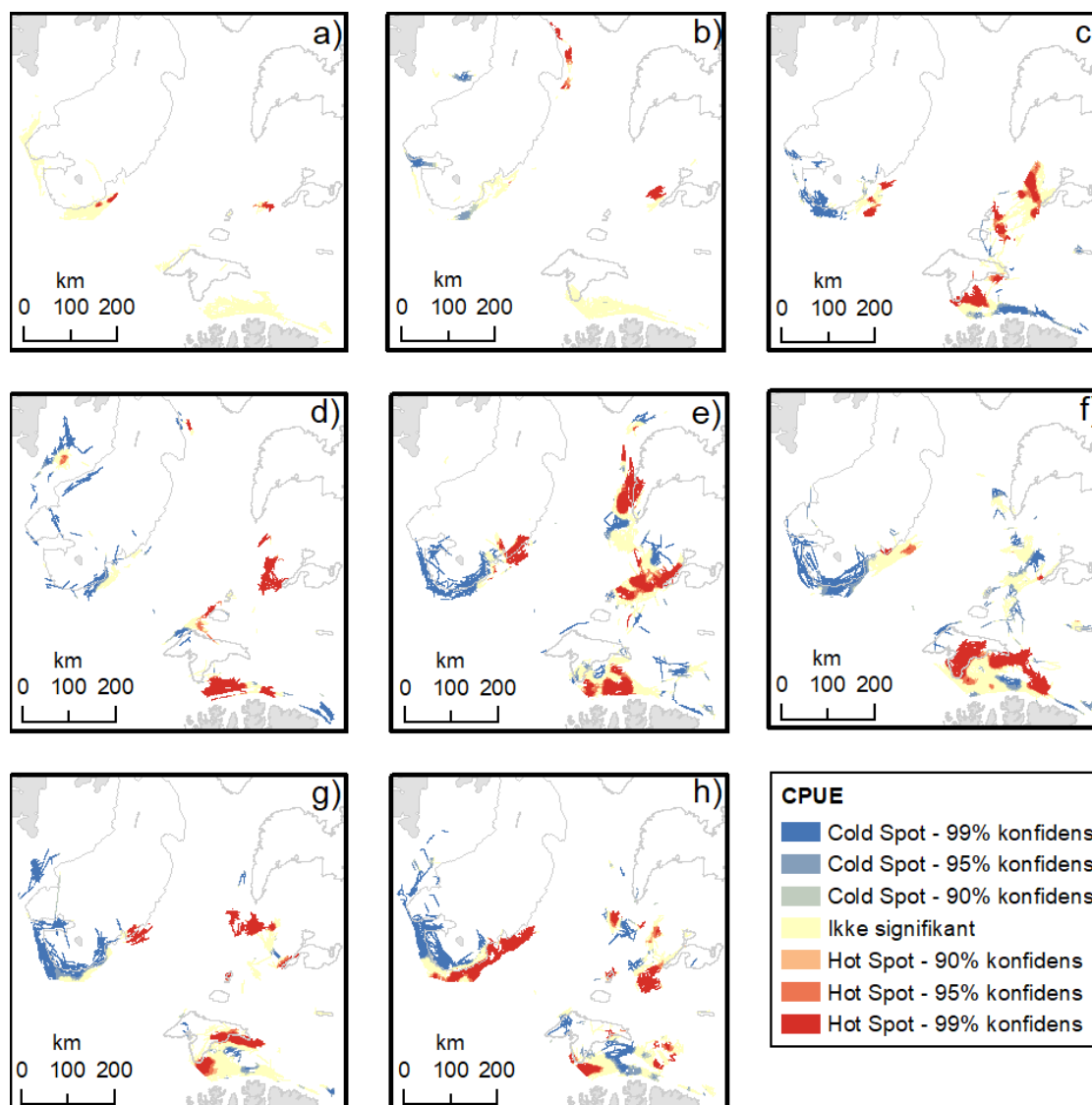
På høsten observeres klynger av høye CPUE-verdier for trålfanget sei langs finnmarkskysten og et stykke nordover til de mest kystnære bankene, samt noen områder vest for Bjørnøya på Svalbardbanken. Det totale arealet med signifikante høye verdier har en økende trend, fra nesten ingen hotspot områder i 2011 til store deler av finnmarkskysten de tre siste årene i studieperioden (Figur 16). Konsentrasjonene beveger seg også noe nordover de siste årene, med flere områder lokalisert på de tre nærmeste bankene nord for finnmarkskysten. Det totale areal av klynger med lave CPUE-verdier har også en økende trend, og finnes hovedsakelig langs sørkanten Svalbardbanken, i tillegg til områder østover rundt de sentrale bankene i Barentshavet utover studieperioden.



Figur 16 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av seifangster på høsten i perioden 2011-2018 (a-h).

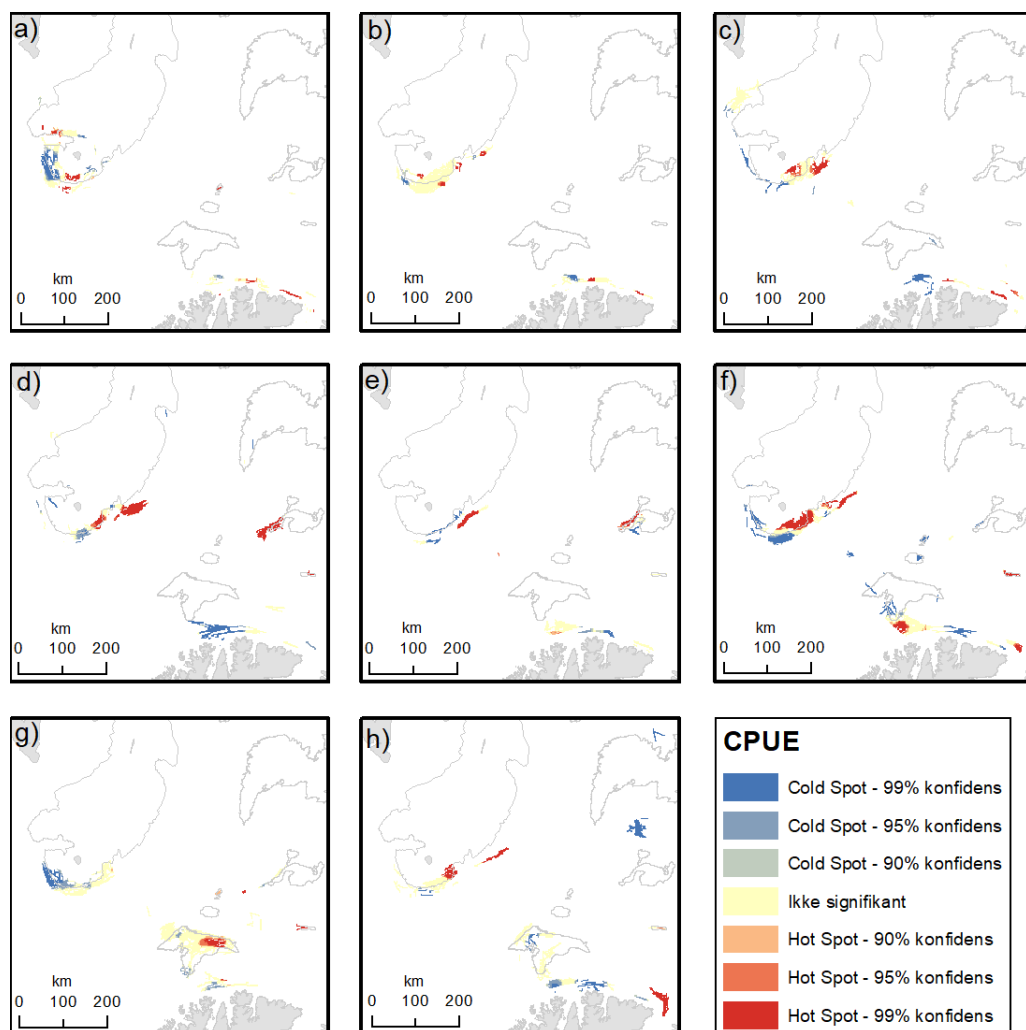
### 4.2.3 Torsk

CPUE hotspots for trålfanget torsk på vinteren er forholdsvis spredt utover den vestlige halvdel av studieområdet. Signifikante konsentrasjoner av høye CPUE-verdier observeres i tilknytning til kanten av Svalbardbanken, langs finnmarkskysten og nordover til Nordkappbanken, i tillegg til en del områder på og utenfor de sentrale bankene i Barentshavet (Figur 17). Det totale areal av disse konsentrasjonene har en sterkt økende trend tidlig i studieperioden, før det stagnerer på et forholdsvis høyt nivå. Området nord for finnmarkskysten og et område vest for den minste sentrale banken er relativt stabilt med klynger av høye CPUE-verdier i stort sett alle år, mens det i resten av studieområdet varierer i større grad uten noen klar trend gjennom studieperioden. Coldspot lokasjoner har også en økende trend, og finnes rundt vest- og sørkanten av Svalbardbanken, og er ellers lokalisert i tilknytning til hotspot lokasjoner men i mindre omfang.



Figur 17 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av torskefangster på vinteren i perioden 2011-2018 (a-h).

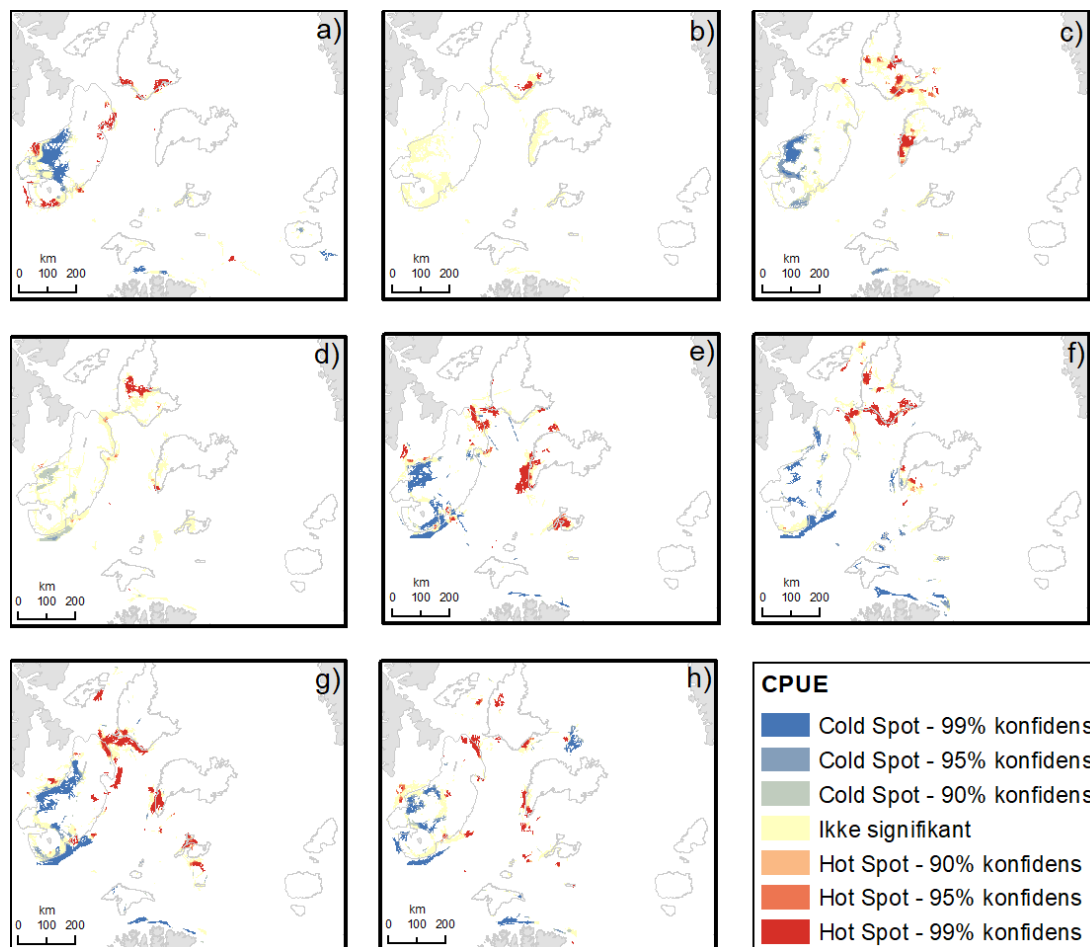
På våren finnes signifikante konsentrasjoner av høye CPUE-verdier for trålfanget torsk i sørlige halvdel av Svalbardbanken, hovedsakelig på østsiden, noen områder langs finnmarkskysten og på Nordkappbanken, og nordover til de minste sentrale bankene (Figur 18). Det totale hotspot arealet har en svak økende trend gjennom studieperioden, og området øst for Svalbardbanken er relativt stabilt med konsentrasjoner av høye verdier i de fleste år, mens klynger langs finnmarkskysten beveger seg noe østover. I tillegg er den sørligste av de sentrale bankene et stabilt område med hotspots de seneste årene.



Figur 18 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av torskefangster på våren i perioden 2011-2018 (a-h).

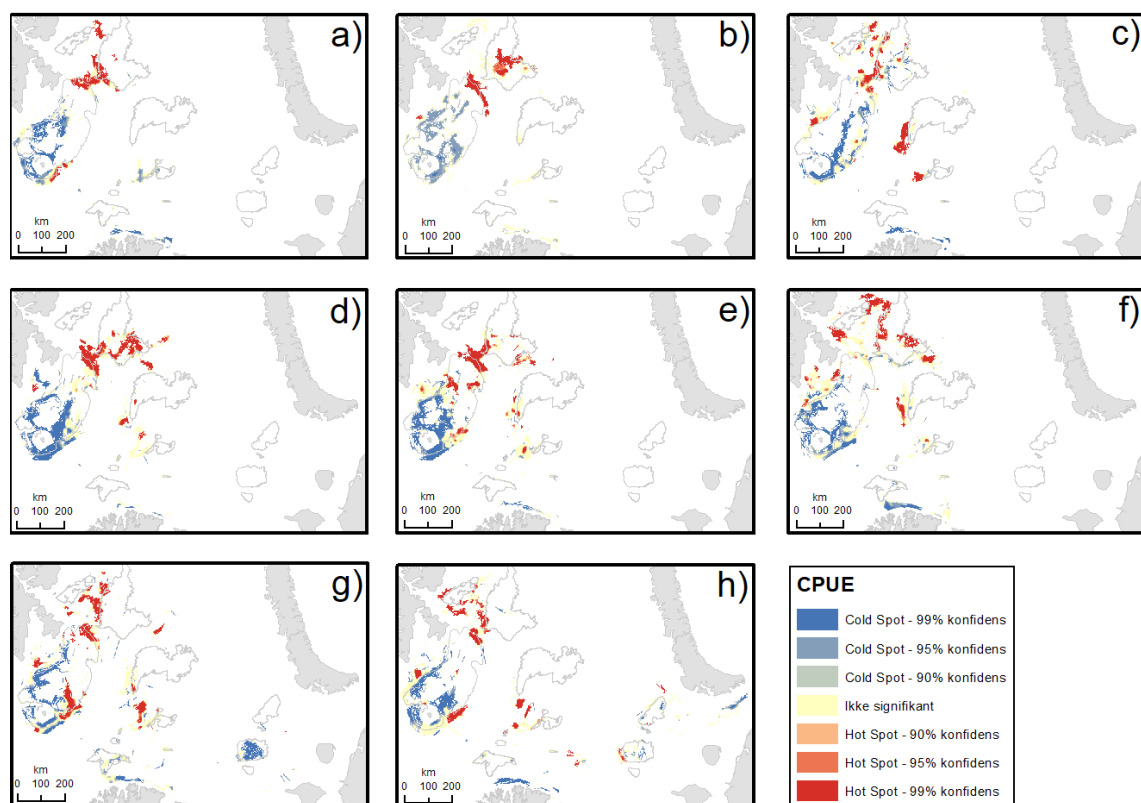
Hotspots av trålfanget torsk på sommeren observeres sporadisk på Svalbardbanken, på den største av de nordligste bankene, mellom denne og Svalbardbanken, i tillegg til en del områder rundt de sentrale bankene i Barentshavet (Figur 19). Sammenlignet med vinter- og vårsesongen har signifikante konsentrasjoner av høye CPUE-verdier i sommersesongen en generelt nordligere utbredelse, der en stor andel av konsentrasjonene i de fleste år er lokalisert på eller i området sør for den største av de nordligste bankene, i tillegg til den nordligste av de sentrale bankene. Det totale arealet av klynger med høye CPUE-verdier er relativt stabilt gjennom studieperioden, og klynger med lave verdier finnes hovedsakelig i sørlige halvdel av studieområdet og er i liten grad tilknyttet områder med høye CPUE-verdier.





Figur 19 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av torskefangster på sommeren i perioden 2011-2018 (a-h).

På høsten observeres signifikante konsentrasjoner av høye CPUE-verdier fra trålfanget torsk på store deler av Svalbardbanken, områder på og mellom de to nordligste bankene, mellom Svalbardbanken og den største av de nordligste bankene, en del områder rundt de sentrale bankene, i tillegg til noen områder på bankene sørvest for Novaja Semlja (Figur 20). Det totale arealet av disse konsentrasjonene er relativt stabilt gjennom studieperioden, og trenden fra sommersesongen, med en sterk nordlig utbredelse blant hotspot lokasjoner, er enda tydeligere for høstsesongen. På Svalbardbanken er det en relativt gjennomgående trend med coldspots på sørlige deler av banken og hotspot i nordlige deler, i tillegg observeres stabile områder med signifikante lave CPUE-verdier langs finnmarkskysten.

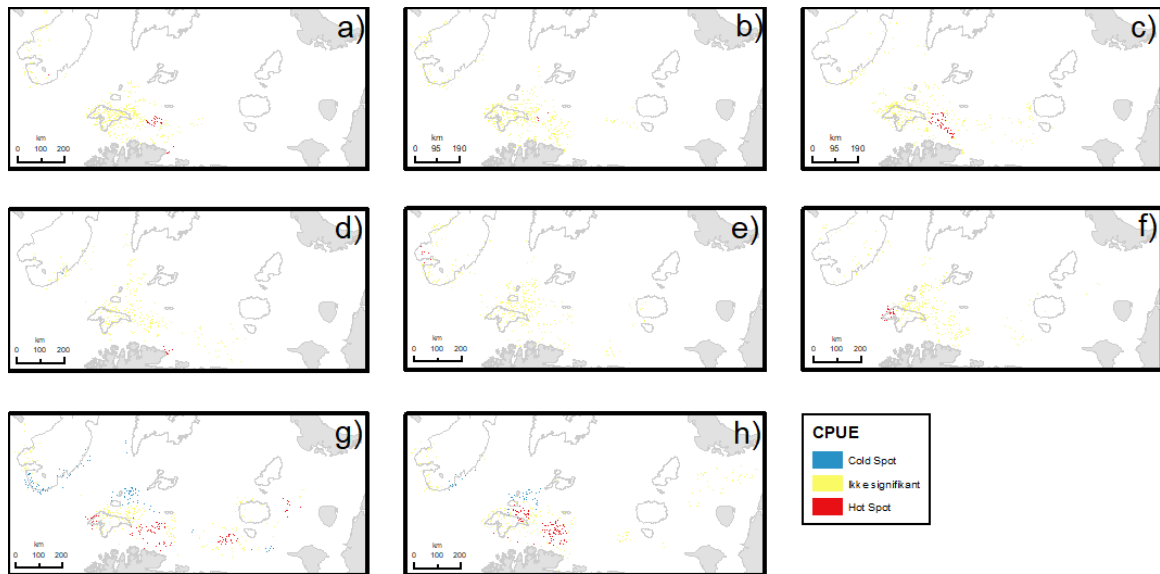


Figur 20 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av torskefangster på høsten i perioden 2011-2018 (a-h).

### 4.3 Sesongmessige- og årlige variasjoner i CPUE (line)

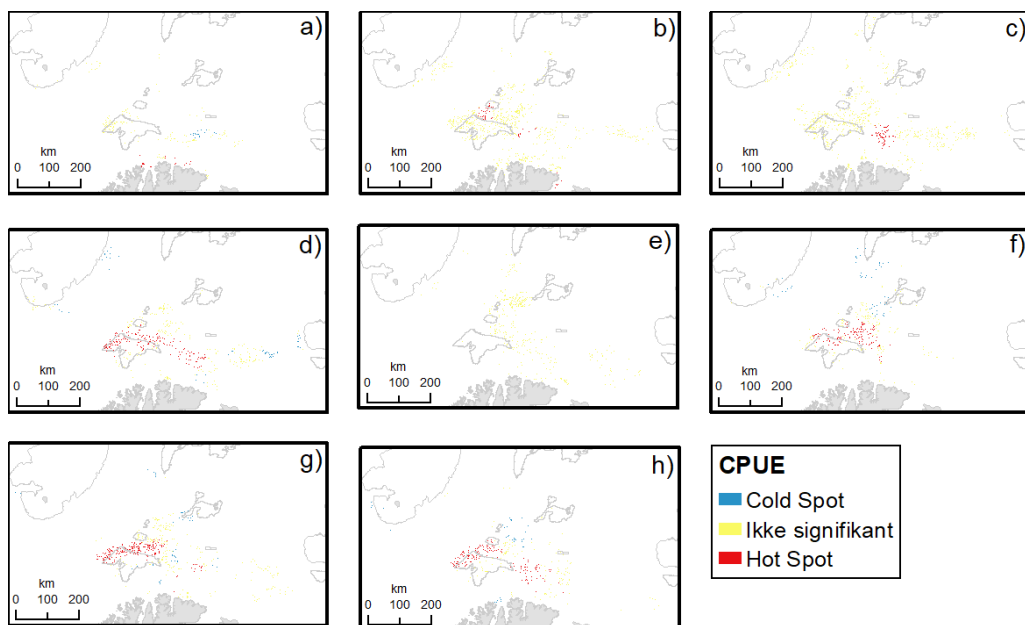
#### 4.3.1 Hyse

CPUE hotspots for linefanget hyse på vinteren finnes hovedsakelig i området rundt finnmarkskysten og Nordkappbanken. Noen få områder på Svalbardbanken, i tillegg til områder rundt bankene sørvest for Novaja Semlja har også områder med signifikante konsentrasjoner av høye CPUE-verdier (Figur 21). Det totale hotspot areal er relativt stabilt frem til de to siste årene i studieperioden, der slike konsentrasjoner øker kraftig både i antall og geografisk utbredelse. Klynger av høye CPUE-verdier er hovedsakelig lokalisert på østsiden av Nordkappbanken, men ekspanderer både til vestsiden av banken og østover til mer sentrale og østlige deler av Barentshavet i de siste årene av studieperioden.



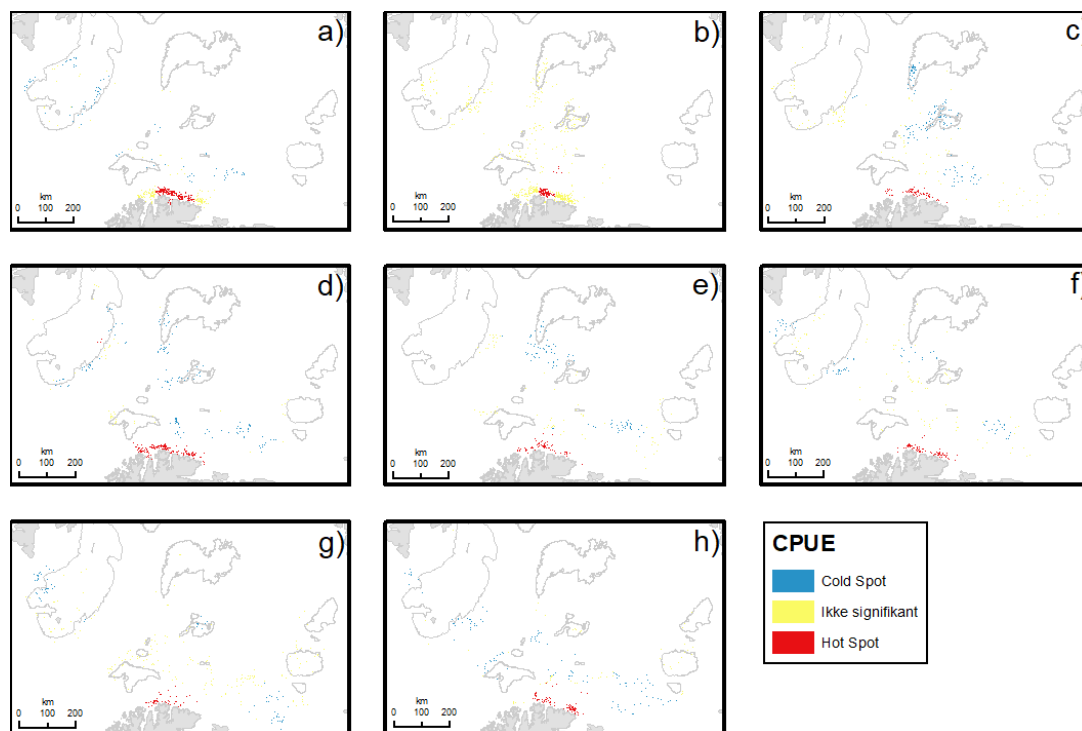
Figur 21 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av hysefangster på vinteren i perioden 2011-2018 (a-h).

På våren observeres CPUE hotspots for linefanget hyse hovedsakelig i tilknytning til Nordkappbanken, i tillegg til et område øst for banken og sørover inn mot Varangerfjorden (Figur 22). Det totale arealet av signifikante konsentrasjoner av høye CPUE-verdier har en økende trend før det stabiliserer seg i de siste årene av studieperioden. Klynger av høye CPUE-verdier er lokalisert i nordlige deler av Nordkappbanken og beveger seg noe nordover til omkringliggende banker, og en større andel hotspots beveger seg til mer sentrale områder i Barentshavet og Nordkappbanken i løpet av studieperioden.



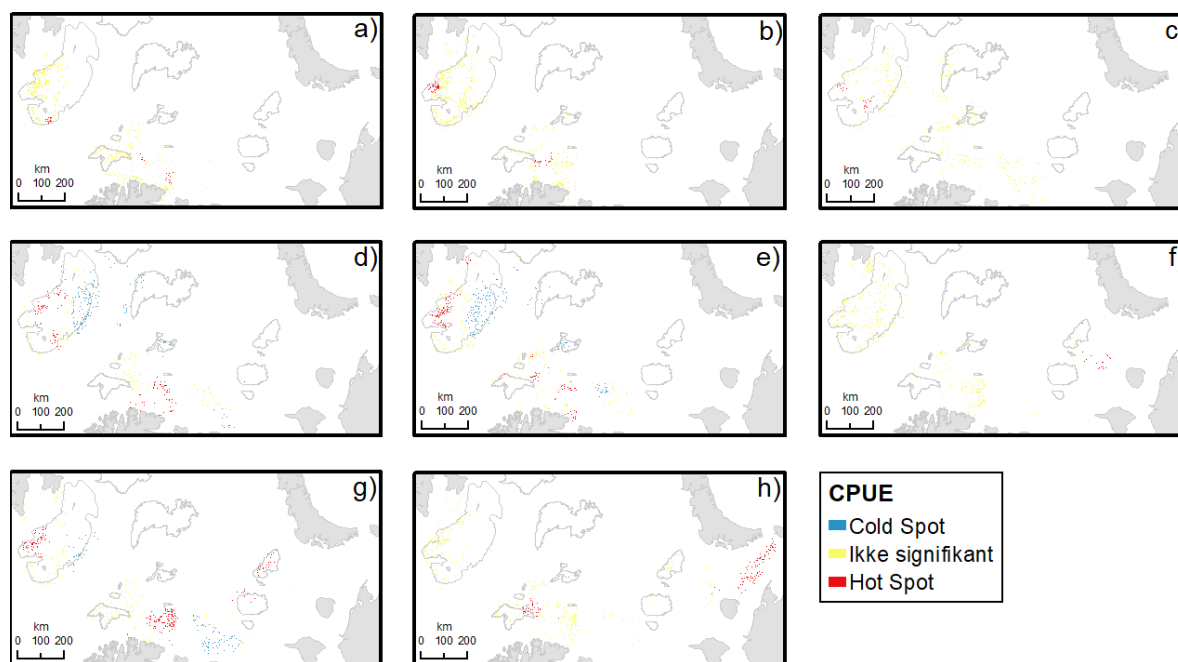
Figur 22 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av hysefangster på våren i perioden 2011-2018 (a-h).

Konsentrasjoner av høye CPUE-verdier for linefanget hyse på sommeren er i stor grad lokalisert langs finnmarkskysten og noen områder nord for kysten (Figur 23). Det totale hotspot areal er relativt stabilt gjennom hele studieperioden, mens coldspot areal har en økende trend. Forholdsvis stabile områder med signifikante lave CPUE-verdier finnes vest og øst for sørlige halvdel av Svalbardbanken, i tillegg til områder rundt bankene i sentrale deler av Barentshavet og områder vest for bankene sørvest for Novaja Semlja. Konsentrasjoner med lave verdier har en gjennomgående mer nordlig utbredelse enn konsentrasjoner med høye verdier, som er konsentrert i sørlige områder langs kysten. Sammenlignet med vårsesongen beveger hotspots i sommersesongen seg med en markant sørlig trend.



Figur 23 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av hysefangster på sommeren i perioden 2011-2018 (a-h).

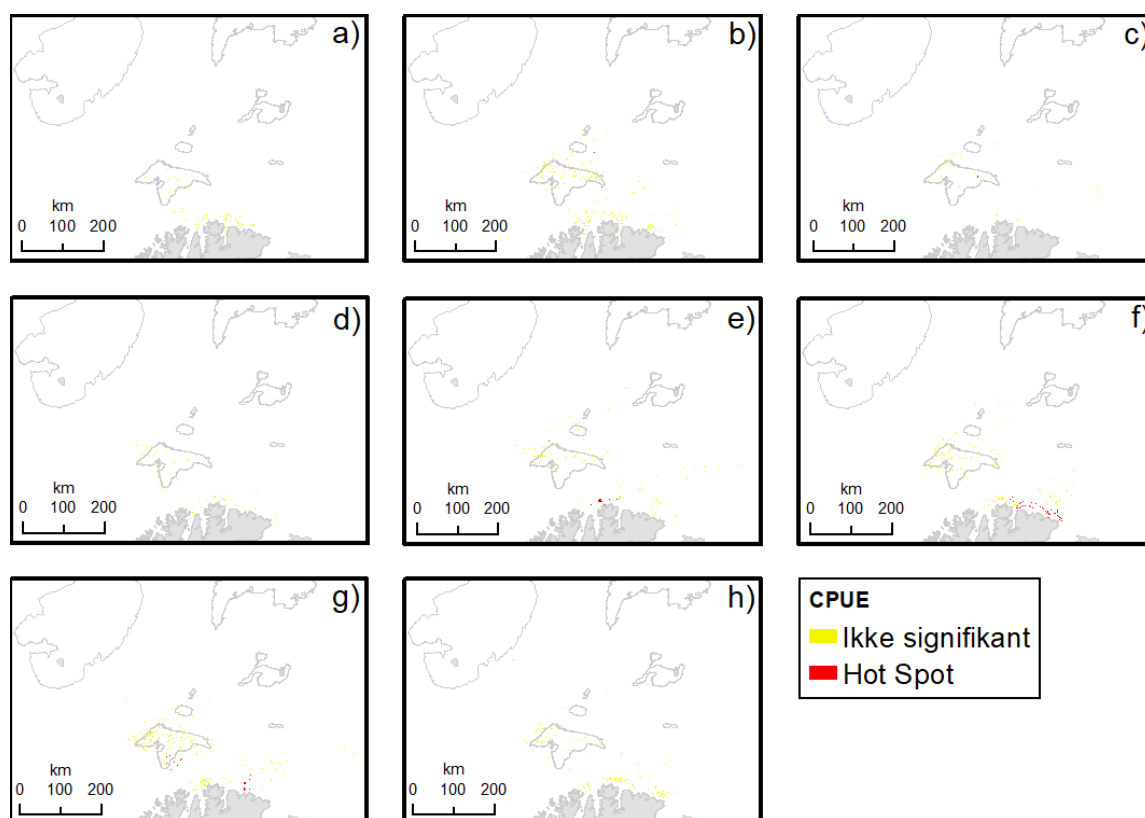
På høsten har CPUE hotspot lokasjoner for linefanget hyse stor geografisk utbredelse, fra helt vest på Svalbardbanken, sørøstover til områder øst for Nordkappbanken, og helt øst i områder sør og sørvest for Novaja Semlja (Figur 24). Det observeres en økende trend for signifikante konsentrasjoner med høye CPUE-verdier og en større andel hotspots beveger seg sørøstover til områder utenfor finnmarkskysten og østover til områder rundt Novaja Semlja utover studieperioden. Sammenlignet med sommersesongen har klynger med høye CPUE-verdier en betydelig større geografisk spredning, og i år med mange hotspot lokasjoner på vestsiden av Svalbardbanken finnes et tilsvarende areal coldspots på østsiden av banken.



Figur 24 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av hysefangster på høsten i perioden 2011-2018 (a-h).

#### 4.3.2 Sei

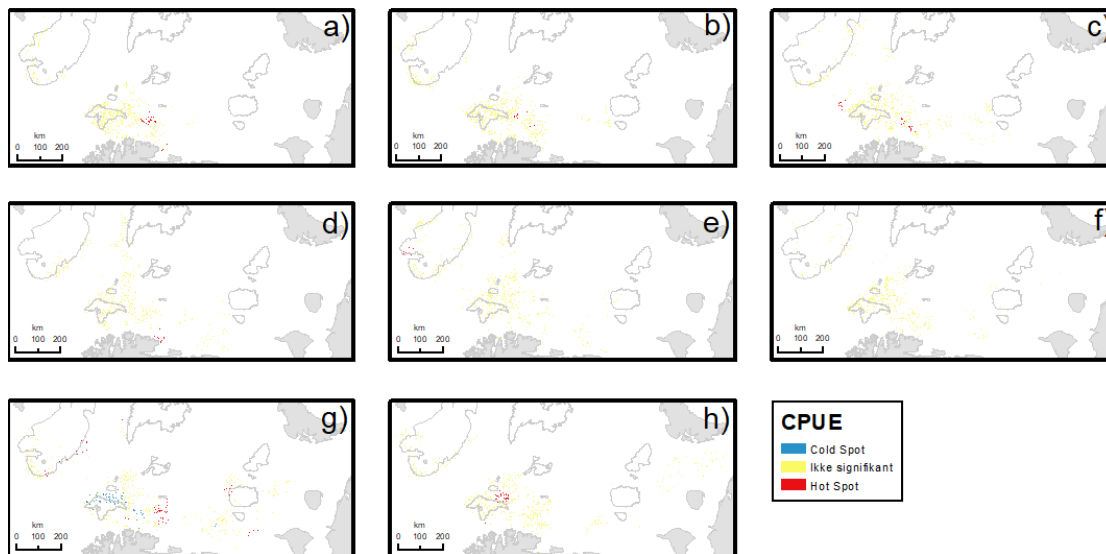
På grunn av manglende datagrunnlag ble alle fire sesonger slått sammen for å gjøre hotspot analyse mulig for linefanget sei. Hvert kart viser derfor signifikante konsentrasjoner av høye CPUE-verdier for hele det respektive året, dvs. alle sesonger. Det totale areal av slike konsentrasjoner er gjennomgående lite i alle år, og bare år i slutten av studieperioden har et større antall hotspot lokasjoner. Disse observeres utenfor Tanafjorden og østover langs kysten, i tillegg til noen områder i sørlige deler av Nordkappbanken (Figur 25).



Figur 25 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av seifangster fra alle sesonger i perioden 2011-2018 (a-h).

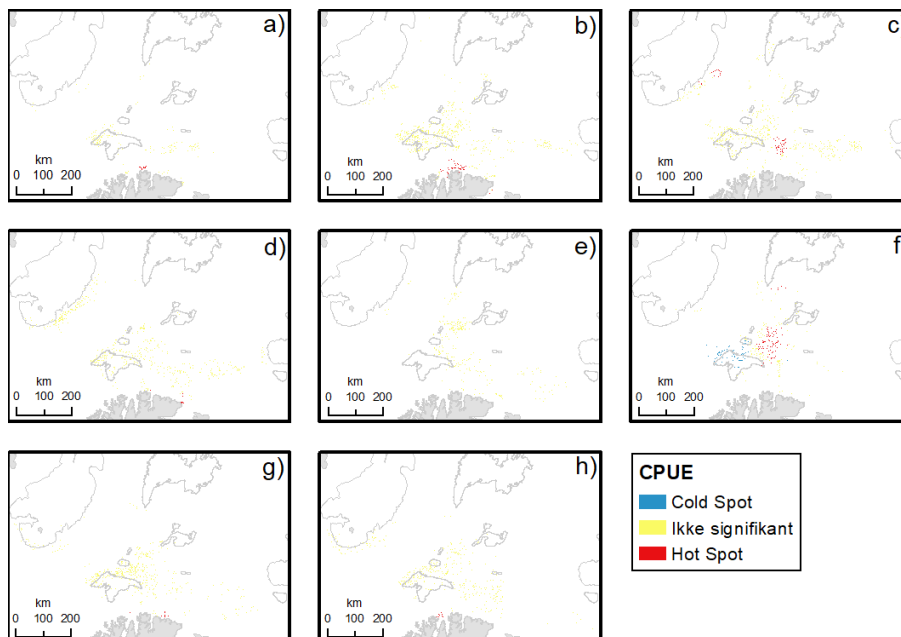
### 4.3.3 Torsk

CPUE hotspots for linefanget torsk på vinteren finnes hovedsakelig i områder rundt Nordkappbanken, noen områder langs øst- og vestkanten av Svalbardbanken, i tillegg til noen områder rundt bankene sørvest for Novaja Semlja (Figur 26). Det totale areal av klynger med høye CPUE-verdier er gjennomgående lavt, men øker noe i de siste årene av studieperioden. Utviklingen av slike klynger følger ingen tydelig trend, men har en mer østlig utbredelse i de siste årene.



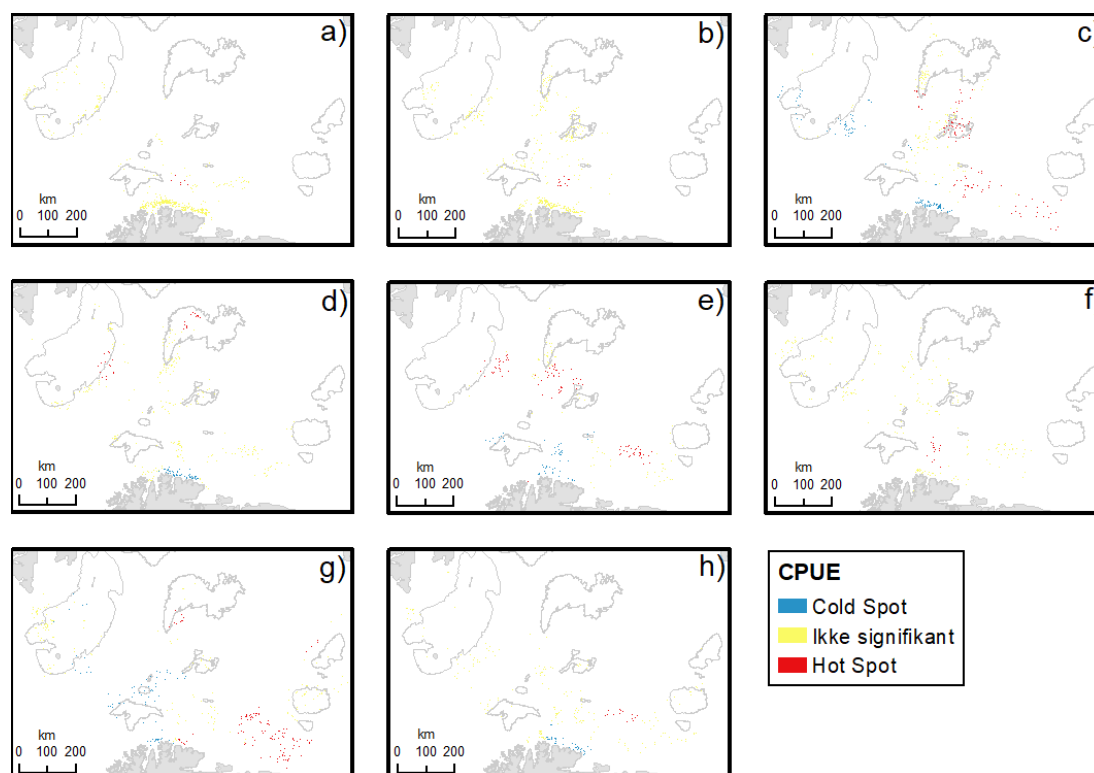
Figur 26 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av torskefangster på vinteren i perioden 2011-2018 (a-h).

På våren observeres signifikante konsentrasjoner av høye CPUE-verdier fra linefanget torsk fortrinnsvis i kystnære områder, i tillegg til noen områder sørvest for de minste sentrale bankene og noen områder øst for Svalbardbanken. Det totale hotspot areal er gjennomgående lavt og relativt stabilt gjennom studieperioden (Figur 27). Sammenlignet med vinterseasonen er hotspots på våren lokalisert nærmere kysten og har liten tilknytning Nordkappbanken, mens en større andel klynger av høye CPUE-verdier beveger seg noe nordover gjennom studieperioden uten at trenden er tydelig fra år til år.



Figur 27 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av torskefangster på våren i perioden 2011-2018 (a-h).

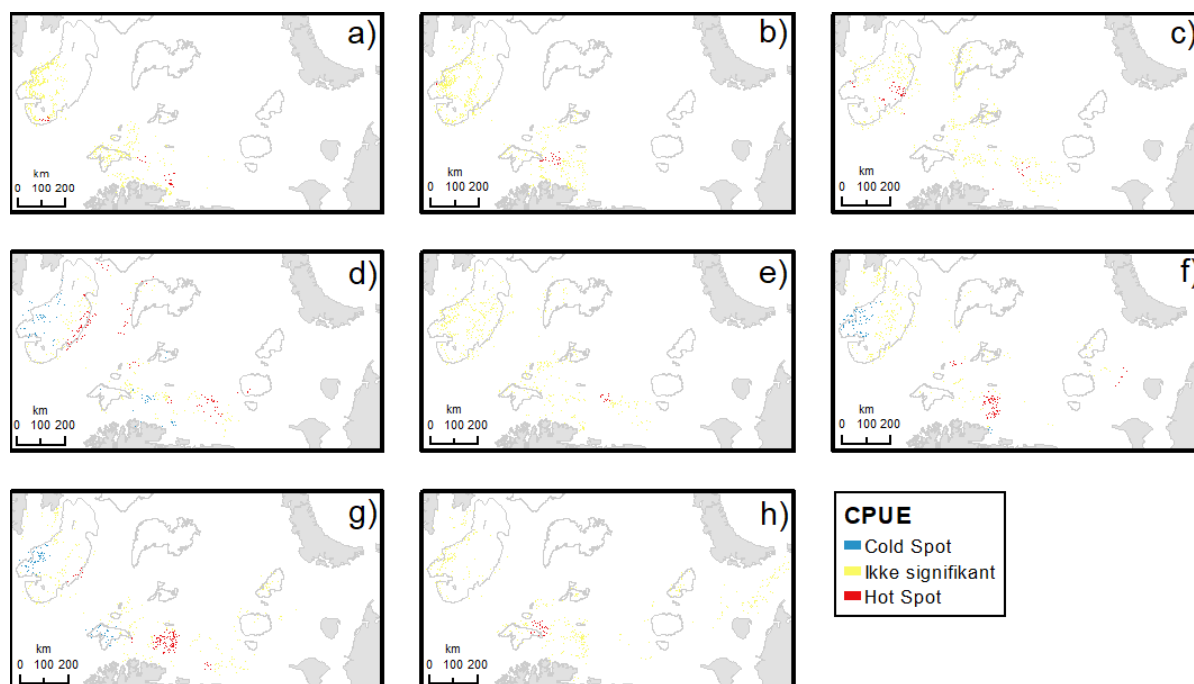
Konsentrasjoner av høye CPUE-verdier for linefanget torsk på sommeren har en betydelig større spredning i geografisk utbredelse sammenlignet med vinter- og vårsesongen. Hotspots finnes sporadisk rundt store deler av de sentrale bankene og øst for Svalbardbanken, i tillegg til noen områder langs kysten og østover til områder nord for den russiske kysten (Figur 28). Det totale areal av slike konsentrasjoner har en økende trend og hotspot lokasjoner beveger seg nord- og østover i løpet av studieperioden.



Figur 28 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av torskefangster på sommeren i perioden 2011-2018 (a-h).

CPUE hotspot lokasjoner for linefanget torsk på høsten har stor geografisk spredning og observeres fra østkanten og et område nord for Svalbardbanken, områder rundt Nordkappbanken, i tillegg til noen områder rundt bankene sørvest for Novaja Semlja (Figur 29). Hovedtyngden av konsentrasjonene med høye CPUE-verdier finnes i et område utenfor finnmarkskysten, som er et gjennomgående stabilt hotspot område. Området har en økende trend i forhold til klynger av høye CPUE-verdier utover studieperioden, der klynger fra Svalbardbanken og områder rundt sentrale banker forsvinner, mens hotspot lokasjoner i nevnte området utenfor kysten øker mot slutten av studieperioden.





Figur 29 - Årlig CPUE variasjon fra hotspot analyse av torskefangster på høsten i perioden 2011-2018 (a-h).

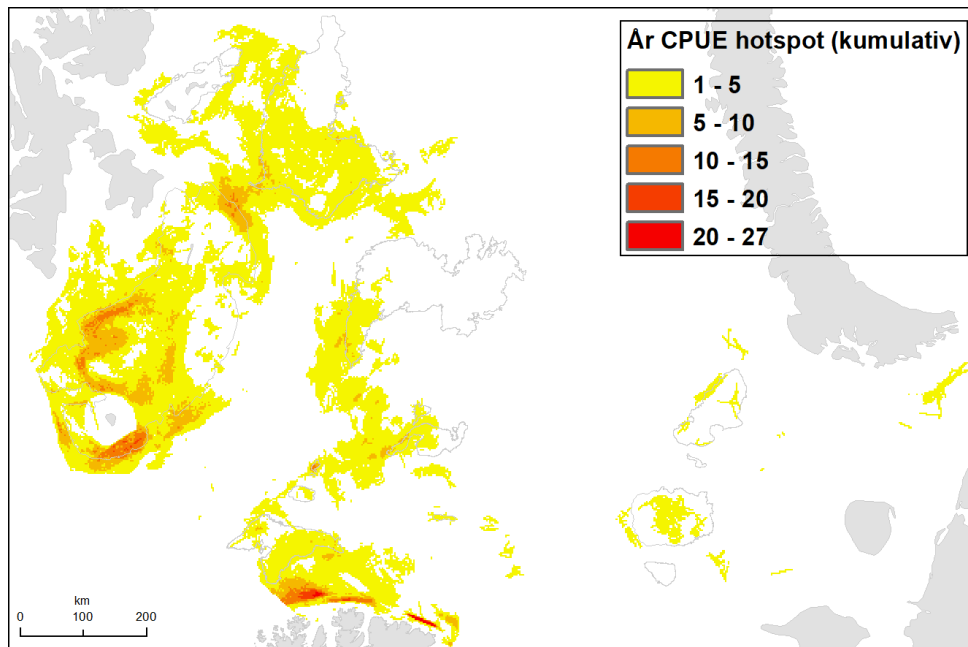
#### 4.4 Vedvarende bærekraftige områder

Ved å overlappte samtlige datalag fra hotspot analyse og klassifisere etter antall sesonger med signifikante konsentrasjoner av høye CPUE-verdier, kan områder i studieområdet med vedvarende høye CPUE-verdier avdekkes. Årsakene til at slike områder eksisterer kan være mange og komplekse, men områdene er utvilsomt svært viktige for fiskeriene og forståelsen av hvorfor slike områder oppstår bør derfor rettes stor oppmerksomhet fra et forvaltningsperspektiv. Det ble observert vedvarende bærekraftige områder for begge redskapsgrupper, og spesielt områder langs finnmarkskysten synes å være spesielt viktige fiskeområder med konsentrasjoner av høye CPUE-verdier i nesten samtlige sesonger.

##### 4.4.1 Vedvarende bærekraftige trålfangst områder

Hotspot områder med vedvarende høye CPUE-verdier for trålfanget hyse, sei og torsk observeres hovedsakelig i tilknytning til Svalbardbanken og langs finnmarkskysten (Figur 30). Spesielt viktige områder på Svalbardbanken inkluderer et område sørøst for Bjørnøya, et stort område på vestsiden av sentrale deler av banken med form som et tretall, i tillegg til området mellom Svalbardbanken og den største av de nordligste bankene. Områdene med flest sesonger med signifikante klynger av høye-høye CPUE-verdier finnes langs

finnmarkskysten og består av tre grupperinger; ett område utenfor Nordkapp, ett utenfor Mehamn og ett område utenfor Varangerhalvøya.

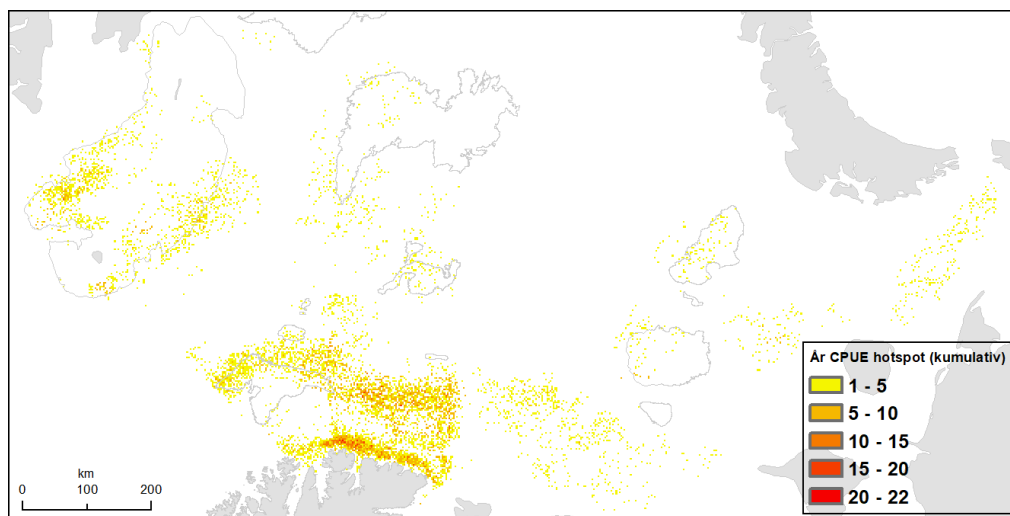


Figur 30 – Kumulativ fordeling av signifikante konsentrasjoner av høye CPUE-verdier fra alle arter og alle år for trålfanget fisk, basert på antall sesonger klynger av høye CPUE-verdier ble observert. Maksimal mulig verdi er 32, som indikerer at området har hotspots i alle sesonger i perioden 2011-2018. Verdi 1 indikerer at området har hotspot for trålfanget fisk i bare én sesong.

#### 4.4.2 Vedvarende bærekraftige linefangst områder

For linefanget hyse, sei og torsk finnes områder med vedvarende konsentrasjoner av høye CPUE-verdier i hovedsak langs finnmarkskysten og et større område litt lenger nord.

Vedvarende klynger av høye CPUE-verdier finnes også langs kanten av Nordkappbanken, i tillegg til noen områder vest og øst på Svalbardbanken (Figur 31). En større andel kumulative CPUE hotspots observeres i østlige deler av studieområdet sammenlignet med tråldata, hvor hovedtyngden finnes på vestlige og sentrale fiskebanker.



Figur 31 - Kumulativ fordeling av signifikante konsentrasjoner av høye CPUE-verdier fra alle arter og alle år for linefanget fisk, basert på antall sesonger klynger av høye CPUE-verdier ble observert. Maksimal mulig verdi er 32, som indikerer at området har hotspots i alle sesonger i perioden 2011-2018. Verdi 1 indikerer at området har hotspot for linefanget fisk i bare én sesong.

## 4.5 Fiskebankenes betydning

Sammenligning av aktiviteten og fangst innenfor fiskebankene viser at forskjellen for trålfangst er klart størst for hyse, med differanser på rundt 20% i de fleste år (Tabell 1). For linefangster er forskjellen størst for sei, men med mindre differanser sammenlignet med trålfangster. For trålfanget fisk har aktiviteten innenfor bankene en nedadgående trend for hyse og torsk mens aktiviteten er forholdsvis jevn for sei. For linefangst observeres en svak nedgang i aktivitet innenfor bankene for hyse og torsk, mens aktivitet med sei som fangstart har tidvis store variasjoner gjennom studieperioden. For tallgrunnlag og sesonginndelt gjennomgang av forskjeller mellom aktivitet og fangst se vedlegg 2.

Tabell 1 - Prosentandeler av henholdsvis aktivitet og fangst innenfor bankene for trål og linefangster i perioden 2011-2018.

År	Redskap/fiskeart	Andel aktivitet innenfor bankene (%)	Andel fangst innenfor bankene (%)	Differanse (%)
2011	Trålfanget hyse	61,82	79,75	17,93
	Trålfanget sei	20,37	8,99	11,38
	Trålfanget torsk	57,8	46,77	11,03
2012	Trålfanget hyse	64,85	76,86	12,01
	Trålfanget sei	34,32	26,57	7,75
	Trålfanget torsk	64,34	60,03	4,31
2013	Trålfanget hyse	48,27	71,96	23,69
	Trålfanget sei	28,53	7,56	20,97
	Trålfanget torsk	45,77	37,31	8,46

<b>2014</b>	Trålfanget hyse	55,33	75,11	19,78
	Trålfanget sei	16,32	3,29	13,03
	Trålfanget torsk	52,65	49,64	3,27
<b>2015</b>	Trålfanget hyse	50,78	70,81	20,03
	Trålfanget sei	18,01	6,87	11,14
	Trålfanget torsk	46,1	39,39	6,71
<b>2016</b>	Trålfanget hyse	35,67	57,2	21,53
	Trålfanget sei	20,09	17,37	2,72
	Trålfanget torsk	30,63	30,89	0,26
<b>2017</b>	Trålfanget hyse	43,18	61,46	18,28
	Trålfanget sei	29,01	33,18	4,17
	Trålfanget torsk	38,39	35,11	3,28
<b>2018</b>	Trålfanget hyse	38,93	47,72	8,79
	Trålfanget sei	20,54	18,37	2,17
	Trålfanget torsk	34,2	28,41	5,79
<b>2011</b>	Linefanget hyse	38,23	45,79	7,56
	Linefanget sei	13,33	12,94	0,39
	Linefanget torsk	39,75	38,12	1,63
<b>2012</b>	Linefanget hyse	35,46	44,21	8,75
	Linefanget sei	38,02	46,19	8,17
	Linefanget torsk	38,14	34,89	3,25
<b>2013</b>	Linefanget hyse	27,12	31,2	4,08
	Linefanget sei	50	65,83	15,83
	Linefanget torsk	29,09	29,21	0,12
<b>2014</b>	Linefanget hyse	23,63	30,14	6,51
	Linefanget sei	31,25	45,17	13,92
	Linefanget torsk	26,01	25,38	0,63
<b>2015</b>	Linefanget hyse	30,93	37,67	6,74
	Linefanget sei	31,75	38,16	6,41
	Linefanget torsk	32,05	30,93	1,12
<b>2016</b>	Linefanget hyse	31,01	33,79	2,78
	Linefanget sei	20,48	20,22	0,26
	Linefanget torsk	31,81	30,3	1,51
<b>2017</b>	Linefanget hyse	27,43	30,19	2,76
	Linefanget sei	40,71	52,96	12,25
	Linefanget torsk	27,53	26,09	1,44
<b>2018</b>	Linefanget hyse	23,11	22,07	1,04
	Linefanget sei	24,16	31,5	7,34
	Linefanget torsk	23,27	24,53	1,26

Enkel lineær regresjonsanalyse av gjennomsnittlige CPUE-verdier for hele studieområdet, utenfor- og innenfor bankene, viser en generell nedgang i CPUE-verdier for trålfanget hyse og

torsk, og en svak økning for sei (Tabell 2). For linefangster observeres samme trend, men med mindre differanser i økning/nedgang mellom de ulike områdene.

Tabell 2 - Enkel lineær regresjonsanalyse av gjennomsnittlig CPUE gjennom studieperioden (avhengig variabel: årlig gjennomsnitt CPUE og forklaringsvariabel: år).

Redskap/fiskeart	Område	B (trend per år)	R2	P-verdi
<b>Trålfanget hyse</b>	Studieområdet	-3,43	0,8	0,003**
	Utenfor bankene	-1,48	0,67	0,013*
	Innenfor bankene	-4,68	0,82	0,002**
<b>Trålfanget sei</b>	Studieområdet	0,45	0,47	0,06
	Utenfor bankene	0,4	0,34	0,132
	Innenfor bankene	0,63	0,6	0,024*
<b>Trålfanget torsk</b>	Studieområdet	-3,98	0,74	0,006**
	Utenfor bankene	-4,62	0,78	0,004**
	Innenfor bankene	-3,62	0,67	0,013*
<b>Linefanget hyse</b>	Studieområdet	-0,1	0,62	0,02*
	Utenfor bankene	-0,1	0,62	0,02*
	Innenfor bankene	-0,1	0,63	0,02*
<b>Linefanget sei</b>	Studieområdet	0,0004	0,61	0,022*
	Utenfor bankene	0,0004	0,55	0,036*
	Innenfor bankene	0,0003	0,44	0,072
<b>Linefanget torsk</b>	Studieområdet	-0,1	0,72	0,008**
	Utenfor bankene	-0,2	0,7	0,009**
	Innenfor bankene	-0,06	0,3	0,163
*95 % signifikansnivå, **99% signifikansnivå				

Enkel lineær regresjonsanalyse av trållaktivitet viser en økning i aktivitet for hele studieområdet og utenfor bankene for samtlige arter. Aktivitet innenfor bankene minket for trålfanget hyse og torsk, mens sei hadde en svak økning (Tabell 3). Lineaktivitet har en nedgang i samtlige områder for fangst av hyse og torsk, men aktivitet med sei som fangstart har en svakt økende trend i alle områder. Få av endringene i lineaktivitet er imidlertid statistisk signifikante (Tabell 3).

Tabell 3 - Enkel lineær regresjonsanalyse av aktivitet gjennom studieperioden (avhengig variabel: årlig aktivitet og forklaringsvariabel: år).

Redskap/fiskeart	Område	B (trend per år)	R2	P-verdi
<b>Trålfanget hyse</b>	Studieområdet	3698	0,35	0,124
	Utenfor bankene	5336	0,6	0,024*
	Innenfor bankene	-1638	0,26	0,193

<b>Trålfanget sei</b>	Studieområdet	4290	0,57	0,03*
	Utenfor bankene	3655	0,55	0,035*
	Innenfor bankene	635	0,46	0,062
<b>Trålfanget torsk</b>	Studieområdet	6228	0,46	0,064
	Utenfor bankene	8120	0,63	0,019*
	Innenfor bankene	-1891	0,2	0,271
<b>Linefanget hyse</b>	Studieområdet	-168	0,3	0,152
	Utenfor bankene	-35	0,05	0,6
	Innenfor bankene	-133	0,51	0,046*
<b>Linefanget sei</b>	Studieområdet	17	0,29	0,17
	Utenfor bankene	10	0,3	0,165
	Innenfor bankene	6	0,18	0,3
<b>Linefanget torsk</b>	Studieområdet	-144	0,3	0,155
	Utenfor bankene	-6	0,002	0,915
	Innenfor bankene	-138	0,61	0,022*
*95 % signifikansnivå, **99% signifikansnivå				

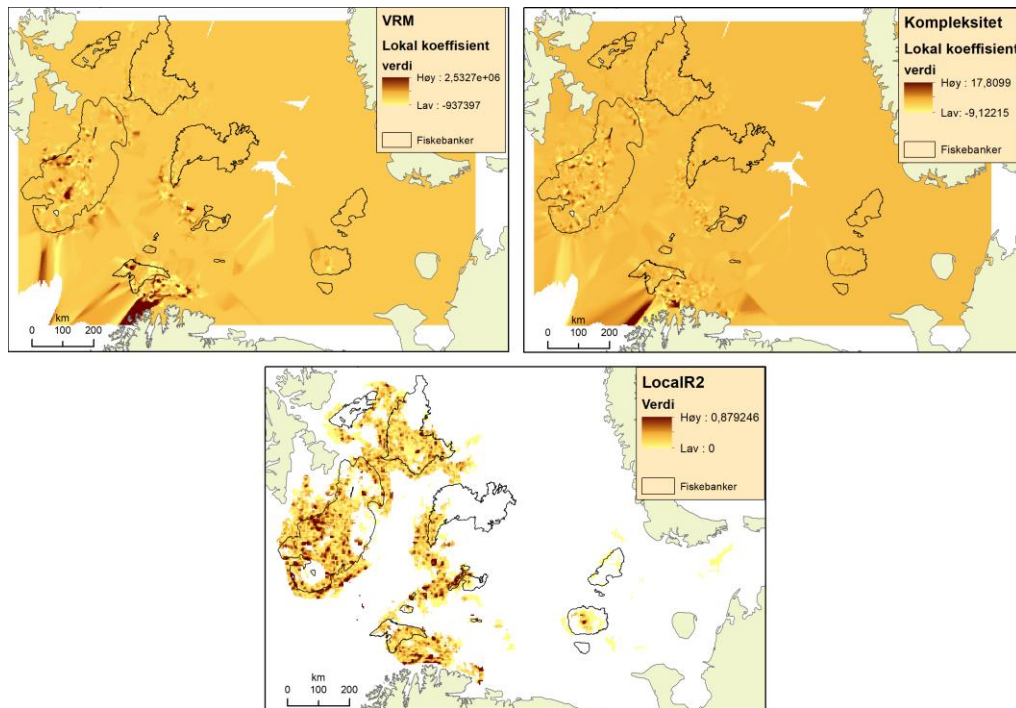
T-test analyse viser at forskjeller i gjennomsnittlig CPUE-verdi utenfor og innenfor bankene er klart størst for trålfanget hyse. CPUE-verdier utenfor bankene (gjennomsnitt = 8, standardavvik = 4,43) og innenfor bankene (gjennomsnitt = 21,4, standardavvik = 12,65) er signifikant forskjellig ( $t(7) = 2,83$ , P-verdi = 0,02) og gjennomsnittet er betydelig høyere innenfor bankene enn utenfor bankene. For resterende arter og redskap observeres ingen statistisk signifikante forskjeller i gjennomsnittlig CPUE-verdi utenfor og innenfor fiskebankene.

Enkel lineær regresjonsanalyse ble også gjort for å se på sammenhengen mellom gjennomsnittlige SST-verdier og gjennomsnittlige CPUE-verdier i hele studieområdet for begge redskapsgrupper og alle arter. Analysen viste imidlertid ingen statistisk signifikante sammenhenger mellom SST og CPUE-verdier.

## 4.6 Vedvarende bærekraftige områder og bentisk topografi

Enkle lineære regresjonsmodeller, ved hjelp av undersøkende regresjonsanalyse med forskjellige kombinasjoner av variablene relatert til bentisk topografi, avstand fra kyst og fiskebanker og SST, ble brukt for å undersøke sammenhengen mellom variablene og vedvarende bærekraftige trål- og linefangst indikatorer. Undersøkende regresjon viste høy grad av romlig autokorrelasjon (p-verdi < 0,0001) blant kumulative signifikante hotspot

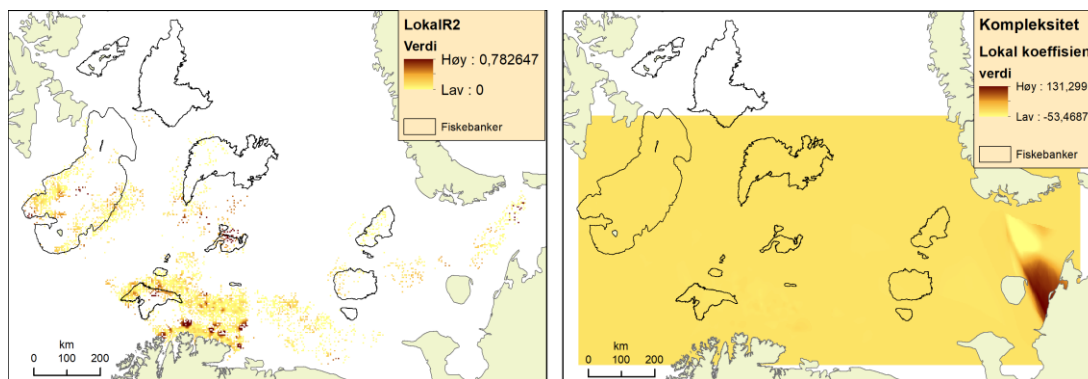
verdier (indikator for bærekraftig område) og tilstedeværelsen av et globalt ikke-lineært forhold. GWR ble derfor brukt til å finne den beste modellen. Ulike GWR modeller med alle mulige kombinasjoner av de bentisk topografi relaterte variablene, avstand fra kyst og fiskebanker og SST ble utarbeidet, og det ble funnet at generelt sett var modeller bestående av enkeltstående variabler mer statistisk signifikante enn modeller med kombinasjoner av flere variabler. Kombinasjon av VRM og kompleksitet var imidlertid en god modell, der opptil 90% av variasjonen i kumulative hotspots ( $R^2 = 0,90$ ,  $AICc = 91433$ ) ble forklart og anses dermed som den beste prediksjonsmodellen for å forklare variasjon i vedvarende bærekraftige lokasjoner for tråldata (Figur 32). Prediksjonsmodeller med henholdsvis VRM ( $R^2 = 0,92$ ,  $AICc = 85304$ ) og kompleksitet ( $R^2 = 0,91$ ,  $AICc = 90550$ ) som eneste forklaringsvariabler hadde imidlertid en noe høyere  $R^2$  og var også gode modeller. Den beste modellen presterer spesielt bra langs finnmarkskysten, på og mellom de minste sentrale bankene, store deler av sørlige deler av Svalbardbanken, mellom Svalbardbanken og den største av de nordligste bankene, i tillegg til et område på den nest sørligste av bankene sør for Novaja Semlja. VRM hadde spesielt stor innflytelse på hotspot lokasjoner i området mellom finnmarkskysten og Nordkappbanken, et område vest for de minste sentrale bankene og et område nord for Bjørnøya på Svalbardbanken. Innflytelse av kompleksitet viste relativt like trender, med noe mindre konsentrerte områder av høye verdier på Svalbardbanken (Figur 32). Prediksjonsmodellen hadde lave standardfeil langs finnmarkskysten og på alle banker, spesielt i kantene, mens høye standardfeil i større grad var assosiert med områder mellom bankene.



Figur 32 – Innflytelse av forklaringsvariablene VRM og kompleksitet på kumulative hotspot lokasjoner for tråldata, i tillegg til lokale prediksjonsverdier (LocalR2) for hele studieområdet.

For linedata var kompleksitet som eneste forklaringsvariabel den beste prediksjonsmodellen ( $R^2 = 0,41$ ,  $AICc = 25630$ ), tett etterfulgt av VRM ( $R^2 = 0,40$ ,  $AICc = 25612$ ), som også var en god modell (Figur 33). Selv om GWR modellen med kompleksitet som forklaringsvariabel hadde et føyningsmål på 0,41 (41%), fantes noen lokasjoner hvor modellen forklarte opptil 78% av variasjonen i vedvarende bærekraftige linefangst områder. VRM hadde spesielt høy innflytelse på hotspot lokasjoner helt øst i studieområdet, i tillegg til middels innflytelse i området utenfor finnmarkskysten. Modellen presterer spesielt bra i områder langs finnmarkskysten, langs nordkanten av Nordkappbanken og noen områder nord for Bjørnøya (Figur 33). Prediksjonsmodellen hadde lave standardfeil langs kysten med en økende trend med økende avstand fra kysten.





Figur 33 - Innflytelse av forklaringsvariabelen kompleksitet på kumulative hotspot lokasjoner for linedata, i tillegg til lokale prediksjonsverdier (LocalR2) for hele studieområdet.

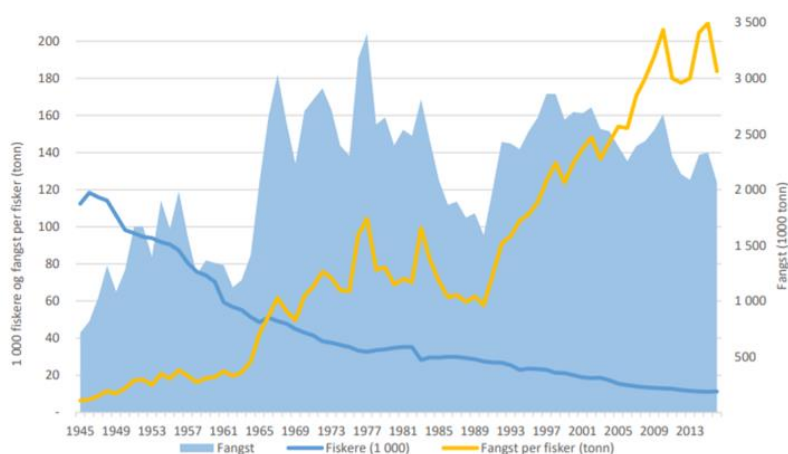
## 4.7 Reguleringer, teknologi og fiskeriatferd

Den norske fiskeflåten har gjennomgått store endringer de siste tiårene. Endringene har sammenheng med faktorer som generell produktivitetsvekst i samfunnet, demografiske forhold og utviklingen av alternative arbeidsplasser (Meld. St. 21, 2006-2007).

Effektivitetsutviklingen i samfunnet som sådan krever samme utvikling for fiskeriene som for andre sektorer, og er en nødvendighet for å tiltrekke næringen kapital og arbeidskraft.

Fiskeflåten har også vært preget av en betydelig overkapasitet i forhold til ressursgrunnlaget, og teknologisk utvikling har gjennom årene drevet frem effektivisering og automatisering i fiskerinæringen, hvor arbeidskraft gradvis har blitt erstattet av kapital (Iversen mfl., 2018).

Dette illustreres tydelig ved å se på nedgangen i antall fiskere og økningen i fangst per fisker siden 1950-tallet (Figur 34). Det siste tiåret har imidlertid både fangst per fisker og totalfangst hatt en svingende trend, mens antall fiskere har hatt en svak stabil nedgang.



Figur 34 - Utvikling av samlet fangst i norske fiskerier, antall fiskere (både heltids- og deltidsfiskere) og fangst per fisker i perioden 1945-2016. Hentet fra Iversen mfl. (2018).

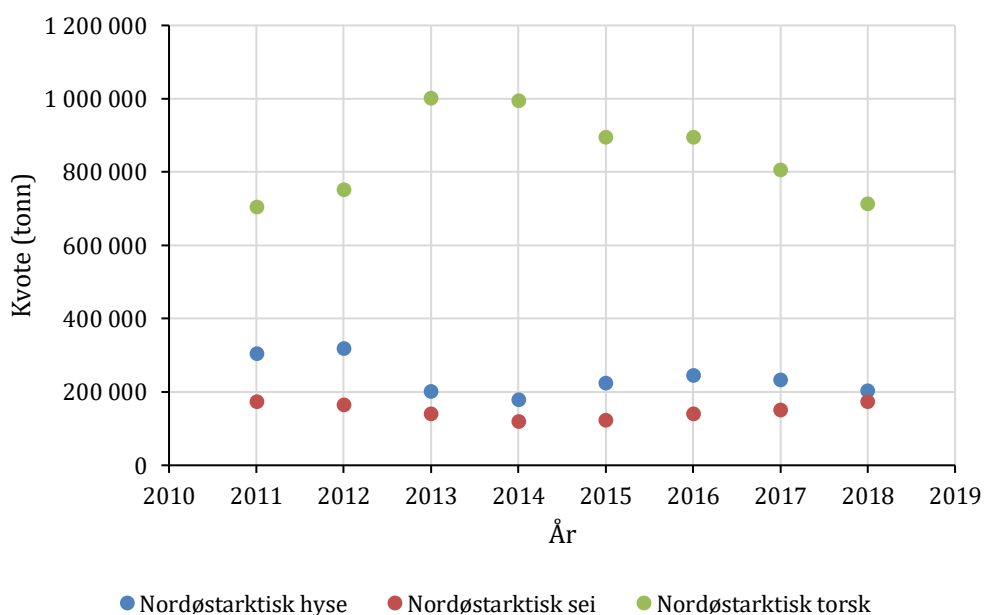
I tillegg til nedgangen i antall fiskere er også antall fiskefartøyer redusert betraktelig som følge av strukturtiltak i fiskeflåten. I Barentshavet er antall trålere, med torsk, hyse og sei som viktigste fangstarter, kraftig redusert og antall tråltimer har gått fra rundt 480 000 timer på 1980-tallet til 119 000 timer i 2016 (Arneberg mfl., 2020). Nedgangen i antall tråltimer skyldes hovedsakelig teknologisk utvikling, med kontinuerlig forbedring av mekaniske, tekniske og hydrauliske systemer som bidrar til å forbedre fangsteffektiviteten (Meld. St. 21, 2006-2007), i tillegg til større og mer moderne fartøyer og økt kompetanse blant fiskerne (Iversen mfl., 2018). Utviklingen innen leteinstrumenter (sonarer og ekkolodd) har bidratt til at mindre innsats kreves for å finne fisken og dermed mindre tid på å fiske kvotene (Arneberg mfl., 2020). Teknologiutviklingen for trålflåten har i stor grad vært konsentrert rundt fartøydsgn for å redusere drivstofforbruk, i tillegg til utvikling av bedre og mer effektive redskaper, som oppnås ved bruk av nye materialer og design på trålbruk for blant annet bedre størrelses- og artseleksjon, eller bedre kroker og agn for linefisket (Aarsæther mfl., 2015; Olsen mfl., 2014). Den mest fremtredende teknologiske utviklingen innenfor trålfiske er innføringen av skilleristen, som betraktelig reduserte fangst av uønskede arter og undermåls fisk. Fiskeflåtens evne til å tilpasse seg økte drivstoffpriser ved å endre driftsmønster er relativt begrenset. Trålflåten er den mest drivstoffintensive fartøysgruppen og endringer i drivstoffpriser vil dermed kunne føre til relativt store endringer i totalkostnader (Asche og Roll, 2019). Strukturelle endringer skjer også i den landbaserte foredlingsindustrien, som fiskeriene er helt avhengige av. Antall fiskeforedlingsbedrifter langs kysten har hatt en klar nedadgående trend, noe som er svært relevant for fiskeflåten fordi det legger direkte føringer og krav til flåtens tekniske mobilitet eller aksjonsradius og vil dermed være en faktor som kan være med å påvirke fiskernes fangst- og leveringsmuligheter (Aarsæther mfl., 2015).

En annen faktor som kan være med å påvirke fiskeriatferden er stenging eller midlertidig stenging av fiskeområder. Det er forbudt å fiske i stengte områder og slike reguleringer medfører derfor direkte begrensninger på tilgjengelige fiskeområder. Stengninger kan være over korte, lengre eller udefinerte tidsperioder, og defineres ut ifra redskap og artshensyn. Eksempelvis ble det i 2019 stengt seks områder for fiske i lengre og kortere perioder (Arneberg mfl., 2020).

I tillegg finnes såkalte aktsomhetsområder, som i de fleste tilfeller etableres av kystvakten basert på innsamlede data. Grunnlaget for opprettelsen av slike områder kan være for stor

innblanding av yngel, for stor andel fisk under minstemål eller arter som fiskeflåten i det aktuelle området ikke har kvoterettigheter til å fiske på. I motsetning til stengte områder er det ikke forbudt å fiske i aktsomhetsområder, men fiske her er forbundet med høy risiko for å bryte regelverket, og kan dermed påvirke fiskernes valg av fiskeområde. Aktsomhetsområder er i mange tilfeller en forløper for stengning av områder og krever ikke formelle, tidskrevende prosedyrer som er tilfelle ved stengning, men kan etableres så snart innsamlet data er vurdert. I perioden 2013-2020 har 19 aktsomhetsområder blitt etablert i norske farvann, hovedsakelig i Nordsjøen og Norskehavet (Fiskeridirektoratet, 2020).

Artene inkludert i oppgavens analyser er kvotebelagte fiskearter og fiskerienes aktivitet og fangster vil følgelig variere i tråd med endringer i kvotene. Totalkvotene nord for 62 breddegrad for nordøstarktisk- hyse og sei har vært relativt stabile i perioden 2011-2018 mens noe større svingninger observeres for nordøstarktisk torsk (Figur 35). Disse trendene gjenspeiles også i de totale fangstdata (basert på loggbok) brukt i denne oppgaven i perioden 2011-2018.



Figur 35 - Kvøteutvikling for nordøstarktisk- hyse, sei og torsk nord for 62 breddegrad i perioden 2011-2018. Tall hentet fra Havforskningsinstituttet.

## 5 Diskusjon

Hovedmålet med oppgaven var å kartlegge den norske trål- og lineflåtens romlige og tidsmessige variasjoner i Barentshavet i tidsperioden 2011-2018, samt undersøke mulige årsaker til variasjoner i fiskerienes mobilitet. Hovedtyngden av fangstene tatt av trål- og lineflåten består av artene nordøstarktisk torsk, nordøstarktisk hyse og nordøstarktisk sei, og dette var bakgrunnen for at oppgaven valgte å inkludere disse artene i kartleggings- og analysearbeidet.

### 5.1 Romlige og tidsmessige variasjoner i den norske trål- og lineflåten

Variasjoner i trål- og lineflåtens aktivitet i perioden 2011-2018 ble undersøkt ved å kartlegge henholdsvis antall tråltrekk og antall liner satt årlig. Trålaktivitet med hyse og torsk som fangstart hadde forholdsvis like trender, med en mer østlig og nordlig utbredelse av aktiviteten utover studieperioden, mens aktivitet med sei som fangstart hadde en mindre geografisk utbredelse og beveget seg noe nordover utover perioden. Tilsvarende trender for hyse og torsk observeres også for lineaktivitet, med en større andel aktivitet øst i studieområdet i senere år. Relativt lite lineaktivitet observeres for seifangster, men aktiviteten beveger seg noe nordover gjennom studieperioden.

For å kartlegge spesielt betydningsfulle trål- og lineområder for de tre ulike artene ble hotspot analyse brukt for å identifisere områder med konsentrasjoner av høye og lave verdier av henholdsvis aktivitet, fangst, innsats og fangstrate (CPUE). Videre ble de identifiserte områdene fra analysene brukt til å kartlegge de aktuelle fiskerienes variasjoner i tid og rom. Analysene viste tilsvarende trender for de fire nevnte variablene i forhold til årlige og sesongmessige variasjoner og det ble derfor besluttet å bruke CPUE som variabel for videre analyser, som er en kombinasjon av fangst og innsats og et mye brukt mål innenfor fiskeriforskning. Variasjoner i årlig aktivitet for begge redskapsgrupper og alle arter ble også presentert ved aggregerte verdier for antall tråltrekk og liner satt. Sammenlignet med tilsvarende studier av romlige og tidsmessige variasjoner i kommersiell fiskeriatferd, fant oppgaven i likhet med Jalali mfl. (2015) at noen områder hadde signifikante klynger av høye/lave CPUE-verdier mellom sesonger og år. Tilstedeværelsen av slike områder indikerer at noen områder blir konsekvent og målrettet oppsøkt for å drive fiske, og at valg av fiskeområde dermed ikke er tilfeldig.

CPUE hotspots for trålfanget fisk ble hovedsakelig observert langs finnmarkskysten, i tilknytning til Svalbard- og Nordkappbanken, og i senere år i områder sør for Novaja Semlja. For trålfanget hyse på vinteren ble det observert et økende antall hotspot lokasjoner langs kysten utover studieperioden, mens hovedområde for hotspots flyttet seg til sørkanten av Svalbardbanken i vårsesongen og var preget av et lavere antall hotspot lokasjoner og mindre variasjon mellom år. Sommer- og høstsesongen hadde forholdsvis lik utbredelse av klynger av høye CPUE-verdier og med relativt liten variasjon mellom år, men med hotspots sør for Novaja Semlja i senere år i høstsesongen. Alle sesonger av trålfanget sei var preget av et generelt mindre antall hotspot lokasjoner i forhold til hyse- og torskefangster. I vintersesongen ble hotspots observert i tilknytning til finnmarkskysten og Nordkappbanken og konsentrasjoner av høye CPUE-verdier flyttet seg noe østover utover studieperioden. I vår- sommer- og høstsesongen ble CPUE hotspots observert langs kysten, og flyttet seg noe nordover gjennom studieperioden i vår- og høstsesongen, mens det ble observert liten variasjon mellom år i sommersesongen. For trålfanget torsk på vinteren ble det observert konsentrasjoner av høye CPUE-verdier langs finnmarkskysten, rundt de sentrale bankene i Barentshavet og med liten tilknytning til Svalbardbanken, i motsetning til trålfanget hyse på vinteren. I vårsesongen fantes varierende hotspot lokasjoner langs finnmarkskysten og Nordkappbanken, i tillegg til stabile områder i sørkanten av Svalbardbanken. Utbredelsen av klynger med høye CPUE-verdier i sommer- og høstsesongen ble observert på Svalbardbanken og mellom denne og den største av de nordligste bankene, og hadde dermed en nordligere utbredelse enn vårsesongen.

CPUE hotspots for linefanget fisk var i stor grad tilknyttet områder langs finnmarkskysten og Nordkappbanken, i tillegg til noen områder på Svalbardbanken og i senere år områder sør for Novaja Semlja. For linefanget hyse på vinteren ble det observert hotspot lokasjoner langs kysten og Nordkappbanken. Antall CPUE hotspots økte kraftig i de seneste årene og flyttet seg østover. Utbredelsen av hotspots på våren var lokalisert i tilknytning til Nordkappbanken og økte også kraftig mot slutten av studieperioden. Konsentrasjoner av høye CPUE-verdier i sommersesongen hadde en mer sørlig utbredelse langs finnmarkskysten, med liten variasjon i utbredelse og antall. Høstsesongen hadde derimot en betydelig større utbredelse av hotspot lokasjoner, og flyttet seg østover til bankene sør for Novaja Semlja i senere år. Klynger av høye CPUE-verdier for linefanget sei ble observert langs finnmarkskysten. Det ble imidlertid bare vurdert årlige variasjoner pga. lite datagrunnlag, og variasjonene gjennom studieperioden

var relativt små. For linefanget torsk på vinteren ble det observert konsentrasjoner av høye CPUE-verdier i et forholdsvis lite antall i et område øst for Nordkappbanken. Noe større variasjoner observeres for hotspot lokasjoner i vårsesongen, med lokasjoner langs kysten i tillegg til øst og nord for Nordkappbanken. Konsentrasjoner av høye CPUE-verdier på sommeren har en betydelig større utbredelse og finnes rundt de sentrale bankene i Barentshavet og langs den russiske kysten, og beveger seg østover gjennom studieperioden. I høstsesongen finnes klynger av høye CPUE-verdier vest på Svalbardbanken i tidligere år, før de beveger seg øst- og sørover til områder øst for Nordkappbanken.

Tilstedeværelsen av signifikante klynger av høye CPUE-verdier mellom sesonger og år er ventet sett i sammenheng med den lokale kunnskapen skippere besitter etter generasjoner med betydelig fiskeriaktivitet i Barentshavet, i tillegg til kjent kunnskap om interaksjoner mellom blant annet strømforhold, bunntopografi og temperaturer og disse fysiske karakteristikkenes effekt på den biologiske produktiviteten i havet.

Hyse, sei og torsk er alle arter i torskefamilien (*Gadidae*), og spesielt hyse og torsk har forholdsvis like atferdsmønster i Barentshavet. Fisket etter disse artene er et blandingsfiskeri, hvor store deler av den norske hysefangsten tas som bifangst i trålfisket etter torsk, men en del tas også med line og flyteline langs finnmarkskysten (Skogen mfl., 2007). De relativt like utviklingstrendene for begge redskapsgrupper for hyse og torsk er derfor forventet, selv om noe større variasjoner observeres for trålaktivitet. Dette kan skyldes at hyse og torsk har ulik oppførsel under selve trålingen, der torsken holder seg langs havbunnen mens hysen trekker noe opp i vannmassene over bunnen. Det er dermed mulig å utnytte disse adferdsforskjellene ved å designe trålen på en slik måte at artsseleksjonen forbedres betraktelig (Krag mfl., 2010).

Videre observeres det at CPUE-hotspots for trålfanget hyse og torsk har en nordligere utbredelse i sommer- og høstsesongen. Hyse og torsk i Barentshavet har sin hovedutbredelse på den varme siden av polarfronten (Skogen mfl., 2007), og den nordlige trenden for CPUE-hotspots på sommerhalvåret kan dermed ha sammenheng med at polarfronten trekker seg nordover i takt med økte temperaturer (Lien, 2018), og dermed ekspanderer fiskenes utbredelsesområde. Den mer sørlige utbredelsen av klynger av høye CPUE-verdier på vinterhalvåret kan settes i sammenheng med fiskenes gytevandring på vei mot Tromsøflaket og Lofoten/Vesterålen. CPUE-hotspots for line- og trålfanget sei observeres hovedsakelig i

tilknytning til finnmarkskysten og Nordkappbanken. Dette er ventet tatt i betraktning seiens utbredelsesområde i Barentshavet, som i stor grad begrenser seg til kystnære havområder (Skogen mfl., 2007).

Selv om metodikken i denne oppgaven har store likhetstrekk med den brukt i Jalali mfl. (2015), finnes vesentlige forskjeller i forhold til størrelse på studieområdet, tidsaspekt og spesielt type fiskeri som ble analysert. Jalali mfl. (2015) studerte et relativt lite kommersielt fiskeri etter sjøsnegl hvor selve fisket gjøres av mennesker som fysisk sanker sjøsnegler fra havbunnen, mens denne oppgaven studerte fiskerier av noen av verdens største fiskebestander, hvor god samhandling mellom fartøy, mannskap og redskap er essensielt. Resultatenes overførbarhet er således begrenset, mens tematikken og metodikkens store bredde illustreres godt ved at to vidt forskjellige fiskerier lar seg kartlegge og analysere ved bruk av tilsvarende metoder. Kartleggingen avdekket også relativt store sesongmessige og årlige variasjoner i CPUE hotspots gjennom studieperioden. For trålfanget fisk var variasjonene mellom sesonger og år størst for hyse og torsk, mens mer sporadiske variasjoner og en generell mer østlig og nordlig utbredelse av CPUE hotspots ble observert for linefiske.

Linefiske skiller seg fra trålfiske på flere områder, blant annet i forhold til størrelse selektering og det faktum at linene har et bestemt antall posisjoner (dvs. kroker) som fisken kan fanges. I løpet av perioden linen står i sjøen vil et økende antall kroker bli okkupert av fisk eller agnet på krokene kan løsne, slik at fiskeredskapets fiskeevne forringes over tid, og fangstene kan dermed ikke forventes å øke lineært med fisketid (Hovgård og Lassen, 2000). Dette fenomenet var bakgrunnen for bruk av antall kroker som mål for fiskeinnsats for linefangster i oppgaven. Flere studier har studert fangstprosessen for linefiske (f.eks. Murphy, 2011; Rothschild, 1967) og observert at den minkende fiskeevnen over tid kan beskrives med en eksponentiell modell for nedgang. CPUE brukes ofte som et mål for fisketetthet, men i tilfelle for linefiske har det blitt foreslått at den momentane raten av agn fjerning kan være et mer presist mål for fisketetthet (Somerton og Kikkawa, 2011). Oppgaven kunne derfor brukt metodikk beskrevet i de overnevnte studiene som alternative metoder for å beskrive linefiskeriets innsats og indikator for fisketetthet.

Datamaterialet for seifangster var betydelig mindre enn for hyse- og torskefangster. Dette er naturlig da seien ofte står i tette konsentrasjoner pelagisk der byttedyr konsentreres av

havstrømmer (Havforskningsinstituttet, 2020) og fanges derfor mest effektivt med seinot, som ikke var et av de inkluderte fiskeredskapene i oppgaven. Datagrunnlaget fra linefanget fisk generelt var også vesentlig mindre enn for trålfanget fisk, noe som vanskeliggjorde identifisering av klare utviklingstrender for data i denne redskapsgruppen. I tillegg var forskjellene i tidsbruk for trålfanget fisk vesentlig større enn for antall kroker for linefanget fisk, som ble brukt som mål for innsats for de to redskapsgruppene henholdsvis. Dette medførte at differensieringen mellom områder med høy og lav innsats, og i neste instans signifikante og ikke-signifikante CPUE hotspot lokasjoner for lineflåten var mindre fremtredende enn for tråflåten.

For å danne et mer helhetlig bilde av variasjoner i fiskeriaktiviteten i Barentshavet burde videre studier konsentreres rundt andre arter og redskaper. Denne oppgavens datamateriale stammer utelukkende fra den norske fiskeflåten, og videre studier kan med fordel inkludere også utenlandsk fiskeriaktivitet i Barentshavet, da mange av artene forvaltes i samarbeid mellom flere nasjoner og det vil derfor være i alle parter interesse å inkludere mest mulig data for å danne et så realistisk bilde av fiskeriaktivitetens variasjoner som mulig.

## **5.2 Effekt av fiskebanker og havbunn topografi**

Barentshavets er et havområde med særegne fysiske forhold, med strømforhold hvor kaldt arktisk vann møter varmt atlantisk vann og skaper fronter, dybdeforhold med en relativt liten gjennomsnittsdybde, og bunntopografi med en rekke «undervannsfjell» som legger til rette for svært produktive marine økosystemer (Bergstad mfl., 2018; Jakobsen og Ozhigin, 2011; Lien, 2018). På bakgrunn av disse karakteristikkene rettet oppgaven et særlig fokus mot Barentshavets mange fiskebanker, med sikte på å studere bankenes effekter på fiskeriatferd.

Enkle regresjonsmodeller og sammenligninger mellom områder innenfor- og utenfor fiskebanker i forhold til aktivitet og fangst viste signifikante forskjeller. Det ble observert en signifikant nedgang i gjennomsnittlige CPUE-verdier for hyse og tosk i begge redskapsgrupper både utenfor og innenfor fiskebanker, mens en svak økning ble observert for seifangster i perioden 2011-2018. Endringer i aktivitet var mer varierende med hensyn på område, med signifikant aktivitetsøkning i områder utenfor bankene for trålfanget fisk, og signifikant nedgang i aktivitet innenfor bankene for linefanget hyse og tosk i løpet av studieperioden. Sammenligning av aktivitet og fangst innenfor bankene viste relativt store



forskjeller, spesielt for trålfanget hyse hvor i gjennomsnitt 50% av den totale aktiviteten med hyse som fangstart fant sted innenfor bankene, mens 68% av den totale fangsten ble tatt her. For linefangster var forskjellene betydelig mindre mellom artene, og størst differanse ble observert for sei, med i gjennomsnitt 31% av aktiviteten lokalisert innenfor bankene og 39% av fangsten tatt her.

Resultantene illustrerer fiskebankenes viktighet for de aktuelle fiskeriene studert i oppgaven, med signifikante forskjeller mellom områder innenfor og utenfor bankene i forhold til både aktivitet og CPUE. T-test analyse viste imidlertid at gjennomsnittlig CPUE kun var signifikant forskjellig innenfor og utenfor bankene for trålfanget hyse. Det er nærliggende å anta at en del av variasjonen i aktivitet kan settes i sammenheng med endringer i totalkvoter nord for 62 breddegrad for de respektive artene (Figur 35). Samtidig settes totalkvotene basert på ulike vurderinger av tilgjengelig ressursgrunnlag, som f. eks. rekruttering og gytebestand. I de fleste tilfeller vil en nedgang i kvotene bety at et mindre ressursgrunnlag er tilgjengelig for høsting fra fiskeriene. En nedgang i aktivitet trenger derfor ikke nødvendigvis å være direkte knyttet til nedgang i kvoter, fordi et mindre ressursgrunnlag kan medføre mindre fangster og en større innsats for å finne fisken og følgelig større aktivitet for å fylle kvoten. Den relativt store aktiviteten innenfor bankene (Tabell 1) kan muligens settes i sammenheng med oppgavens begrensninger i forhold til fiskeredskaper. Spesielt hyse og torsk er utpregede bunnfisker og fanges dermed effektivt av redskaper som bunntål og bunntline. Bankenes karakteristikk, med relativt grunne og store flate områder gjør det enkelt og effektivt å fiske med disse redskapene på fiskebankene. For å videre kunne vurdere fiskebankenes betydning burde flere redskapsgrupper og flere marine arter inkluderes i analysene, i tillegg til å bruke ulike innfallsvinkler for å se på interaksjoner mellom banker som ble gjort i Stortini mfl. (2018).

Metoden for å identifisere fiskebank lokasjoner var i stor grad basert på visuell analyse, og fulgte ingen rettingslinjer i forhold til størrelse eller maksimumsdybder, da det ikke finnes noen overordnet fasit på hvordan en fiskebank er utformet. Yttergrensene for fiskebankene brukt i oppgaven er dermed ikke absolutte, og metoden kan med fordel revideres og flere faktorer kan tas hensyn til for å kunne identifisere mer nøyaktige fiskebank lokasjoner i fremtidige studier.

### **5.3 Vedvarende bærekraftige fiskeområder i Barentshavet**

For å kartlegge spesielt viktige fiskeområder i Barentshavet ble signifikante klynger av høye CPUE-verdier fra tidligere omtalt hotspot analyse aggregert for alle år og arter og presentert i to separate kart, ett for hver redskapsgruppe. Områder med signifikante CPUE hotspot i et betydelig antall sesonger ble observert for både trål- og linefangster. Områder langs og utenfor finnmarkskysten var viktige områder for begge redskapsgrupper, i tillegg til områder over store deler av Svalbardbanken, med hovedtyngden i områder rundt Bjørnøya. Oppgaven studerte også sammenhenger mellom vedvarende bærekraftige fiskeområder og SST, avstand fra kysten og fiskebanker, samt bentisk topografiske variabler ved bruk av geografisk vektet regresjonsanalyse. Resultatene viste at bentisk topografiske variabler forklarte variasjonen i vedvarende bærekraftige områder best, og modeller med bentisk kompleksitet og VRM som forklaringsvariabler var de beste.

Slike områder, som konsekvent oppnår høye CPUE-verdier over en tidsperiode på åtte år, bør være av spesiell interesse og ilegges stor innflytelse når forvaltningsplaner for store havområder som Barentshavet skal utvikles. Winther mfl. (2020) argumenterte i sin rapport for behovet av en mer helhetlig, integrert havforvaltning, som tar hensyn til både verdiskapning, og sikring av bærekraftige økosystemer ved implementering av en økosystem-basert forvaltning. Bakgrunnen for denne anbefalingen var sammenligning av fem ulike suksessfulle forvaltningsregimer fra henholdsvis Norge, USA, Kina, Sørøst-Asia og Seychellene. Det finnes ingen forvaltningsmodell som fungerer over hele verden, fordi utgangspunktene er svært forskjellige. Sammenligningen identifiserte imidlertid noen felles suksesskriterier for en vellykket havforvaltning, hvor et av dem var tilpasning av forvaltningsmodellen til lokale forhold og stor grad av lokal medvirkning.

For å kunne tilpasse forvaltningen til lokale forhold er kunnskap et nøkkelord, samtidig som det er et mål i seg selv at forvaltningen til enhver tid skal baseres på beste tilgjengelig kunnskap. En forvaltningsmodell med stor lokal innflytelse vil være avhengig av god tilgjengelig kunnskap om det aktuelle forvaltningsområdet, og identifisering av særlig betydningsfulle områder vil være et av kunnskapsområdene det bør fokuseres på. Identifisering av vedvarende bærekraftige områder er nyttig i seg selv fordi det bidrar til verdifull kartlegging av et område, men for å forstå hvorfor slike områder oppstår og dermed

økt kunnskap om dynamikker og sammenhenger innad i de marine økosystemene bør videre statistiske analyser gjennomføres.

Identifisering av vedvarende bærekraftige områder kan gjøres på mange forskjellige måter, og med ulike kartleggingsmål. Et eksempel er metoden brukt i denne oppgaven, som kartlegger områder med spesielt store fangster og innsats og deretter analyserer disse områdene med ulike forklaringsvariabler for å kunne si noe om hvorfor slike områder oppstår. Et annet eksempel er kartlegging av ulike marine biotoper, som ble gjort i Buhl-Mortensen mfl. (2010), for eksempel for å identifisere områder som er spesielt sårbare for ytre påvirkning, eller områder som bør vernes pga. truede naturtyper eller dyrearter. I løpet av høsten 2019 ble 27 biotoper kartlagt i Barentshavet gjennom MAREANO programmet, som brukte undervannsvideo av 757 havbunnslokaliteter for å avdekke ulike habitatområder. Barentshavet er et enormt område og dette datamaterialet dekket følgelig bare en liten del av havområdet. For å kunne si noe om biotop forekomster også i områder som ikke ble undersøkt, ble det samlet inn en rekke miljøvariabler tilsvarende de brukt i denne oppgaven, i tillegg til variabler som strømforhold og saltholdighet, som deretter ble brukt til å modellere predikerte biotopområder (Arneberg mfl., 2020).

Et annet mål for havforvaltningen er større grad av samarbeid mellom alle relevante interessegrupper (Winther mfl., 2020). For fiskeriene isolert sett er godt samarbeid og kunnskapsutveksling mellom fiskere, forskningsmiljøer og myndigheter viktig. Fiskere og skipperne besitter en betydelig mengde lokalkunnskap og erfaringer fra områdene de har fisket på gjennom generasjoner. Slik lokalkunnskap kan være svært verdifull for forvaltningen, blant annet for å kartlegge særlig viktige havområder, og flere samfunnsvitenskapelige studier hvor fiskere inkluderes bør gjøres i fremtiden.

## **5.4 Fiskeflåtens mobilitet**

For å undersøke eksisterende mønstre i fiskerienes mobilitet i perioden 2011-2018 ble enkle regresjonsmodeller gjennomført med forklaringsvariabelen overflatetemperatur (SST). Variasjoner i temperatur og mengde innstrømmende varmt atlantisk vann vest i Barentshavet fører til betydelige variasjoner i temperaturforholdene fra år til år. Variasjonene i temperaturforholdene er tett knyttet til Polarfrontens posisjon i øvre del av vannsøylen. Det varme atlantiske vannet bringer med seg store mengder dyreplankton og næringsalter fra

Norskehavet og skaper svært produktive områder i og sør for Polarfronten. Produksjonen i de øvre vannmassene kan også komme bunnlevende organismer til gode dersom fysiske forhold, som topografi og strømforhold, fører næringen ned på bunnen (Ingvaldsen, 2010). SST er dermed en svært viktig klimatisk variabel med innvirkning på en rekke fysiske og biologiske forhold i havet.

I oppgavens regresjonsmodeller ble det brukt aggregerte årlige gjennomsnittstemperaturer med en oppløsning på 4km. Analysene viste ingen lineære sammenhenger mellom variasjoner i trål- og lineflåtens mobilitet og endringer i SST. På bakgrunn av oppgavens forventninger om sammenhenger mellom havtemperatur og fiskerienes mobilitet, er det nærliggende å anta at andre resultater vil oppnås ved å bruke data bestående av enten daglige, eller månedlige gjennomsnittstemperaturer. Det kan med fordel også brukes SST-data med høyere oppløsning for å bedre kunne fange opp lokale forskjeller i fremtidige studier. Oppgavens valg av datagrunnlag ble basert på hensyn i forhold til datamengde og maskinvare kapasitet (tidshensyn). En annen utfordring ved å sette klimatiske variabler som SST i sammenheng med f.eks. CPUE, fangst eller innsats, er at endringer i klimatiske forhold ofte er forbundet med en viss tidsforsinkelseeffekt, dvs. effektene kan ikke observeres momentant, mens endringer i fangst eller innsats øyeblikkelig gjør seg gjeldene ved kontinuerlig rapportering.

Variasjoner i trål- og lineflåtens mobilitet ble også studert i sammenheng med endringer i forvaltning, reguleringer og teknologisk utvikling. Struktureringen av den norske fiskeflåten har ført til en drastisk nedgang i antall fiskefartøy, i tillegg til at gjennomsnittsstørrelsen på fartøyene har økt (Iversen mfl., 2018). Større fartøyer, kombinert med stor teknologisk utvikling innenfor redskapsteknologi og leteutstyr har først og fremst ført til at fiske generelt har blitt mer effektivt. Man kan også anta at større og bedre designet fartøyer og økt teknisk kapasitet om bord på fartøyene har ført til at fiskeriene har gjort endringer i sin aktivitet fordi mer økonomisk gunstige områder har blitt tilgjengelige. I forhold til reguleringer som har direkte effekter på fiskernes valg av fiskeområde kan det antas at opprettelse av aktsomhetsområder og stengning av områder er blant faktorene som kan påvirke fiskeriatferden mest.

Struktureringen av torskflåten skjedde hovedsakelig frem til 2008 og kun et fåtall fartøyer har blitt tatt utav fisket etter dette (Ibid.). Trålaktiviteten for norske trålere målt i antall

tråltimer gikk ned med omtrent 75% fra slutten av 1980-tallet til 2009. Etter dette har både fangst og antall tråltimer vært relativt stabilt. De store regulatoriske endringene skjedde dermed en stund tilbake i tid, og fanges ikke opp av datamaterialet brukt i oppgaven fra 2011-2018. Det kan også være tidsforsinkelseeffekter mellom nye forvaltningsplaner, teknologi eller reguleringer og den egentlige effektiviteten av tiltaket eller nyvinningen observert i praksis. Endringer i teknologi eller reguleringer som fant sted før 2011 kan dermed også ha hatt effekter på fiskeriaktiviteter det siste tiåret. Det er derfor vanskelig å knytte direkte sammenhenger mellom endringer i forvaltning og reguleringer og variasjoner i fiskeriatferd, selv om ulike reguleringsgrep og kanskje spesielt teknologisk utvikling utvilsomt påvirker fiskerienes mobilitet. Det er også nærliggende å anta at en del av fiskerienes mobilitet skyldes endringer i ulike fiskebestanders utbredelse. Eksempelvis kan variasjoner i isforhold endre utbredelsesområdet til mindre pelagiske planktonbeitende arter, som igjen kan påvirke utbredelsen av de større predatorer, som torsk, hyse og sei, som beiter på disse pelagiske artene. I tillegg foretar fiskeartene i oppgaven store migrasjoner i forbindelse med gytevandring og utbredelsen er derfor svært variabel gjennom de ulike sesongene. Dette er kjent kunnskap for fiskere, som i stor grad legger opp sine fiskeruter i tråd med disse migrasjonene. Fiskerne må fiske der fisken befinner seg til enhver tid og der hvor best mulig fangster kan oppnås. Faktorer og interaksjoner som bestemmer fiskebestandenes variasjoner i utbredelse i tid og rom er imidlertid svært mange og komplekse. Fiskeriaktivitet i seg selv kan også ha stor påvirkning på marine habitater og dermed utbredelsen til marine organismer. Dette har blitt observert blant annet med å se på effekter bunntråling kan ha på havbunnen og organismene som befinner seg der.

For å bedre kunne forstå hvordan fiskeriatferden påvirkes av faktorer som reguleringer og teknologisk utvikling, bør det brukes et større tidsperspektiv, i tillegg til at det bør brukes en mer kvalitativ tilnærming. Effekter av nye reguleringer eller ny teknologi på fiskerienes atferd belyses best av fiskerne selv, og fremtidige studier bør derfor i større grad studere mobiliteten i fiskeflåten fra et samfunnsvitenskapelig perspektiv.

Det kan også tenkes at ulike markedshensyn kan være med å påvirke fiskernes valg av fiskeområde. Dette kan være i forhold til størrelse på fisk som egner seg bedre til bestemte produkttyper/kategorier, hvor fiskerne basert på erfaringer eller innrapporterte data kan velge fiskeområder hvor de aktuelle hensynene blir ivarettatt.

Resultatene fra GWR viste god sammenheng mellom vedvarende bærekraftige områder for trål- og lineflåten og havbunnens kompleksitet og terreng robusthet (VRM). I tillegg illustrerte enkle regresjonsanalyser fiskebankenes viktighet for mobiliteten i fiskeriene, med signifikante forskjeller mellom områder innenfor og utenfor bankene i forhold til både aktivitet og CPUE. CPUE ble brukt som indikator for et bærekraftig område fordi variabelen fanger opp både biologisk bærekraft, ved at området konsekvent har høye fangsttall over mange sesonger selv med høy aktivitet, og økonomisk bærekraft ved at høye fangsttall oppnås ved liten innsats. Mange studier er gjort for å se på ulike sammenhenger mellom biologiske, fysiske og klimatiske forhold i Barentshavet (f.eks. Buhl-Mortensen mfl., 2015; Hop og Gjørseter, 2013; Lind mfl., 2018; Stortini mfl., 2018). Det er imidlertid så vidt meg bekjent ingen studier fra Barentshavet som bruker GIS og hotspot analyse for å undersøke eksisterende mønstre for fiskeriatferd. Denne oppgaven bidrar dermed med ny kunnskap om et relativt godt utforsket havområde. Ved å kombinere kunnskap fra ulike fagfelt kan forvaltningsplaner utvikles med forankring i bred kunnskap, og det bør derfor tilstrebes å belyse så mange sider ved fiskerinæringen som mulig. For at kunnskap tilsvarende den presentert i denne oppgaven skal kunne brukes i forvaltningssammenheng må det imidlertid brukes data med betydelig høyere oppløsning, da resultatene i denne oppgaven kun bidrar med grovere beskrivelser av fiskeriatferden i Barentshavet. Hotspot analyser tilsvarende de brukt i denne oppgaven kan også brukes i videre studier for å se på økonomiske aspekter ved fiskerinæringen, for eksempel ved ulike nytte-kostnadsanalyser.

## 6 Konklusjon

Oppgaven har kartlagt trål- og lineflåtens romlige og tidsmessige variasjoner i Barentshavet i tidsperioden 2011-2018, og det ble identifisert tidvis store variasjoner i fiskeriatferden mellom sesonger og år for artene nordøstarktisk hyse, nordøstarktisk sei og nordøstarktisk torsk. Vedvarende bærekraftige fiskeområder ble identifisert for begge redskapsgrupper, og det ble funnet at disse områdene hadde tette sammenhenger med havbunn topografi, som fiskebanker, bentisk kompleksitet og terreng robusthet. Det ble funnet sammenhenger mellom trål- og lineflåtens mobilitet og bentisk topografi, mens påvirkning fra klimaendringer, reguleringer og teknologisk utvikling var mindre tydelige, og vanskeligere å analysere på bakgrunn av oppgavens datagrunnlag og metodikk.

## Referanseliste

- Aarsæther, K. G., Standal, D. og Richardsen, R. (2015). Anløpsprognoser for fiskefartøy frem til 2060.
- AMAP. (2012). *Arctic Climate Issues 2011: Changes in Arctic Snow, Water, Ice and Permafrost* (SWIPA 2011 Overview Report). Oslo: Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP). Hentet fra <https://www.amap.no/documents/doc/arctic-climate-issues-2011-changes-in-arctic-snow-water-ice-and-permafrost/129>
- Ardron, J. (2002). A GIS recipe for determining benthic complexity. *Breman, J., éditeur, Marine Geography, GIS for the Oceans and Seas*, 169-175.
- Arneberg, P., Van der Meeren, G., Frantzen, S. og Vee, I. (2020). *Status for miljøet i Barentshavet - Rapport fra Overvåkingsgruppen 2020* (Rapport fra Havforskningen 15165). <https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-2020-13>: Havforskningsinstituttet.
- Asche, F. og Roll, K. H. (2019). *Økonomiske konsekvenser av økt drivstoffpris for utvalgte segmenter av norsk fiskeflåte* (Kostnadsanalyser for fiskeflåten): Samfunns- og næringslivsforskning AS (SNF).
- Bergstad, O. A., Johannesen, E., Høines, Å., Ellingsen, K. E., Lien, V. S., Byrkjedal, I., . . . Langhelle, G. (2018). Demersal fish assemblages in the boreo-Arctic shelf waters around Svalbard during the warm period 2007–2014. *Polar Biology*, 41(1), 125-142.
- Brunsdon, C., Fotheringham, A. S. og Charlton, M. E. (1996). Geographically weighted regression: a method for exploring spatial nonstationarity. *Geographical analysis*, 28(4), 281-298.
- Buhl-Mortensen, L., Buhl-Mortensen, P., Dolan, M. F. og Holte, B. (2015). The MAREANO programme—A full coverage mapping of the Norwegian off-shore benthic environment and fauna. *Marine Biology Research*, 11(1), 4-17.
- Buhl-Mortensen, L., Vanreusel, A., Gooday, A. J., Levin, L. A., Priede, I. G., Buhl-Mortensen, P., . . . Raes, M. (2010). Biological structures as a source of habitat heterogeneity and biodiversity on the deep ocean margins. *Marine Ecology*, 31(1), 21-50. 10.1111/j.1439-0485.2010.00359.x
- Cacaud, P. (1999). *Legal issues relating to vessel monitoring systems: FAO/Norway Government Cooperative Programme, GCP/INT/648/NOR, Field Report C . . .*
- Chang, S.-K. og Yuan, T.-L. (2014). Deriving high-resolution spatiotemporal fishing effort of large-scale longline fishery from vessel monitoring system (VMS) data and validated by observer data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71(9), 1363-1370.
- Dalpadado, P., Ingvaldsen, R. B., Stige, L. C., Bogstad, B., Knutsen, T., Ottersen, G. og Ellertsen, B. (2012). Climate effects on Barents Sea ecosystem dynamics. *ICES Journal of Marine Science*, 69(7), 1303-1316.
- Deng, R., Dichmont, C., Milton, D., Haywood, M., Vance, D., Hall, N. og Die, D. (2005). Can vessel monitoring system data also be used to study trawling intensity and population depletion? The example of Australia's northern prawn fishery. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62(3), 611-622.
- Die, D. J. og Ellis, N. (1999). Aggregation dynamics in penaeid fisheries: banana prawns (*Penaeus merguensis*) in the Australian Northern Prawn Fishery. *Marine and freshwater research*, 50(7), 667-675.



- Drinkwater, K. F., Beaugrand, G., Kaeriyama, M., Kim, S., Ottersen, G., Perry, R. I., . . . Takasuka, A. (2010). On the processes linking climate to ecosystem changes. *Journal of Marine Systems*, 79(3-4), 374-388.
- Durski, S. M. og Allen, J. (2005). Finite-amplitude evolution of instabilities associated with the coastal upwelling front. *Journal of physical oceanography*, 35(9), 1606-1628.
- Ellertsen, B., Hassel, A., Loeng, H., Rey, F., Tjelmeland, S. og Slagstad, D. (1982). Økologiske undersøkelser nær iskanten i Barentshavet somrene 1979 og 1980.
- Ellingsen, K. E., Yoccoz, N. G., Tveraa, T., Frank, K. T., Johannesen, E., Anderson, M. J., . . . Shackell, N. L. (2020). The rise of a marine generalist predator and the fall of beta diversity. *Global Change Biology*, 26(5), 2897-2907.
- Emmerson, C. og Lahn, G. (2012). Arctic opening: Opportunity and risk in the high north. EMODnet Bathymetry Consortium. (2018). *EMODnet Digital Bathymetry (DTM 2018)*. <https://doi.org/10.12770/18ff0d48-b203-4a65-94a9-5fd8b0ec35f6>
- Fiskeridirektoratet. (2020, 22.05.2020). Aktsomhetsområder. Hentet 05.05 fra <https://www.fiskeridir.no/Yrkesfiske/Regelverk-og-reguleringer/Stengte-fiskefelt/Aktsomhetsomraader>
- Føyn, L., Quillfeldt, C. H. v. og Olsen, E. (2002). *Miljø-og ressursbeskrivelse av området Lofoten-Barentshavet* (Fisken og havet): Havforskningsinstituttet.
- Getis, A. (2008). A history of the concept of spatial autocorrelation: A geographer's perspective. *Geographical analysis*, 40(3), 297-309.
- Getis, A. og Ord, J. (1992). The Analysis of Spatial Association by Use of Distance Statistics. *Geographical Analysis*, 24(3).
- Havforskningsinstituttet. (2019, 28.11). Økosystemtoktet i Barentshavet. Hentet 08.04 fra <https://www.hi.no/hi/tokt/havforskningsinstituttets-ulike-tokt/okosystemtoktet-i-barentshavet>
- Havforskningsinstituttet. (2020, 04.06.2019). Tema: Sei – nordaustarktisk. Hentet 13.04 fra <https://www.hi.no/hi/temasider/arter/nordaustarktisk-sei>
- Hilborn, R. (1985). Fleet dynamics and individual variation: why some people catch more fish than others. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42(1), 2-13.
- Hobson, R. (1972). Surface roughness in topography: quantitative approach. I: Methuen.
- Hop, H. og Gjøsæter, H. (2013). Polar cod (*Boreogadus saida*) and capelin (*Mallotus villosus*) as key species in marine food webs of the Arctic and the Barents Sea. *Marine Biology Research*, 9(9), 878-894.
- Hovgård, H. og Lassen, H. (2000). Manual on estimation of selectivity for gillnet and longline gears in abundance surveys. Hentet fra <http://www.fao.org/3/x7788e/X7788E00.htm>
- Ingvaldsen, R. (2010). Oceanografi, geologi og dyreliv på havbunnen i Barentshavet - regionale undersøkelser. I *Til bunns i Barentshavet*: MAREANO.
- Iversen, A., Isaksen, J. R., Hermansen, Ø., Henriksen, E., Nyrud, T. og Dreyer, B. (2018). Strukturering i fiskeflåten-Drivkrefter og konsekvenser. *Nofima rapportserie*.
- Jakobsen, T. og Ozhigin, V. K. (2011). *The Barents Sea: ecosystem, resources, management: half a century of Russian-Norwegian cooperation*: Tapir academic press Trondheim.
- Jakobsson, M., Mayer, L., Coakley, B., Dowdeswell, J. A., Forbes, S., Fridman, B., . . . Rebecco, M. (2012). The international bathymetric chart of the Arctic Ocean (IBCAO) version 3.0. *Geophysical Research Letters*, 39(12).
- Jalali, M. A., Ierodiaconou, D., Gorfine, H., Monk, J. og Rattray, A. (2015). Exploring spatiotemporal trends in commercial fishing effort of an abalone fishing zone: a GIS-based hotspot model. *PloS one*, 10(5).

- Jørgensen, L. L., Primicerio, R., Ingvaldsen, R. B., Fossheim, M., Strelkova, N., Thangstad, T. H., . . . Zakharov, D. (2019). Impact of multiple stressors on sea bed fauna in a warming Arctic. *Marine Ecology Progress Series*, 608, 1-12.
- Krag, L. A., Holst, R., Madsen, N., Hansen, K. og Frandsen, R. P. (2010). Selective haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) trawling: Avoiding cod (*Gadus morhua*) bycatch. *Fisheries Research*, 101(1-2), 20-26.
- Le Fevre, J. (1987). Aspects of the biology of frontal systems. I *Advances in marine biology* (bd. 23, s. 163-299): Elsevier.
- Legendre, P. (1993). Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology*, 74(6), 1659-1673.
- Lewison, R. L., Soykan, C. U. og Franklin, J. (2009). Mapping the bycatch seascape: multispecies and multi - scale spatial patterns of fisheries bycatch. *Ecological Applications*, 19(4), 920-930.
- Lien, V. S. (2018). Polarfrontens fysiske beskaffenhet og biologiske implikasjoner—en verdi- og sårbarhetsvurdering av polarfronten i Barentshavet. *Fisken og Havet*.
- Lind, S., Ingvaldsen, R. B. og Furevik, T. (2018). Arctic warming hotspot in the northern Barents Sea linked to declining sea-ice import. *Nature climate change*, 8(7), 634-639.
- Maina, I., Kavadas, S., Damalas, D., Pantazi, M. og Katsanevakis, S. (2018). Dynamics of trawling effort in the Aegean Sea: investigating the potential of Vessel Monitoring System (VMS) data. *ICES Journal of Marine Science*, 75(6), 2265-2275.
- Maina, I., Kavadas, S., Katsanevakis, S., Somarakis, S., Tserpes, G. og Georgakarakos, S. (2016). A methodological approach to identify fishing grounds: A case study on Greek trawlers. *Fisheries Research*, 183, 326-339.
- Meld. St. 21. (2001-2002). *Rent og rikt hav*. Oslo. Hentet fra <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/stmeld-nr-12-2001-2002-/id195387/?ch=1>
- Meld. St. 21. (2006-2007). *Strukturpolitikk for fiskeflåten*. Oslo. Hentet fra <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/Stmeld-nr-21-2006-2007-/id457876/?ch=1>
- Michalsen, K., Dalpadado, P., Eriksen, E., Gjøsæter, H., Ingvaldsen, R. B., Johannesen, E., . . . Skern-Mauritzen, M. (2013). Marine living resources of the Barents Sea—Ecosystem understanding and monitoring in a climate change perspective. *Marine Biology Research*, 9(9), 932-947.
- Miljødirektoratet. (2020, 09.12.2016). Økosystembasert forvaltning. Hentet 15.03 fra [https://tema.miljodirektoratet.no/no/Tema/Vann\\_og\\_hav/Marin-forvaltning/Okosystembasert-forvaltning/](https://tema.miljodirektoratet.no/no/Tema/Vann_og_hav/Marin-forvaltning/Okosystembasert-forvaltning/)
- Mills, C. M., Townsend, S. E., Jennings, S., Eastwood, P. D. og Houghton, C. A. (2007). Estimating high resolution trawl fishing effort from satellite-based vessel monitoring system data. *ICES Journal of Marine Science*, 64(2), 248-255.
- Muench, A., DePiper, G. S. og Demarest, C. (2018). On the precision of predicting fishing location using data from the vessel monitoring system (VMS). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 75(7), 1036-1047.
- Murphy, G. (2011). Estimating Abundance from Longline Catches. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 17, 33-40. 10.1139/f60-003
- Murray, L. G., Hinz, H., Hold, N. og Kaiser, M. J. (2013). The effectiveness of using CPUE data derived from Vessel Monitoring Systems and fisheries logbooks to estimate scallop biomass. *ICES Journal of Marine Science*, 70(7), 1330-1340.
- Nagelsen, V. (2018, 30.09). Slik blir et kvoteråd til. Hentet 14.04 fra <https://www.hi.no/hi/nyheter/2018/september/slik-blir-et-kvoterad-til>

- NASA Goddard Space Flight Center, Ocean Ecology Laboratory og Ocean Biology Processing Group. (2020). Moderate-resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) Terra Sea Surface Temperature Data; 2018 Reprocessing. Hentet 01.05.2020 fra <https://oceandata.sci.gsfc.nasa.gov/MODIS-Terra/Mapped/Annual/4km/>
- NINA. (2020). DRIVEBANKS - Drivers of fish extinction and colonization on oceanic banks. Hentet 07.04. fra <https://www.nina.no/english/Fields-of-research/Projects/Drivebanks>
- Olsen, S. H., Digre, H., Grimsmo, L., Toldnes, B., Eilertsen, A., Evensen, T. H. og Midling, K. Ø. (2014). Implementering av teknologi for optimal kvalitet i fremtidens prosesslinje på trålere" OPTIPRO"—fase 1.
- Ord, J. K. og Getis, A. (1995). Local spatial autocorrelation statistics: distributional issues and an application. *Geographical analysis*, 27(4), 286-306.
- Pelletier, D. og Ferraris, J. (2000). A multivariate approach for defining fishing tactics from commercial catch and effort data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(1), 51-65.
- Queiroz, N., Humphries, N. E., Mucientes, G., Hammerschlag, N., Lima, F. P., Scales, K. L., . . . Sims, D. W. (2016). Ocean-wide tracking of pelagic sharks reveals extent of overlap with longline fishing hotspots. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(6), 1582-1587.
- Rayner, N. A., Kaplan, A., Kent, E. C., Reynolds, R. W., Brohan, P., Casey, K. S., . . . Donlon, C. (2009). Evaluating climate variability and change from modern and historical SST observations. *Proceedings of OceanObs' 09: Sustained Ocean Observations and Information for Society*, 2.
- Rothschild, B. J. (1967). Competition for Gear in a Multiple-Species Fishery. *ICES Journal of Marine Science*, 31(1), 102-110. 10.1093/icesjms/31.1.102
- Ryberg, W. A., Smith, K. G. og Chase, J. M. (2012). Predators alter the scaling of diversity in prey metacommunities. *Oikos*, 121(12), 1995-2000.
- Sandø, A. B., Johansen, G. O., Aglen, A., Stiansen, J. E. og Renner, A. H. H. (2020). Climate change and new potential spawning sites for Northeast Arctic cod. *Frontiers in Marine Science*.
- Sappington, J. M., Longshore, K. M. og Thompson, D. B. (2007). Quantifying landscape ruggedness for animal habitat analysis: a case study using bighorn sheep in the Mojave Desert. *The Journal of wildlife management*, 71(5), 1419-1426.
- Skogen, M. D., Gjøsæter, H., Toresen, R. og Robberstad, Y. (2007). Havets ressurser og miljø 2007.
- Sokal, R. R. og Oden, N. L. (1978). Spatial autocorrelation in biology: 1. Methodology. *Biological journal of the Linnean Society*, 10(2), 199-228.
- Somerton, D. og Kikkawa, B. (2011). A stock survey technique using the time to capture individual fish on longlines. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 52, 260-267. 10.1139/f95-026
- Stortini, C., Frank, K., Leggett, W., Shackell, N. og Boyce, D. (2018). Support for the trophic theory of island biogeography across submarine banks in a predator-depleted large marine ecosystem. *Marine Ecology Progress Series*, 607, 155-169.
- von Quillfeldt, C. H. (2018). Miljøverdier og sårbarhet i iskantsonen.
- Walbridge, S., Slocum, N., Pobuda, M. og Wright, D. J. (2018). Unified geomorphological analysis workflows with Benthic Terrain Modeler. *Geosciences*, 8(3), 94.
- Weiss, A. (2001). *Topographic position and landforms analysis*. Foredrag holdt ved Poster presentation, ESRI user conference, San Diego, CA.

- Windle, M. J., Rose, G. A., Devillers, R. og Fortin, M.-J. (2010). Exploring spatial non-stationarity of fisheries survey data using geographically weighted regression (GWR): an example from the Northwest Atlantic. *ICES Journal of Marine Science*, 67(1), 145-154.
- Winther, J.-G., Dai, M., Douvère, F., Fernandes, L., Halpin, P., Hoel, A. H., . . . Whitehouse, S. (2020). *Integrated Ocean Management*. Washington, DC: World Resources Institute. Hentet fra [www.oceanpanel.org/blue-papers/integrated-ocean-management](http://www.oceanpanel.org/blue-papers/integrated-ocean-management)
- Witt, M. J. og Godley, B. J. (2007). A step towards seascape scale conservation: using vessel monitoring systems (VMS) to map fishing activity. *PloS one*, 2(10).

## Vedlegg 1

### Fullstendig liste over variabler inkludert i datasett fra Fiskeridirektoratet

Variabel	Beskrivelse
ERS_ID*	Unik ID (intern) for fangstmelding
TM	Meldingstype, her kun DCA=Daily Catch and Activity report (fangstmelding)
REKORD_NUMMER*	Løpenummer per år (per fartøy)
RC*	Radiokallesignal, unik ID for fartøy (kan kobles med andre registre)
FARTOY_NAVN*	Fartøynavn registrert av skipper
STARTTIDSPUNKT	Dato og tidspunkt for start av fangstoperasjon i UTC
START_LT	Startposisjon breddegrad i desimalgrad WGS84
START_LG	Startposisjon lengdegrad i desimalgrad WGS84
VARIGHET	Varighet for fangstoperasjon i minutter
STOPP_LT	Stopp-posisjon breddegrad i desimalgrad WGS84
STOPP_LG	Stopp-posisjon lengdegrad i desimalgrad WGS84
AKTIVITET_KODE	Kode for fartøyets hovedaktivitet
AKTIVITET	Fartøyets hovedaktivitet
KVOTETYPE_KODE	Kode for fiskeritillatelse
KVOTETYPE	Fiskeritillatelse
REDSKAP_KODE	FAO kode for redskap
REDSKAP	Redskap
REDSKAPSSPESIFIKASJON_KODE	Kode for redskapsspesifikasjon (kun trål)
REDSKAPSSPESIFIKASJON	Type trål (enkel/dobbel, trippel)
REDSKAP_PROBLEMER_KODE	Kode for redskapsproblemer
REDSKAP_PROBLEMER	Redskapsproblemer
INNSATS	Antall krok (line) og teiner eller totallengde garn (meter) samlet per døgn
FANGSTART_FAO	FAO kode for fangstart
FANGSTART_NS	NS kode for fangstart (via kodetabell)
FANGSTART	Fangstart (èn rad per fangstart)
FISKEBESTAND_KODE	Kode for fangstart ved fangst av sild
FISKEBESTAND	Spesifisering av NVG-sild eller nordsjø-sild ved fangst av sild
RUNDVEKT	Estimert kvantum i kilo rundvekt
* = Fjernet variabel	

## Vedlegg 2

### Andel aktivitet og fangst innenfor fiskebankene for trål- og linedata

Trål			
År/sesong/art	Andel aktivitet innenfor bankene (%)	Andel fangst (kg) innenfor bankene	Diff. (%)
<b>2011 totalt</b>	10864 / 18831 * 100 = <b>57.69 %</b>	71852362 / 119534231 * 100 = <b>60.11 %</b>	<b>2,42</b>
Vinter	74 / 2547 * 100 = <b>2.91 %</b>	353666 / 15056783 * 100 = <b>2.35 %</b>	<b>0,56</b>
Vår	351 / 808 * 100 = <b>43.44 %</b>	2154900 / 4543051 * 100 = <b>47.43 %</b>	<b>3,99</b>
Sommer	6418 / 7623 * 100 = <b>84.19 %</b>	41729910 / 48089648 * 100 = <b>86.78 %</b>	<b>2,59</b>
Høst	4021 / 7853 * 100 = <b>51.20 %</b>	27613886 / 51844749 * 100 = <b>53.26 %</b>	<b>2,06</b>
Hyse	5023 / 8125 * 100 = <b>61.82 %</b>	39194248 / 49145361 * 100 = <b>79.75 %</b>	<b>17,93</b>
Sei	189 / 928 * 100 = <b>20.37 %</b>	61783 / 687130 * 100 = <b>8.99 %</b>	<b>11,38</b>
Torsk	5652 / 9778 * 100 = <b>57.80 %</b>	32596331 / 69701740 * 100 = <b>46.77 %</b>	<b>11,03</b>
<b>2012 totalt</b>	12946 / 20729 * 100 = <b>62.45 %</b>	79925012 / 122055980 * 100 = <b>65.48 %</b>	<b>3,03</b>
Vinter	189 / 3454 * 100 = <b>5.47 %</b>	1372988 / 21248070 * 100 = <b>6.46 %</b>	<b>0,99</b>
Vår	357 / 1098 * 100 = <b>32.51 %</b>	2310204 / 6185250 * 100 = <b>37.35 %</b>	<b>4,84</b>
Sommer	6096 / 7142 * 100 = <b>85.35 %</b>	38791003 / 43127694 * 100 = <b>89.94 %</b>	<b>4,59</b>
Høst	6304 / 9035 * 100 = <b>69.77 %</b>	37450817 / 51494966 * 100 = <b>72.73 %</b>	<b>2,96</b>
Hyse	5880 / 9067 * 100 = <b>64.85 %</b>	32318222 / 42047297 * 100 = <b>76.86 %</b>	<b>12,01</b>
Sei	500 / 1457 * 100 = <b>34.32 %</b>	333127 / 1253878 * 100 = <b>26.57 %</b>	<b>7,75</b>
Torsk	6566 / 10205 * 100 = <b>64.34 %</b>	47273663 / 78754805 * 100 = <b>60.03 %</b>	<b>4,31</b>
<b>2013 totalt</b>	9895 / 21576 * 100 = <b>45.86 %</b>	61484533 / 143942706 * 100 = <b>42.71 %</b>	<b>3,15</b>
Vinter	406 / 5039 * 100 = <b>8.06 %</b>	2407302 / 35965990 * 100 = <b>6.69 %</b>	<b>1,37</b>
Vår	194 / 956 * 100 = <b>20.29 %</b>	1457729 / 5356704 * 100 = <b>27.21 %</b>	<b>6,92</b>
Sommer	4970 / 6340 * 100 = <b>78.39 %</b>	31079912 / 40426423 * 100 = <b>76.88 %</b>	<b>1,51</b>
Høst	4325 / 9241 * 100 = <b>46.80 %</b>	26539590 / 62193589 * 100 = <b>42.67 %</b>	<b>4,13</b>
Hyse	3929 / 8140 * 100 = <b>48.27 %</b>	16955569 / 23562984 * 100 = <b>71.96 %</b>	<b>23,69</b>
Sei	303 / 1062 * 100 = <b>28.53 %</b>	98364 / 1301800 * 100 = <b>7.56 %</b>	<b>20,97</b>
Torsk	5663 / 12374 * 100 = <b>45.77 %</b>	44430600 / 119077922 * 100 = <b>37.31 %</b>	<b>8,46</b>
<b>2014 totalt</b>	11047 / 21138 * 100 = <b>52.26 %</b>	70262940 / 131195877 * 100 = <b>53.56 %</b>	<b>1,3</b>
Vinter	167 / 2642 * 100 = <b>6.32 %</b>	500641 / 16752329 * 100 = <b>2.99 %</b>	<b>3,33</b>
Vår	292 / 1288 * 100 = <b>22.67 %</b>	1791124 / 5952114 * 100 = <b>30.09 %</b>	<b>7,42</b>
Sommer	3835 / 6508 * 100 = <b>58.93 %</b>	25761558 / 40519807 * 100 = <b>63.58 %</b>	<b>4,65</b>
Høst	6753 / 10700 * 100 = <b>63.11 %</b>	42209617 / 67971627 * 100 = <b>62.10 %</b>	<b>1,01</b>
Hyse	4450 / 8042 * 100 = <b>55.33 %</b>	17123933 / 22798965 * 100 = <b>75.11 %</b>	<b>19,78</b>
Sei	134 / 821 * 100 = <b>16.32 %</b>	47545 / 1444207 * 100 = <b>3.29 %</b>	<b>13,03</b>
Torsk	6463 / 12275 * 100 = <b>52.65 %</b>	53091462 / 106952705 * 100 = <b>49.64 %</b>	<b>3,27</b>

<b>2015 totalt</b>	10925 / 23696 * 100 = <b>46.10 %</b>	56373798 / 124225176 * 100 = <b>45.38 %</b>	<b>0,72</b>
<b>Vinter</b>	895 / 5961 * 100 = <b>15.01 %</b>	4962346 / 32927840 * 100 = <b>15.07 %</b>	<b>0,60</b>
<b>Vår</b>	57 / 912 * 100 = <b>6.25 %</b>	463656 / 4266868 * 100 = <b>10.87 %</b>	<b>4,62</b>
<b>Sommer</b>	2911 / 5408 * 100 = <b>53.83 %</b>	16664767 / 31431239 * 100 = <b>53.02 %</b>	<b>0,81</b>
<b>Høst</b>	7062 / 11415 * 100 = <b>61.87 %</b>	34283029 / 55599229 * 100 = <b>61.66 %</b>	<b>0,21</b>
<b>Hyse</b>	4796 / 9444 * 100 = <b>50.78 %</b>	18628867 / 26308564 * 100 = <b>70.81 %</b>	<b>20,03</b>
<b>Sei</b>	283 / 1571 * 100 = <b>18.01 %</b>	173950 / 2531685 * 100 = <b>6.87 %</b>	<b>11,14</b>
<b>Torsk</b>	5846 / 12681 * 100 = <b>46.10 %</b>	37570981 / 95384927 * 100 = <b>39.39 %</b>	<b>6,71</b>
<b>2016 totalt</b>	7984 / 25742 * 100 = <b>31.02 %</b>	44947989 / 132332900 * 100 = <b>33.97 %</b>	<b>2,95</b>
<b>Vinter</b>	1498 / 8028 * 100 = <b>18.66 %</b>	9340346 / 42431928 * 100 = <b>22.01 %</b>	<b>3,35</b>
<b>Vår</b>	397 / 1300 * 100 = <b>30.54 %</b>	2592436 / 6985325 * 100 = <b>37.11 %</b>	<b>6,57</b>
<b>Sommer</b>	2777 / 6040 * 100 = <b>45.98 %</b>	19249584 / 34133014 * 100 = <b>56.40 %</b>	<b>10,42</b>
<b>Høst</b>	3312 / 10374 * 100 = <b>31.93 %</b>	13765623 / 48782633 * 100 = <b>28.22 %</b>	<b>3,71</b>
<b>Hyse</b>	3315 / 9294 * 100 = <b>35.67 %</b>	11501723 / 20107800 * 100 = <b>57.20 %</b>	<b>21,53</b>
<b>Sei</b>	702 / 3495 * 100 = <b>20.09 %</b>	1564028 / 9003074 * 100 = <b>17.37 %</b>	<b>2,72</b>
<b>Torsk</b>	3967 / 12953 * 100 = <b>30.63 %</b>	31882238 / 103222026 * 100 = <b>30.89 %</b>	<b>0,26</b>
<b>2017 totalt</b>	10443 / 26827 * 100 = <b>38.93 %</b>	54655243 / 136552141 * 100 = <b>40.03 %</b>	<b>1,1</b>
<b>Vinter</b>	739 / 6982 * 100 = <b>10.58 %</b>	3052907 / 33813492 * 100 = <b>9.03 %</b>	<b>1,55</b>
<b>Vår</b>	1121 / 1809 * 100 = <b>61.97 %</b>	7492538 / 11706967 * 100 = <b>64.00 %</b>	<b>2,03</b>
<b>Sommer</b>	4054 / 8157 * 100 = <b>49.70 %</b>	24974117 / 49962788 * 100 = <b>49.99 %</b>	<b>0,29</b>
<b>Høst</b>	4529 / 9879 * 100 = <b>45.84 %</b>	19135681 / 41068894 * 100 = <b>46.59 %</b>	<b>0,75</b>
<b>Hyse</b>	4365 / 10109 * 100 = <b>43.18 %</b>	16022445 / 26070988 * 100 = <b>61.46 %</b>	<b>18,28</b>
<b>Sei</b>	1053 / 3630 * 100 = <b>29.01 %</b>	2623369 / 7907113 * 100 = <b>33.18 %</b>	<b>4,17</b>
<b>Torsk</b>	5025 / 13088 * 100 = <b>38.39 %</b>	36009429 / 102574040 * 100 = <b>35.11 %</b>	<b>3,28</b>
<b>2018 totalt</b>	6991 / 20398 * 100 = <b>34.27 %</b>	32383594 / 105129467 * 100 = <b>30.80 %</b>	<b>3,47</b>
<b>Vinter</b>	785 / 5955 * 100 = <b>13.18 %</b>	3148284 / 32819592 * 100 = <b>9.59 %</b>	<b>3,59</b>
<b>Vår</b>	332 / 1206 * 100 = <b>27.53 %</b>	2213135 / 6528912 * 100 = <b>33.90 %</b>	<b>6,37</b>
<b>Sommer</b>	2056 / 4547 * 100 = <b>45.22 %</b>	11653529 / 25218303 * 100 = <b>46.21 %</b>	<b>0,99</b>
<b>Høst</b>	3818 / 8690 * 100 = <b>43.94 %</b>	15368646 / 40562660 * 100 = <b>37.89 %</b>	<b>6,05</b>
<b>Hyse</b>	3016 / 7748 * 100 = <b>38.93 %</b>	7767243 / 16276278 * 100 = <b>47.72 %</b>	<b>8,79</b>
<b>Sei</b>	528 / 2571 * 100 = <b>20.54 %</b>	1149283 / 6255779 * 100 = <b>18.37 %</b>	<b>2,17</b>
<b>Torsk</b>	3447 / 10079 * 100 = <b>34.20 %</b>	23467068 / 82597410 * 100 = <b>28.41 %</b>	<b>5,79</b>

Line			
<b>År</b>	<b>Andel innenfor bankene</b>	<b>Andel fangst (kg) innenfor bankene</b>	<b>Diff.</b>
<b>2011 totalt</b>	3769 / 9718 * 100 = <b>38.78 %</b>	21660793 / 51488268 * 100 = <b>42.07 %</b>	<b>3,29</b>
<b>Vinter</b>	961 / 3112 * 100 = <b>30.88 %</b>	6863927 / 21547541 * 100 = <b>31.85 %</b>	<b>0,97</b>
<b>Vår</b>	93 / 478 * 100 = <b>19.46 %</b>	366721 / 1601252 * 100 = <b>22.90 %</b>	<b>3,44</b>
<b>Sommer</b>	241 / 2086 * 100 = <b>11.55 %</b>	676337 / 7726740 * 100 = <b>8.75 %</b>	<b>2,8</b>
<b>Høst</b>	2474 / 4042 * 100 = <b>61.21 %</b>	13753808 / 20612735 * 100 = <b>66.72 %</b>	<b>5,51</b>
<b>Hyse</b>	1861 / 4868 * 100 = <b>38.23 %</b>	12138922 / 26507873 * 100 = <b>45.79 %</b>	<b>7,56</b>
<b>Sei</b>	10 / 75 * 100 = <b>13.33 %</b>	247 / 1909 * 100 = <b>12.94 %</b>	<b>0,39</b>
<b>Torsk</b>	1898 / 4775 * 100 = <b>39.75 %</b>	9521624 / 24978486 * 100 = <b>38.12 %</b>	<b>1,63</b>
<b>2012 totalt</b>	4304 / 11704 * 100 = <b>36.77 %</b>	24221320 / 60984469 * 100 = <b>39.72 %</b>	<b>2,95</b>
<b>Vinter</b>	1025 / 3323 * 100 = <b>30.85 %</b>	7284966 / 23024179 * 100 = <b>31.64 %</b>	<b>0,79</b>
<b>Vår</b>	307 / 1700 * 100 = <b>18.06 %</b>	1478022 / 7272015 * 100 = <b>20.32 %</b>	<b>2,26</b>
<b>Sommer</b>	347 / 2296 * 100 = <b>15.11 %</b>	1167442 / 7867861 * 100 = <b>14.84 %</b>	<b>0,27</b>
<b>Høst</b>	2625 / 4385 * 100 = <b>59.86 %</b>	14290890 / 22820414 * 100 = <b>62.62 %</b>	<b>2,76</b>
<b>Hyse</b>	2112 / 5956 * 100 = <b>35.46 %</b>	13968986 / 31599741 * 100 = <b>44.21 %</b>	<b>8,75</b>
<b>Sei</b>	73 / 192 * 100 = <b>38.02 %</b>	5214 / 11287 * 100 = <b>46.19 %</b>	<b>8,17</b>
<b>Torsk</b>	2119 / 5556 * 100 = <b>38.14 %</b>	10247120 / 29373441 * 100 = <b>34.89 %</b>	<b>3,25</b>
<b>2013 totalt</b>	2791 / 9894 * 100 = <b>28.21 %</b>	19256760 / 64798805 * 100 = <b>29.72 %</b>	<b>1,51</b>
<b>Vinter</b>	590 / 3025 * 100 = <b>19.50 %</b>	5356953 / 25201097 * 100 = <b>21.26 %</b>	<b>1,76</b>
<b>Vår</b>	291 / 1677 * 100 = <b>17.35 %</b>	1628914 / 9136163 * 100 = <b>17.83 %</b>	<b>0,48</b>
<b>Sommer</b>	410 / 1676 * 100 = <b>24.46 %</b>	1624919 / 7159496 * 100 = <b>22.70 %</b>	<b>1,76</b>
<b>Høst</b>	1500 / 3516 * 100 = <b>42.66 %</b>	10645974 / 23302049 * 100 = <b>45.69 %</b>	<b>3,03</b>
<b>Hyse</b>	1309 / 4826 * 100 = <b>27.12 %</b>	5152263 / 16511432 * 100 = <b>31.20 %</b>	<b>4,08</b>
<b>Sei</b>	19 / 38 * 100 = <b>50.00 %</b>	1410 / 2142 * 100 = <b>65.83 %</b>	<b>15,83</b>
<b>Torsk</b>	1463 / 5030 * 100 = <b>29.09 %</b>	14103087 / 48285231 * 100 = <b>29.21 %</b>	<b>0,12</b>
<b>2014 totalt</b>	1937 / 7785 * 100 = <b>24.88 %</b>	14469284 / 54348164 * 100 = <b>26.62 %</b>	<b>1,74</b>
<b>Vinter</b>	347 / 2162 * 100 = <b>16.05 %</b>	3277858 / 18797980 * 100 = <b>17.44 %</b>	<b>1,39</b>
<b>Vår</b>	263 / 1399 * 100 = <b>18.80 %</b>	1370638 / 7272554 * 100 = <b>18.85 %</b>	<b>0,05</b>
<b>Sommer</b>	243 / 1605 * 100 = <b>15.14 %</b>	1415833 / 8376966 * 100 = <b>16.90 %</b>	<b>1,76</b>
<b>Høst</b>	1084 / 2619 * 100 = <b>41.39 %</b>	8404955 / 19900664 * 100 = <b>42.23 %</b>	<b>0,84</b>
<b>Hyse</b>	903 / 3822 * 100 = <b>23.63 %</b>	4271287 / 14170291 * 100 = <b>30.14 %</b>	<b>6,51</b>
<b>Sei</b>	20 / 64 * 100 = <b>31.25 %</b>	1572 / 3480 * 100 = <b>45.17 %</b>	<b>13,92</b>
<b>Torsk</b>	1014 / 3899 * 100 = <b>26.01 %</b>	10196425 / 40174393 * 100 = <b>25.38 %</b>	<b>0,63</b>
<b>2015 totalt</b>	2374 / 7536 * 100 = <b>31.50 %</b>	17710843 / 53813634 * 100 = <b>32.91 %</b>	<b>1,41</b>
<b>Vinter</b>	645 / 2411 * 100 = <b>26.75 %</b>	5830494 / 19115957 * 100 = <b>30.50 %</b>	<b>3,75</b>
<b>Vår</b>	14 / 751 * 100 = <b>1.86 %</b>	125166 / 5332413 * 100 = <b>2.35 %</b>	<b>0,49</b>
<b>Sommer</b>	98 / 1099 * 100 = <b>8.92 %</b>	441103 / 6715772 * 100 = <b>6.57 %</b>	<b>2,35</b>



<b>Høst</b>	1617 / 3275 * 100 = <b>49.37 %</b>	11314080 / 22649492 * 100 = <b>49.95 %</b>	<b>0,58</b>
<b>Hyse</b>	1134 / 3666 * 100 = <b>30.93 %</b>	5960265 / 15823204 * 100 = <b>37.67 %</b>	<b>6,74</b>
<b>Sei</b>	40 / 126 * 100 = <b>31.75 %</b>	2970 / 7782 * 100 = <b>38.16 %</b>	<b>6,41</b>
<b>Torsk</b>	1200 / 3744 * 100 = <b>32.05 %</b>	11747608 / 37982648 * 100 = <b>30.93 %</b>	<b>1,12</b>
<b>2016 totalt</b>	2465 / 7922 * 100 = <b>31.12 %</b>	16223602 / 51521611 * 100 = <b>31.49 %</b>	<b>0,37</b>
<b>Vinter</b>	678 / 2709 * 100 = <b>25.03 %</b>	5653906 / 21962931 * 100 = <b>25.74 %</b>	<b>0,71</b>
<b>Vår</b>	156 / 868 * 100 = <b>17.97 %</b>	1237464 / 6806803 * 100 = <b>18.18 %</b>	<b>0,21</b>
<b>Sommer</b>	147 / 1085 * 100 = <b>13.55 %</b>	611799 / 4225051 * 100 = <b>14.48 %</b>	<b>0,93</b>
<b>Høst</b>	1484 / 3260 * 100 = <b>45.52 %</b>	8720433 / 18526826 * 100 = <b>47.07 %</b>	<b>1,55</b>
<b>Hyse</b>	1207 / 3892 * 100 = <b>31.01 %</b>	5935285 / 17563625 * 100 = <b>33.79 %</b>	<b>2,78</b>
<b>Sei</b>	43 / 210 * 100 = <b>20.48 %</b>	3179 / 15719 * 100 = <b>20.22 %</b>	<b>0,26</b>
<b>Torsk</b>	1215 / 3820 * 100 = <b>31.81 %</b>	10285138 / 33942267 * 100 = <b>30.30 %</b>	<b>1,51</b>
<b>2017 totalt</b>	2629 / 9444 * 100 = <b>27.84 %</b>	15687399 / 56485660 * 100 = <b>27.77 %</b>	<b>0,07</b>
<b>Vinter</b>	801 / 3242 * 100 = <b>24.71 %</b>	5872429 / 23979565 * 100 = <b>24.49 %</b>	<b>0,22</b>
<b>Vår</b>	236 / 1385 * 100 = <b>17.04 %</b>	1183468 / 8261054 * 100 = <b>14.33 %</b>	<b>2,71</b>
<b>Sommer</b>	376 / 1542 * 100 = <b>24.38 %</b>	1764364 / 7672795 * 100 = <b>23.00 %</b>	<b>1,38</b>
<b>Høst</b>	1216 / 3275 * 100 = <b>37.13 %</b>	6867138 / 16572246 * 100 = <b>41.44 %</b>	<b>4,31</b>
<b>Hyse</b>	1255 / 4575 * 100 = <b>27.43 %</b>	6951204 / 23023623 * 100 = <b>30.19 %</b>	<b>2,76</b>
<b>Sei</b>	103 / 253 * 100 = <b>40.71 %</b>	8437 / 15931 * 100 = <b>52.96 %</b>	<b>12,25</b>
<b>Torsk</b>	1271 / 4616 * 100 = <b>27.53 %</b>	8727758 / 33446106 * 100 = <b>26.09 %</b>	<b>1,44</b>
<b>2018 totalt</b>	1973 / 8502 * 100 = <b>23.21 %</b>	11285711 / 48056771 * 100 = <b>23.48 %</b>	<b>0,21</b>
<b>Vinter</b>	636 / 3146 * 100 = <b>20.22 %</b>	4358515 / 21665379 * 100 = <b>20.12 %</b>	<b>0,10</b>
<b>Vår</b>	170 / 1057 * 100 = <b>16.08 %</b>	755911 / 4937735 * 100 = <b>15.31 %</b>	<b>0,77</b>
<b>Sommer</b>	92 / 1150 * 100 = <b>8.00 %</b>	343076 / 4011435 * 100 = <b>8.55 %</b>	<b>0,55</b>
<b>Høst</b>	1075 / 3149 * 100 = <b>34.14 %</b>	5828209 / 17442222 * 100 = <b>33.41 %</b>	<b>0,73</b>
<b>Hyse</b>	961 / 4158 * 100 = <b>23.11 %</b>	4518502 / 20474775 * 100 = <b>22.07 %</b>	<b>1,04</b>
<b>Sei</b>	36 / 149 * 100 = <b>24.16 %</b>	3099 / 9839 * 100 = <b>31.50 %</b>	<b>7,34</b>
<b>Torsk</b>	976 / 4195 * 100 = <b>23.27 %</b>	6764110 / 27572157 * 100 = <b>24.53 %</b>	<b>1,26</b>

