



# KARTLEGGING AV STILLEHAVSØSTERS (*CRASSOSTREA GIGAS*)

Bestandskartlegging Karmøy - Svenskegrensa 2017 - 2019



**Tittel (norsk og engelsk):**

Kartlegging av Stillehavssøsters (*Crassostrea gigas*)

Monitoring the Pacific oyster in Norway

**Undertittel (norsk og engelsk):**

Bestandskartlegging Karmøy - Svenskegrensa 2017 - 2019

Stock mapping from Karmøy - Swedish Border, 2017-2019

**Rapportserie:**

Rapport fra havforskningen

ISSN:1893-4536

**År - Nr.:**

2020-50

**Dato:**

21.12.2020

**Forfatter(e):**

Anders Jelmert, Sigurd Heiberg Espeland, Martin Junker Ohldieck, Thijs Christiaan van Son og Lars-Johan Naustvoll (HI)

Godkjent av: Forskningsdirektør(er): Geir Lasse Taranger  
Programleder(e): Jan Atle Knutsen

**Distribusjon:**

Åpen

**Prosjektnr:**

15170-04, 15170-05

**Oppdragsgiver(e):**

Fylkesmannen i Østfold, Vestfold,  
Telemark, Agder og Rogaland

**Antall sider:**

54

## Forord:

Med endringer i havmiljøene, vil også dynamikken i marine økosystemer kunne endres og nye arter vil kunne etableres seg i norske farvann slik som stillehavssøsters ( *Magallana gigas* ). Arten etablerte seg allerede på 1990 tallet i Vadehavet på den danske vestkysten og fra 2006 spredde den seg videre langs skagerrakkysten. Arten er definert som fremmed, invasiv og er plassert i risikokategorien «Høy Økologisk Risiko», på grunn av spredningspotensiale og økologisk effekt (Artsdatabanken). Stillehavssøsters anses om bioinvasiv og er en art som endrer de økosystemene hvor den etablerer seg, og som vil kunne ha en direkte negativ effekt på stede egne arter, som for eksempel blåskjell og flatøsters. Arten har også uønskede negative sosioøkonomiske effekter knyttet til forringelse av strender og andre naturområder.

I tillegg til å ha negative effekter er stillehavssøsters en av verdens største oppdrettsressurs, og de norske bestandene vil kunne bli en økonomisk ressurs. For forvaltningen er det sentralt å etablere en forvaltning under en overordnet strategi der det avklares hvorvidt arten skal bekjempes eller aksepteres som en ressurs. Det er i dag vedtatt at arten er å anses som en fremmed art og at arten skal bekjempes i norske farvann. I en slik sammenheng er det hensiktsmessig å se på ulike bekjempingstiltak, der blant annet kommersiell aktivitet vil kunne bidra til å holde artens bestander nede. Stillehavssøsters har etablert seg over større områder fra Skagerrak til Vestlandet og Møre. Med denne artens spredningspotensial og evne til å tilpasse seg til nye habitat og «lage sitt egne habitat, er det lite sannsynlig at arten vil kunne fjernes fra norske farvann. Fokuset fremover bør dermed være på å redusere den totale bestanden, legge til rette for lokale avbøtende tiltak der det er særlige hensyn som skal ivaretas, og finne tiltak som redusere ytterligere spredning. Kartlegging av artens utbredelse er viktig for å kunne utforme en helhetlig forvaltningsplan, der man tar hensyn til arten bestandsstørrelse i ulike områder.

I perioden fra 2016 fram til i dag har det pågått flere arbeider i forbindelse med stillehavssøsters. Forvaltningens fokus fra og med 2016 var å fremskaffe et bedre kunnskapsgrunnlag fram mot revisjon av vannforvaltningsplanene 2022-2027. Behovet ble også påpekt i sentral godkjenning fra statsråd Vidar Helgesen (H) sommeren 2016.

Vestfold og Telemark fylkeskommune (den gangen Vestfold) tok i samarbeid med Havforskningsinstituttet initiativet til å bli et pilotfylke for kunnskap om stillehavssøsters i Norge i 2015. Initiativet fikk etter hvert viktig støtte fra Oslofjordens Friluftsråd og prosjektet genererte politisk og almen interesse. Fra bestandsutvikling i Vestfold ble omfanget utvidet til å omfatte hele Oslofjorden, alle fylkeskommunene og fylkesmennene fra grensen mot Sverige til og med Rogaland. Forskning, forvaltning og næring ble invitert til et samarbeid. Disse gikk også inn som finansielle aktører, også med en viss støtte fra Miljødirektoratet. Initialt i prosjektet var også den støtten som ble gitt fra Oslofjordfondet som kvalifiseringsstøtte (forprosjekt) av stor betydning for å komme i gang. Arbeidet ble senere løftet opp til formannskapet i Nordisk Råd og til et fellesnordisk initiativ under navnet SNOK ble etablert. Dette pågår fortsatt og er et prosjekt i samarbeid med Norge, Sverige og Danmark, hvor også næring, forskning og forvaltning møtes. Ansvarlig UH-institusjon er Havforskningsinstituttet på norsk side.

Det er fortsatt knyttet store utfordringer knyttet til avveiningen mellom Stillehavssøsters som problem og/eller som næring. Det er mulig løsningen på dette kan ligge i FN s bærekraft mål nr. 17 om samarbeid om næring mellom landene (ikke et fylke eller et land alene), eller gjennom oppfølgingen av SNOK rapporten.

Rapporten fra Havforskningsinstituttet foreligger nå, slik at den kan brukes ifm. arbeidet med revisjon av vannforvaltningsplanene 2022-2027.

Vi takker fylkesmannsembeter, fylkeskommuner og Miljødirektoratet og Oslofjordfondet for at vi fikk til et samarbeid om denne oppgaven og at vi har kommet et betydelig stykke videre i arbeidet med å forstå stillehavssøsters som ny art i Norge.

Vi vil også benytte anledningen til å minnes vår gode kollega Torjan Bodvin, som var en helt sentral aktør i oppstarten av dette prosjektet, men som dessverre gikk bort så alt for tidlig i 2017.

Prosjektgruppen

*Anders Jelmert, Lars Johan Naustvoll og Sigurd Heiberg Espeland, Martin Ohldieck, Thijs van Son, Torstein Harboe og Tone Kroglund*

### **Sammendrag (norsk):**

I perioden 2017 – 2019 gjennomførte Havforskningsinstituttet en kartlegging av stillehavsøsters langs kysten fra Karmøy til Svenskegrensa.

Kartleggingen var et samarbeid mellom Havforskningsinstituttet og kystfylkene fra Rogaland til Østfold, initiert av den gangen Vestfold, nå Telemark og Vestfold Fylkeskommune. Arbeidene har også vært støttet av Oslofjordens Friluftsråd og Miljødirektoratet.

Kartleggingsdataene er også rapportert inn til, og er søkbare hos Artsdatabanken, <https://artskart.artsdatabanken.no/>

Forekomsten av Stillehavsøsters langs kysten varierer betydelig, både lokalt og mellom regioner. Typisk ble det funnet færre individer i vest, og flere individer og årsklasser i sørøst og langs kysten til (tidligere) Vest-Agder. Tette ansamlinger, «rev» ble funnet enkelte steder i sørøst til og med tidligere Aust-Agder, men ikke i vest. Langs kysten av Jæren uten beskyttende skjærgård (og med mye bølgeenergi) ble det ikke funnet *C.gigas*.

Det ble tatt genetiske prøver fra et utvalg lokaliteter langs den undersøkte kysten. Disse prøvene ble også sammenliknet med prøver fra Danmark og Sverige. Det ble ikke funnet «genetisk strukturering» av østerspopulasjoner i det undersøkte området, og de var også like populasjonene i Nord-Danmark og Sverige. Dette indikerer at populasjonene i området ikke er reproduktivt adskilte, men at de har tilførsel av larver fra Danmark og Sverige.

En enkel "nisjemodell" (basert på voksedyp og energi) ble testet. Siden det gjennomsnittlige antallet stillehavsøsters var lavt i området, ble antallet stasjoner som var nødvendig for å validere modellen høyt, og for omfattende for prosjektets rammer. Det var likevel tydelig at voksedyp ikke ser ut til å være tilstrekkelig for å kunne forutsi hvor en vil finne stillehavsøsters.

### **Sammendrag (engelsk):**

During the years 2017 - 2019, The Institute of Marine Research completed surveys for mapping and monitoring of the Cupped Oyster ( *Crassostrea gigas* (*Magallana gigas*)) along the coast of Southern Norway from the Swedish border (approx. N 58.98, E 11.07) to Karmøy ( N 59.41, E 5.24).

The surveys were initiated as a cooperation between IMR and several counties along the coast and has also been supported by the "Oslofjordens Friluftsråd" (Oslofjorden Board for sustainable use of Nature) and the Norwegian Environmental Agency.

In this report, the survey data are also related to-, and reported into "Artsdatabanken" ("The Norwegian Species Databank"). The sites are searchable at : <https://artskart.artsdatabanken.no/>.

The prevalence of *C.gigas* along the coast varied significantly along the coast, typically with larger range of year-classes in the south-east , and fewer in the west. No *C.gigas* were encountered along the exposed "high-energy" area along the coast of "Jæren" in the south-west

Dense populations ("reefs") were not discovered the North-Western part of the survey area.

From several sites along the surveyed area, genetical samples were collected and analyzed. The genetical composition is closely related to specimen collected from Northern Denmark and the west coast of Sweden and appears to lack «structuring» along the coast. This indicates a low reproductive isolation and is supporting a model where the distribution of the species mainly is driven by larvae dispersed by the coastal currents.

A very coarse "niche"model ( mainly depth and energy-driven) for *C. gigas* distribution were tested. As the total density of *C. gigas* was low, it was not possible to validate the model within the frames of the project. However, the results indicate that also other parameters (e.g. vegetation) need to be incorporated if the model aims to predict future distribution of *C. gigas*.

# Innhold

<b>1</b>	<b>Innledning</b>	6
<b>2</b>	<b>Materiale og metoder</b>	8
2.1	Kartlegging av forekomst og tetthet.	8
2.2	Forekomst/antall/tetthet.	10
2.3	Registreringer ved kartlegging av forekomst.	13
2.4	Genetiske undersøkelser	14
2.5	Validering av biomassemodell (forekomstmodell)	14
<b>3</b>	<b>Resultater fra kartlegging</b>	17
3.1	Rogaland	17
3.2	Agder	21
3.3	Vestfold og Telemark	23
3.4	Viken	26
3.5	Oslo	29
3.6	Samlede resultater	31
3.7	Habitatvalg	33
3.8	Dødelighet	33
3.9	Samlet oversikt over forekomst av stillehavsøsters	34
3.10	Forekomst av flatøsters og stillehavsøsters langs Norskekysten	37
3.11	Forekomst/biomassemodell	45
3.12	Genetikk	45
<b>4</b>	<b>Oppsummering og konklusjon</b>	48
<b>5</b>	<b>Litterateur</b>	52

# 1 - Innledning

Stillehavsøsters må nå anses som en permanent etablert art i norske farvann. Siden artens etablering i cirka 2006 har det vært et tett samarbeid mellom de nordiske land for å følge opp artens utbredelse (Wrangle et al 2009), det er foretatt risikovurdering av effekten av spredningen (Dolmer et al 2014) og oversikt over mulige «flaskehals» i spredningsdynamikken (Strand et al 2012, Mortensen et al 2016). I de tre nordiske landene er det gjennomført kartlegging og i noen tilfeller systematisk overvåkning av Stillehavsøsters (Dolmer et al 2014, Nielsen et al 2019, Strand & Lindegarth 2014, Holbrok 2015). Inne de Nordiske landene har det utviklet seg et tett og godt samarbeid omkring stillehavsøster gjennom det nordiske nettverket, som bidra med ny og viktig kunnskap (Mortensen et al. 2019).

I Norske farvann kom de de første registreringer av større bestander i 2008 i Vestfold. Frem til 2007 var det offisielt kun registret to funn av frittlevende stillehavsøsters i Norge (Tysnes og Kragerø). I ettertid har det vist seg at arten ble påvist allerede i 2003 i Vestfold (Bodvin et al 2014). I Norge ble det innført stillehavsøsters på 1970 tallet for dyrkning. Det var flere klekkeri og yngel ble videredyrket i flere anlegg langs kysten. Både dyrkede skjell og konsumskjell er satt ut i norske farvann og det er dokumentert kjønnsmodning og gyting fra disse skjellene (Wrangle et al 2009). I norske farvann er det gjennomført flere kartleggingsprosjekter i ulike fylker. Bodvin & Jelmert (2016) gjennomførte kartlegging ved flere lokaliteter i Vestfold, Tangen (2017,2018) har gjennomført to kartleggingsrunder i Telemark og Bodvin et al (2013) foretok en kartlegging av flere lokaliteter i Rogaland. Det er også foretatt kartlegging i de indre delen av Oslofjorden (Norling & Rinde 2011). I tillegg er det gjennomført kartlegging i forbindelse med strandryddingsprosjekt både i Vestfold, Østfold og Agder (Naustvoll et al. In press). I den perioden bestandskartleggingen ha pågått i norske farvann er det registret høy vinterdødelighet vinteren 2009/2010 og 2010/2011 på skagerrakkysten. I tillegg var det betydelige dødelighet av stillehavsøsters sommeren 2014 på grunn av herpesvirus. Den høye vinterdødeligheten hadde stor negativ effekt i enkelte områder da spesielt skjell som levde på svært grunt vann, mens skjell dypere i mindre grad ble påvirket. I de påfølgende årene hadde de fleste av disse bestanden god vekst (Bodvin et al 2014). I episoden med herpesvirus var det betydelig mortalitet i flere områder langs Skagerrakkysten (Mortensen et al 2017). Også i etterkant av utbruddet av herpesvirus var det god gjenvekst i de berørte områdene. Begge situasjonen viser at stillehavsøsters som art har god kapasitet til å ta seg opp etter mortalitet og rekolonisere et område.

Kartlegging av stillehavsøsters er tidkrevende dersom det skal gi en god dekningsgrad eller gjennomføres som sammenhengende kartlegging. Dagen kartlegging gjennomføres som oftest av punkt observasjoner, enten ved random plassering av observasjonspunkt eller valgt ut fra kunnskap omkring egnet habitat. For å sikre en høyere grad av geografisk dekning vil man teoretisk sett kunne benytte seg av modeller. Avhengig av type modell vil man kunne fremskaffe kunnskap omkring spredning fra etablerte bestander og dersom det inkluderes biologisk parameter vil spredningsmodellene bli mer presise samt at man har mulighet til sett opp bestandsmodeller. I dag har man foretatt modellering av spredning fra etablerte punkter (Birkeland et al 2018). Slike modeller tar utgangspunkt i eksisterende hydrografiske modeller der «larver» driver med strømmende. I noen tilfeller vil man kunne legge inn biologiske parameter for «larvene». En annen tilnærming er bruk av nisjemodellering, der modellen kan predikere egnede habitat (Laugen et al 2015). Bestandsmodellering har vært satt opp for flatøsters, der man ønsket å fange opp bestandsstørrelse og «hot spots» for flatøsters (Lindegarth et al 2014). Det er en rekke utfordringer med de komplekse modellene, der først og fremst tilstrekkelig biologisk data og god topografisk oppløsning.

I dette prosjektet har man gjennomført en kartlegging i perioden 2017-2019 for strekningen svenske grensen til og med Rogaland. En viktig del av dette kartleggingsarbeidet har vært å bidra i utforming og etablering av en

standardisert metodikk for kartlegging. I sammenskrivningen av rapporten er det valgt å inkludere all tilgjengelig informasjon om stillehavsøsters registreringer for å gi en «total» status for stillehavsøsters og flatøsters. Prosjektet har også fokusert på å innhente nye kunnskap for å kunne utvikle en bestandsmodell i utvalgte områder. I og med at prosjektet har arbeidet i et relativt stort område ble det besluttet å inkludere genetisk prøvemateriale for å sikre data fra et stort geografisk område.

## 2 - Materiale og metoder

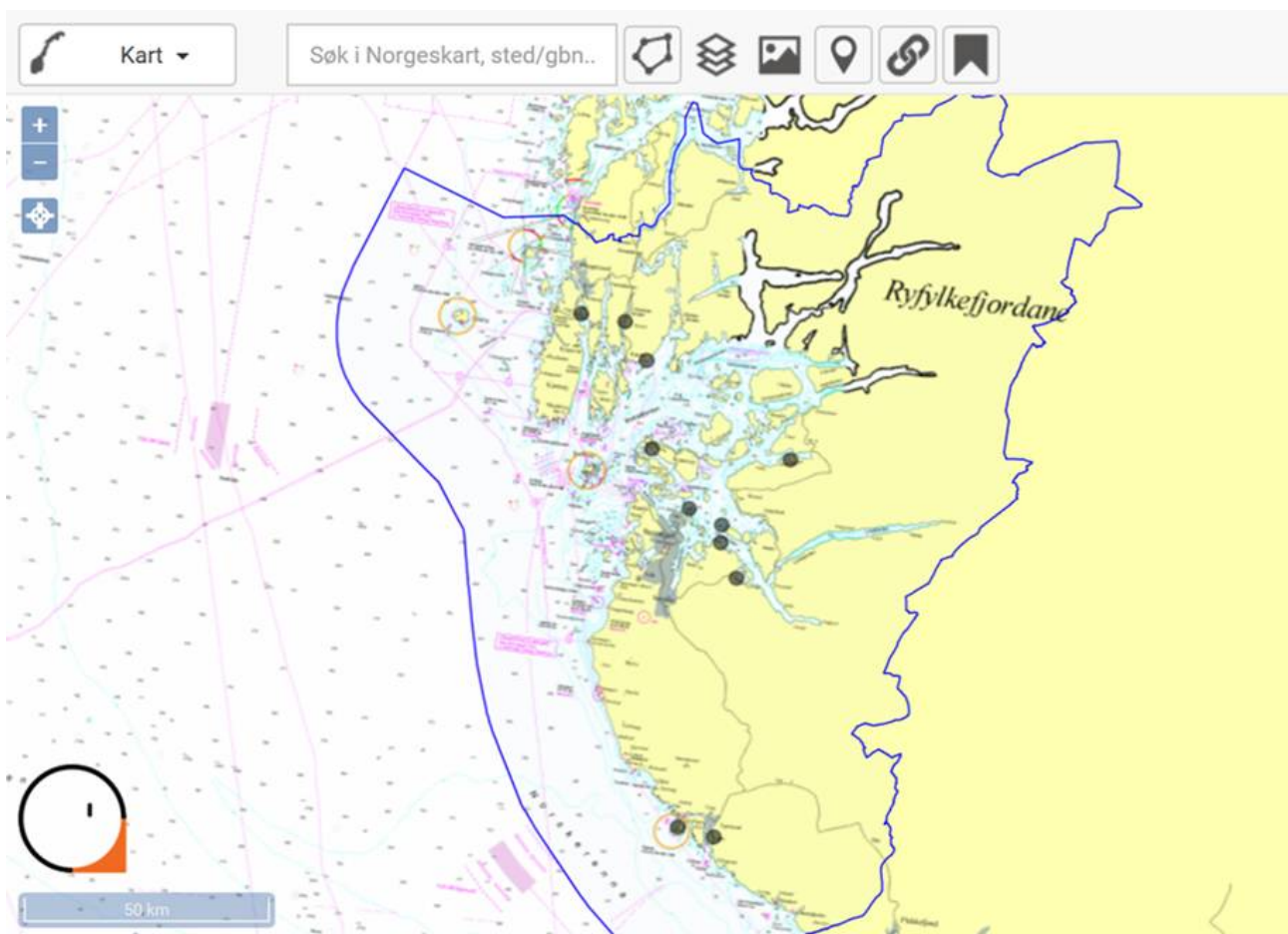
### 2.1 - Kartlegging av forekomst og tetthet.

Kartleggingen i de fleste områdene ble foretatt ved bruk av bil og lettboat på henger. Innen et kartleggingsområde ble transporten mellom stasjonene for det meste gjennomført med lettboat. Undersøkelsene på stasjonene hadde to hovedmål:

- 1) En registrering av tilstedeværelse og evt. antall og størrelse mål på stillehavsøsters og flatøsters
- 2) En validering av en «biomassemodell» (utbredelsesmodell) for stillehavsøsters.

Det er ikke mulig å foreta en fullstendig kartlegging selv innenfor mindre områder, og kartleggingen må foretas som punktundersøkelser. I forbindelse med kartlegging av tilstedeværelse ble valgt ut mindre geografiske områder for undersøkelser etter to kriterier:

- 1) Allerede rapporterte funn i «Artskart» hos Artdatabanken, (<https://www.artsdatabanken.no>)
- 2) Større (>ca 100 m<sup>2</sup>) sammenhengende habitater som erfaringsmessig samsvarer med miljøkravene (dyp, eksponering, salinitet og vegetasjon) for stillehavsøsters, se Figurer 1 og 2.



Figur 1. Eksempel på innrapporterte funn fra Artskart (Artsdatabanken.no)







Figur 2. Eksempel på valgt habitat for undersøkelse. Venstre: flyfoto, Høyre: sjøkart som viser tørrfallsområder (Svarte punkter i sjøkart er markering av stein/grunner, ikke undersøkte steder).

## 2.2 - Forekomst/antall/tetthet.

I forbindelse med prosjektet er det utviklet en protokoll for kartlegging av stillehavssøsters. I den etablerte protokollen er det lagt opp til tre ulike tilnærminger avhengig av tetthet av stillehavssøsters og siktforholdene inne et område.

Ved høy tetthet av stillehavssøsters ble det foretatt ruteanalyser (Figur 3). En kvadratisk aluminiumsramme på 0.5 x 0.5 m (=0.25 m<sup>2</sup>) ble plassert tilfeldig, «kastet» over skulderen for å unngå skjevutvalg med henblikk på tetthet. Skjellene som lå innenfor rammen ble talt og målt dersom mulig. Skjell som lå delvis innenfor rammen ble registrert for to av 4 sider. For hver stasjon ble det undersøkt 30 ruter. I områder dypere enn 1m ble det montert på kamera på aluminiumsrammen. Ramme med kamera ble så senket ned til bunnen og holdt rolig i ca 30sek for å sikre et videopptak. Videopptaket ble så benyttet for kvantifisering av stillehavssøsters.

Ved lave eller moderate tettheter ble det foretatt transekt innenfor undersøkelsesområdet (Figur 4). Dersom bunnforholdene tillot det, ble det foretatt transekt til fots. Transektene ble gått i «rektangulært sikksakk mønster». Fra grunt ut mot største dyp, noen meter langs dette dypet, før en snur 90 ° inn mot land til minste dyp, går noen meter langs dette dypet før en dreier ca 90 ° ut mot nytt største dyp, osv. (Se figur 4). Naturlig skrittlengde var 0.5 m, og vi hadde typisk sikt til 1 m på hver side av «kurslinjen». Antall observerte skjell ble talt for et transekt av gitt lende, og antall skjell/m<sup>2</sup> ble beregnet. I noen tilfeller tillater ikke bunn topografien at man foretar transekt fra land til dypere vann. I slike områder ble det foretatt transekt langsmed land. I disse tilfellene følger man et dybdeintervall for kvantifisering. Dersom siktforholdene er dårligere, på grunn av lysforhold eller partikkel mengde i vannet, gjennomføres transektene enten ved snorkling eller bruk av vannkikkert. Slike

transekt ble gjennomført etter samme prinsipper. Antall skjell pr dekket areal ble beregnet.

For områder der bunne ikke kan gås på eller bratt hardbunn, samt ved kartlegging innen større områder med lav tetthet ble det foretatt kartlegging ved bruk av lettboat. Observasjoner ble foretatt direkte eller ved bruk av vannkikkert avhengig av siktforholdene. Transektets lengde ble beregnet ved hjelp av kartplotter på lettbooten. Transektets bredde ble satt til ca. 1 meters fra bootens side. I noen tilfeller ble det plukket opp skjell for målinger av bredde og lengde. Der hvor det ikke var mulig eller hensiktsmessig å ta opp skjell for målinger, ble den dominerende alderen på skjellene i forekomsten anslått ut fra størrelse og morfologiske karakterer sett fra overflaten. Antall skjell pr. arealenhet ble estimert.



*Figur 3. Skjematisk bilde av ruteanalyse på lokalitet. De røde rutene markerer «tilfeldig valgte» steder hvor 0.5 x 0.5 m ramme ble plassert.*



Figur 4. Skjematisk bilde av et «til fots» eller snorkling- transekt på lokalitet.

### 2.3 - Registreringer ved kartlegging av forekomst.

For alle undersøkelsesområder tas det posisjon, registreres bunndyp, substrattype og informasjon om annen biota inne undersøkelsesområdet. Undersøkelsen av substrat og biota gjennomføres som en visuell inspeksjon av området.

Ved alle lokaliteter som ble undersøkt ved ruteanalyser ble det foretatt målinger av skjellens lengde, bredde og høyde, samt at vekt av skjell. For hver lokalitet ble det foretatt målinger av 25-30 skjell. Ved transekt-telling ble det gjort tilsvarende målinger på et utvalg av stasjoner og antall skjell.

For fritt voksende skjell ble lengdemålinger gjort med et MAHR «MarCal» 16EXRi skyvelære. For individer som vokste på hardbunn og under vann ble skjellene (lengde og bredde) målt med meterstokk. Vekt ble målt med en brevvekt med oppgitt nøyaktighet på +/- 1gram. Vekt ble målt på ferske levende skjell, hvor påvekst var fjernet. Skjellene hadde som hovedregel fortsatt vann i kappehulen ved veiing. Der hvor det var mulig ble fastsittende fremmedlegemer (stein, andre skjell) fjernet, og veiing, måling gjennomført. Hvis en ikke kunne fjerne stein eller andre objekter ble skjellene ikke veid. Hvis en hadde sammenvokste skjell uten fremmedlegemer, ble disse veiet sammen

Voksested og vokseform avgjorde om, og hvordan skjellene ble målt. En oversikt over vokseform og målemetoder er gitt i tabell 1

Ved kartlegging av transekter med lett båt ble det registrert «tilstede» og «ikke tilstede», og en gradering i: 0, «få», og «mange». Både fastsittende og løse former registres, samt at det ble gjort et prosentvist estimat av forholdet mellom levende og døde skjell.

Flatøsters finnes vanligvis fra cirka 1-4 m dyp. Mengdeoverslag ble gjort fra «transekt», med snorkling eller med båt (og vannkikkert). Antallet ble derfor anslått i 4 kategorier: 0 = ingen,  $1 < n < 5$  = få, middels  $6 \leq n < 20$ , Mange =  $\geq 21$ .

Tabell 1. Mål og målemetoder. SL=Skyvelære, MS= meterstokk, B= brevvekt, - =ikke målt, \*= gjennomført med redusert nøyaktighet

Mål	Fritt voksende enkeltskjell	Fritt voksende sammenvokste skjell	Fritt voksende enkeltskjell med fremmedlegemer	Fritt voksende sammenvokste skjell med fremmedlegemer	Skjell på stein/hardbunn
Lengde	SL	SL	SL	SL	MS
Bredde	SL	SL	SL	SL	MS
Høyde	SL	SL/MS*	SL	SL/MS	-
Vekt	B	-/sammen	-	-	-

## 2.4 - Genetiske undersøkelser

Innsamling til og gjennomføring av genetiske analyser var opprinnelig ikke en del av dette prosjektet. Siden det var etablert et Det ble derimot vurdert som hensiktsmessig å foreta en slik innsamling for å avklare om forekomstene langs norskekysten er en konsekvens av sekundær spredning fra bestander i Danmark og Sverige eller om det har vært importerte (og flyttede) individer i enkeltoppdrett som har bidratt til distinkte populasjoner. Fra et utvalg lokaliteter spredd langs kysten fra Rogaland til Svenskegrensen ble det tatt østersprøver for genetisk analyse.

Fra hver lokalitet ble et utvalg av minst 23 skjell, dersom mulig fra flere årsklasser, veid og målt, og klargjort for dissekering. Skjellene ble knust med en tung hammer som ble rensset mellom hvert skjell.

Fra et område i skjellet som ikke hadde vært i kontakt med hammeren ble et ca 2 x 2 cm stykke av mantelkappen skåret ut med steril engangsskalpell, Pinsettene som ble benyttet til å håndtere prøvene ble dyppet i 96% etanol og brent av før hver ny prøve.

Prøvene ble overført til 10 ml rør med 96% etanol. Det ble byttet etanol på prøvene etter maksimum 48 timer. Prøvene ble oppbevart i kjøleskap kjølt (+4 °C) til de ble analysert. Prøvene ble analysert ved **ddRAD** (double digest Restriction site Associated DNA) i henhold til Andrews et al. (2016).

Den samlede prøven blir så sekvensert, og de fremkomne nukleotid-sekvensene blir sammenholdt med referansebibliotek. Enkel-loki blir katalogisert og sammenliknet med andre individers loki slik at det kan dannes et kart over alleler. SNP (Single Nucleotide Polymorphism) er alleler hvor et enkelt-nukleotid kan erstattes med en annen (hos en andel av en populasjon). Ved å sammenlikne disse kan en detektere likheter og forskjeller innen populasjoner.

## 2.5 - Validering av biomassemodell (forekomstmodell)

Vi brukte modellerte, grunne bløtbunnsområder som utgangspunkt for implementering av samplingstrategi av Stillehavsøsters i Vestfold og Telemark og Viken (tidligere Buskerud og Østfold). Det fantes ikke gode dybde-data, i alle fall ikke som dekket hele området. Vi hadde derfor lite eller ingenting å stratifisere nøyaktig på, og valgte derfor en forenklet samplingstrategi. Det vil si vi la ut et grid av stasjoner over et utvalg av bløtbunnspolygoner som tilnærmet dekket dybdeintervallet 0-3 m.

For å begrense tidsbruk/kostnader kunne vi ikke sample alle polygonene (mange av dem er veldig

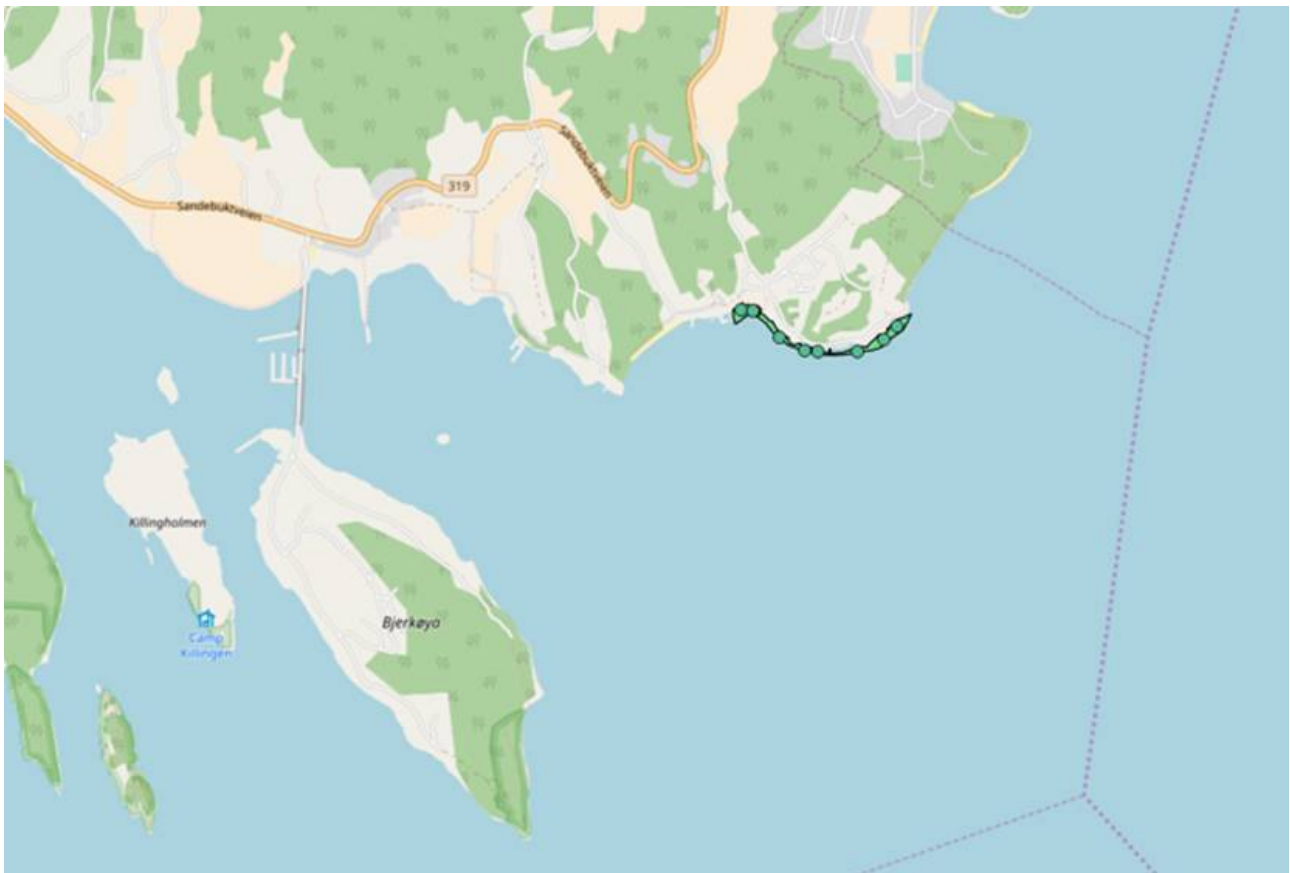
små og noen få er veldig store). For å avgrense antall stasjoner langs områdene langs kysten ble

polygoner med areal < 5000 m<sup>2</sup>, og >50 000 m<sup>2</sup> valgt bort. I velegnede polygonområder, ble et antall polygoner trukket tilfeldig ut (Figur 5). I de tilfeldige utvalgte polygonene ble det plassert et «rutenett» av 1 m<sup>2</sup>

stasjoner som skulle undersøkes. Dette ble gjort ved hjelp av en aluminiumsramme på 1 x 1 m som ble plassert tilfeldig i den utvalgte stasjonen. Antall skjell som lå helt inni rammen, eller delvis innenfor 2 av 4 sider ble talt, målt og veid (hvis det var «bunnform» som kunne veies). I tabell 2 er gjengitt det planlagte antall av polygoner og 1m<sup>2</sup> ruter for de 4 utvalgte fylkene.

Tabell 2 Fylke, Antall polygoner og antall planlagt besøkte stasjoner

Fylke	Antall polygoner	Antall 1 m <sup>2</sup> ruter
Telemark	15	115
Vestfold	24	168
Buskerud	2	9
Østfold	23	209



Figur 5. Eksempel på plassering og utvalg av polygoner. Sirklene viser eksempel på plassering av undersøkte felter.



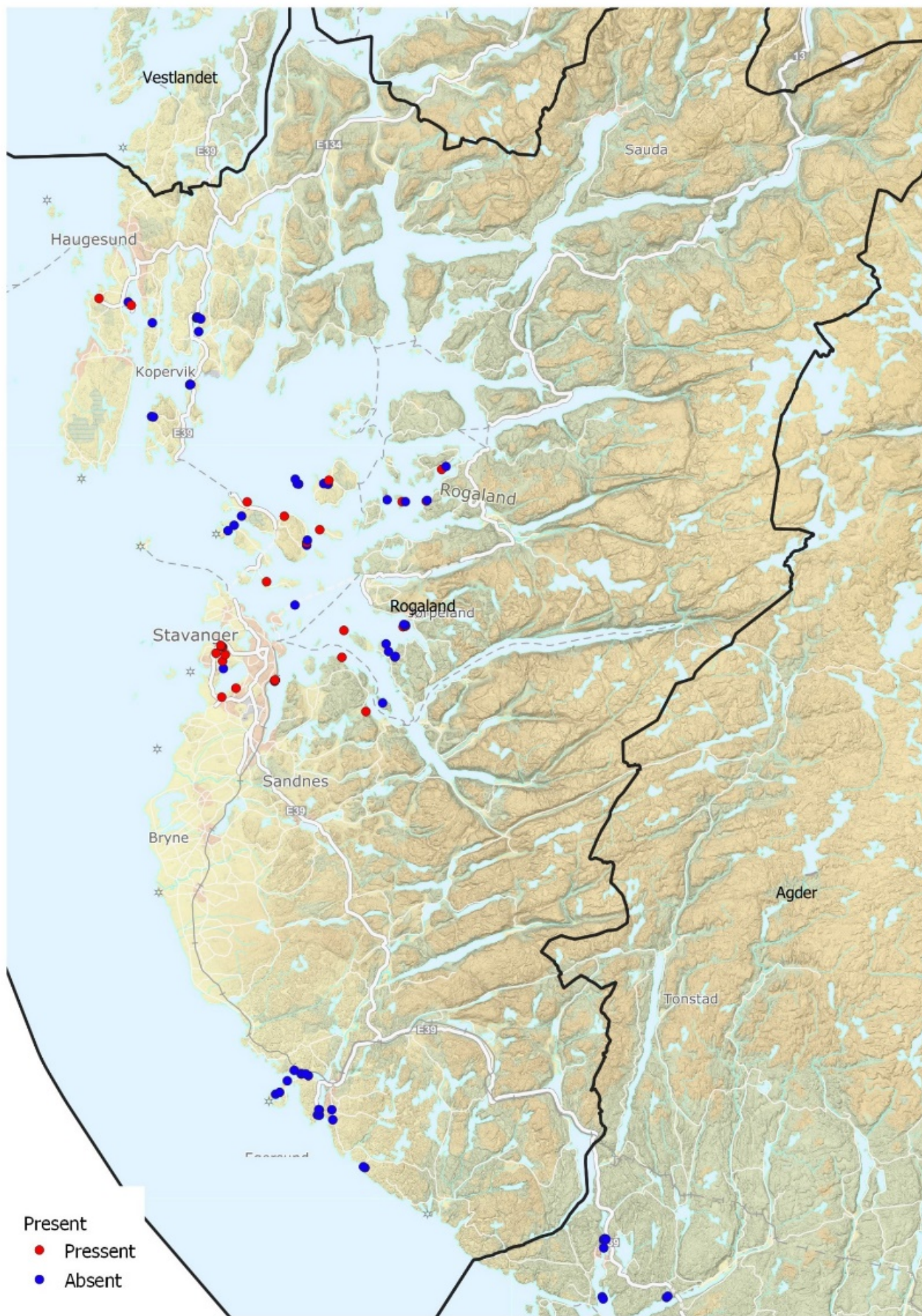
## 3 - Resultater fra kartlegging

### 3.1 - Rogaland

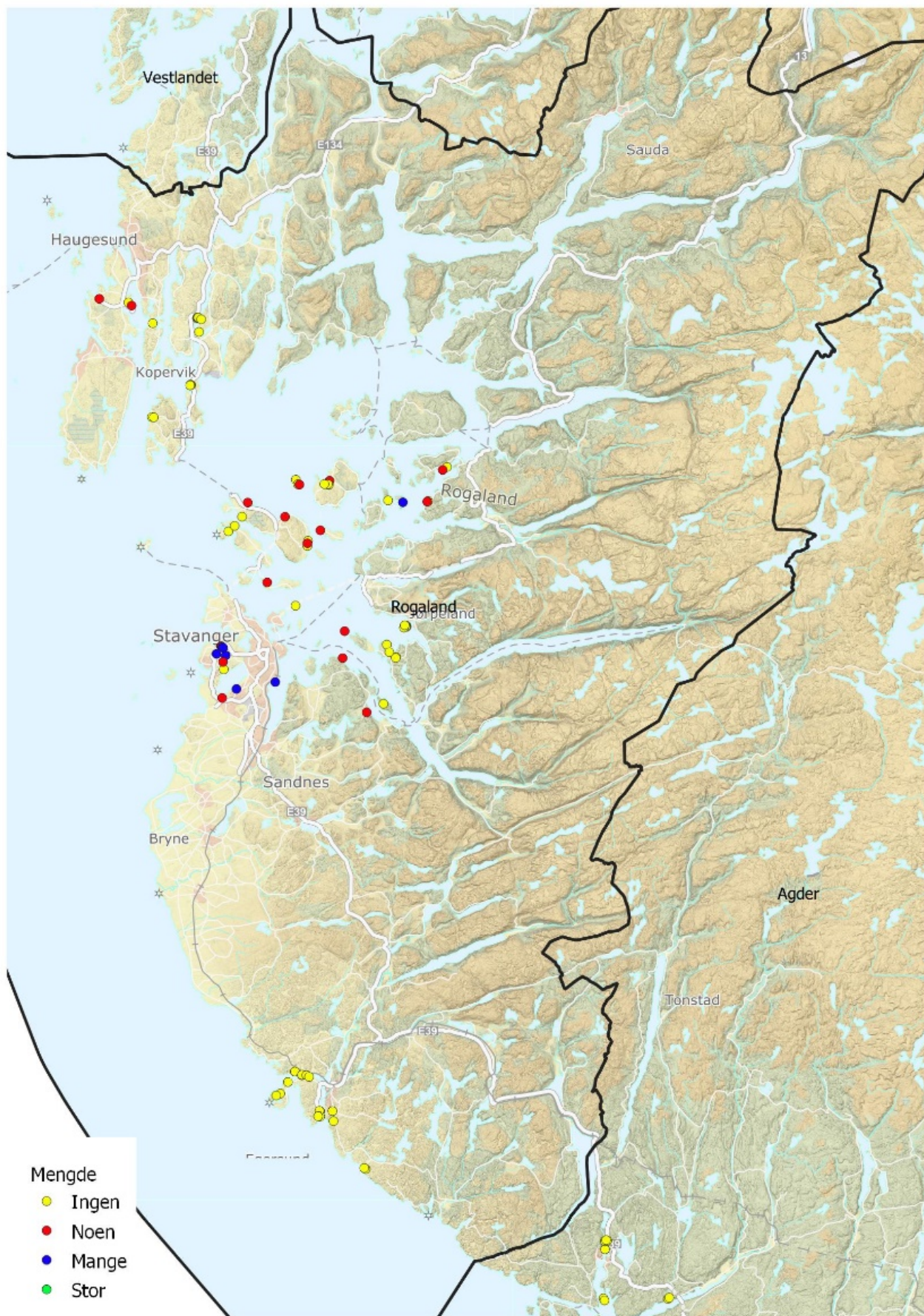
Det ble foretatt kartlegging i Rogaland i 2017, og totalt ble det foretatt kartlegging av forekomsten av stillehavssøsters og flatøsters på 80 lokaliteter. Lokalitetene var fordelt på kommunene (gamle kommuner): Karmøy:4, Tysvær:6, Bokn:5, Strand: 10, Sandnes:3, Hjelmeland:6, Finnøy:8, Rennesøy:10, Stavanger:9, Sola:5 og Egersund:14.

I Figur 6 er lokaliteter som ble undersøkt vist som stillehavssøsters tilstede og ikke tilstede. Indre deler av Boknafjordbassenget er karakterisert av en rekke smale fjordarmer hvor ferskvannspåvirkningen i øvre vannlag kan være stor. Fra tidligere undersøkelser er det vist at sterkt ferskvannspåvirket overflatelag ikke er ideelle habitat for arten og det ble derfor ikke gjennomført undersøkelser i de «indre deler» av fjordsystemet. Det ble funnet stillehavssøsters i 35 % av de undersøkte lokalitetene. Ved 12 % av de undersøkte lokalitetene var tettheten «mange» ( $n \geq 20$ ) individer (Figur 19). Ved enkelte lokaliteter med stillehavssøsters forekommer også flatøsters. Flatøsters ble hovedsakelig registrert dypere enn stillehavssøsters, med høyere tettheter fra ca 1m og dypere. Det ble registrert lokaliteter med betydelige rene flatøsterspopulasjoner på Karmøy og i Hafrsfjorden. I sistnevnte fjord er det nå flere blandingskulturer.

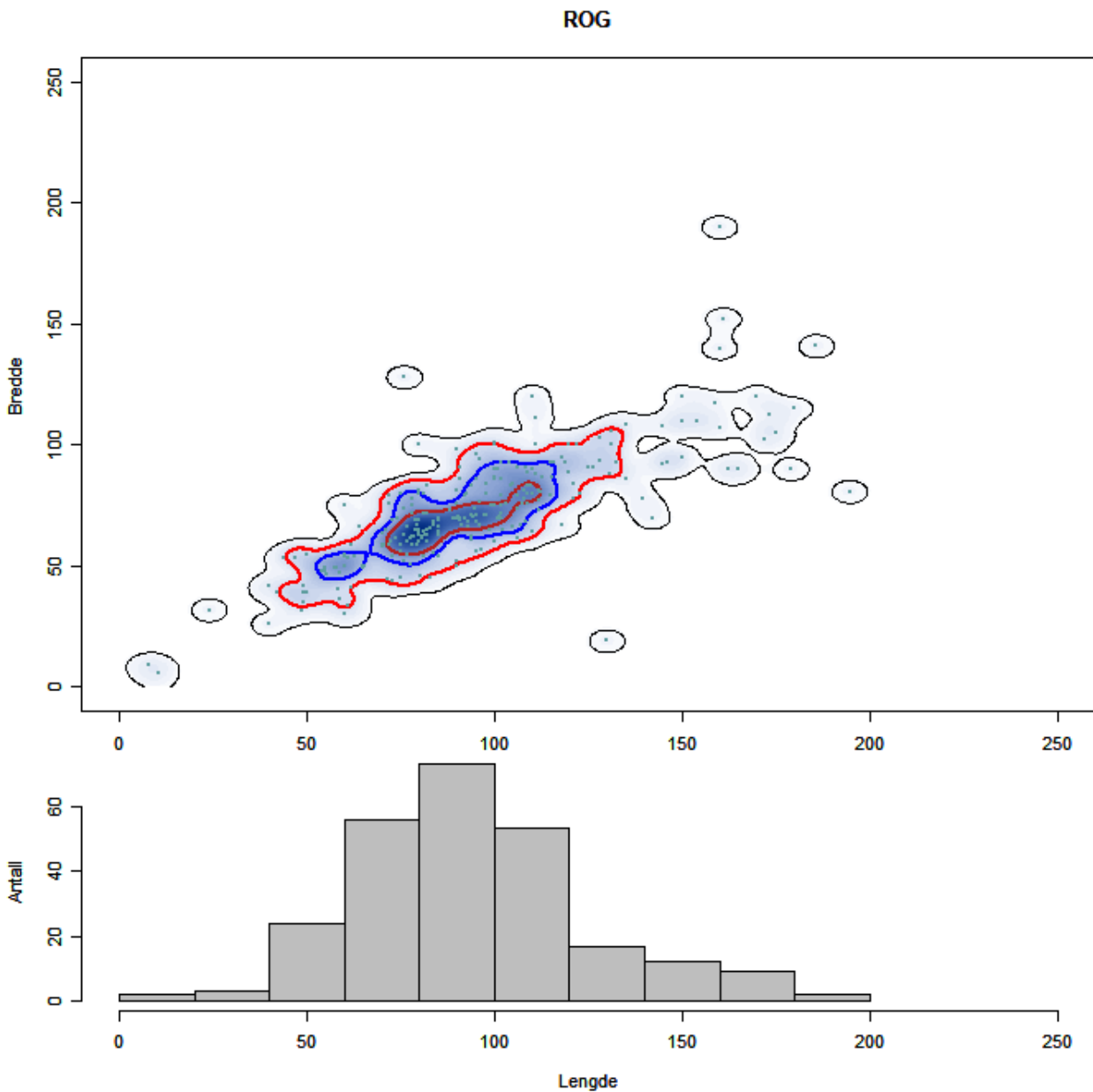
I Rogaland ble det ikke funnet «rev» (Lokaliteter med  $>50$  individer  $m^{-2}$ ), eller lokaliteter med «stor tetthet» (gjennomsnitt  $> 1$  individ  $m^{-2}$ ) se figur 7 og 19, men enkelte lokaliteter lå svært nær denne tettheten. Høyere tettheter av stillehavssøsters ble registrert hovedsakelig ved Stavanger, i Hafrsfjorden. Rogaland var fylket inne kartleggingsområdet med størst andel stasjoner uten funn av stillehavssøsters (Figur 19).



Figur 6: Rogaland, 2017. Blå prikker: besøkte stasjoner uten funn av *M. gigas*, røde prikker: besøkte stasjoner med funn av *M. gigas*.



Figur7: Tetthet av stillehavssøsters ved feltarbeid i 2017. Ingen = 0, Noen =  $< 0.25 \text{ m}^{-2}$ ,  $0.25 < \text{Mange} < 0.99 \text{ m}^{-2}$ , Stor (tetthet) =  $> 1 \text{ m}^{-2}$ .

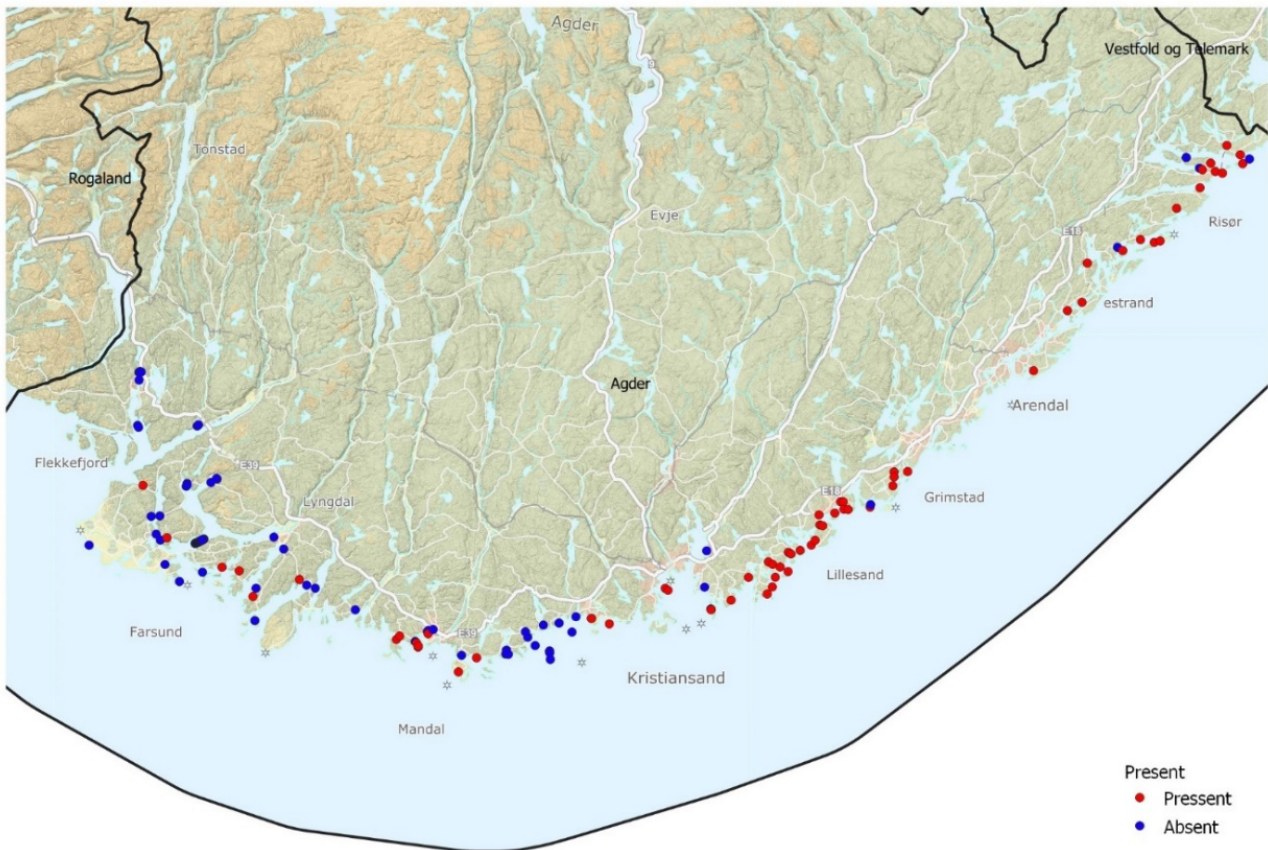


Figur 8: Størrelsesfordeling av Stillehavsosters i Rogaland. Øverst: Lengde og bredde for enkeltskjell med konturmarkering for gruppering. Nederst: frekvensfordeling for antallet i hver størrelsesintervall (ikke årsklasser).

Størrelsesfordelingen av stillehavsosters var spredd over det som sannsynligvis er minst 3 årsklasser. Hoved andelen av østers var i størrelseskategorien (LxB) 50-135 mm x 35-110 mm (Figur 8). Andelen store, gamle skjell, er lav i Rogaland (Det ble funnet på en lokalitet på Karmøy). Det ble funnet noen få yngel fra 2016 i forbindelse med kartleggingen i 2017. Det var tegn til plukking, eller rydding, i enkelte lokaliteter i Hafrsfjord og på lokaliteten «Vaulen badeområde» ved Gansfjorden.

### 3.2 - Agder

Hoved kartleggingen i Agder ble foretatt i 2017, men det er gjennomført undersøkelser i 2018 og 2019 ved enkelte lokaliteter. I 2017 ble det foretatt undersøkelser av totalt 130 lokaliteter i Agder. I tillegg foreligger det kartlegging fra 10-20 stasjoner hovedsakelig i gamle Aust-Agder fylke fra 2018-2019. Lokalitetene er fordelt på kommunene (gamle kommuner), Flekkefjord:8, Farsund:18, Lyngdal:6, Vigeland:2, Mandal:19, Søgne:11, Kristiansand:7, Lillesand:21, Grimstad:5, Arendal:4, Tvedestrand:6, Risør:13 ( *Figur 9 og 10* ).

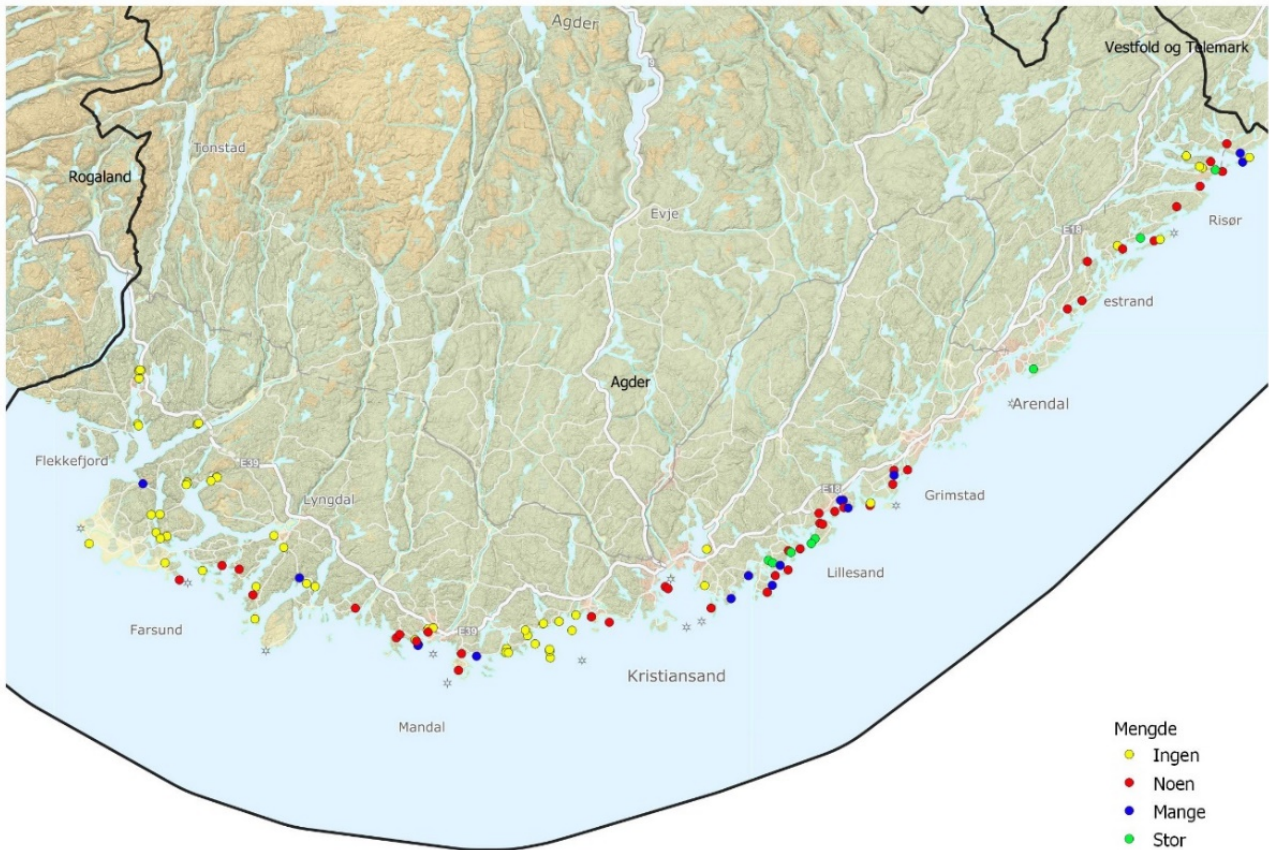


Figur 9: Agder 2017, 2018 og 2019. Blå prikker, Stasjoner med funn av *M. gigas*, røde prikker, stasjoner uten funn av *M. gigas*.

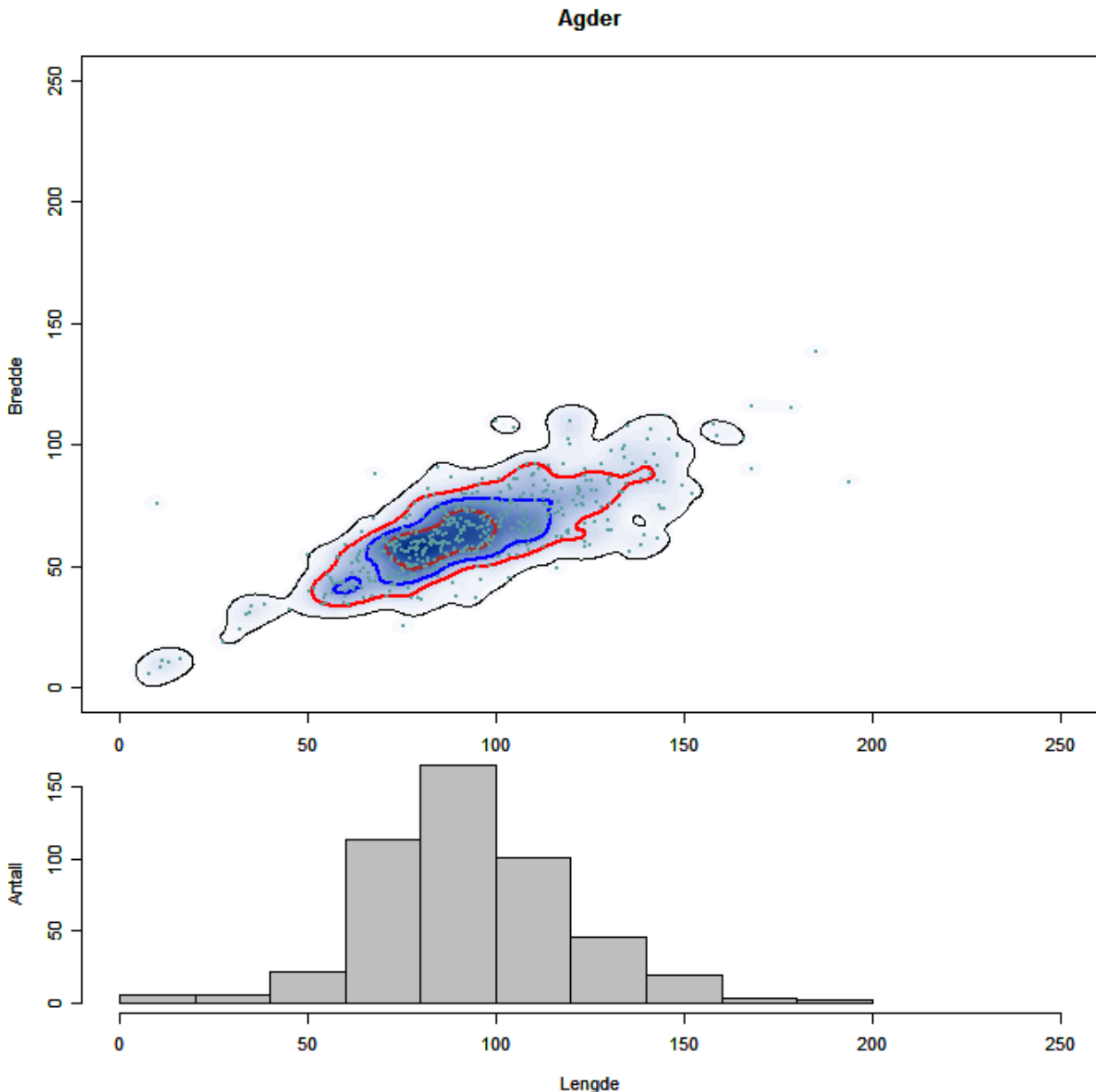
I Agder var 41 % av stasjonene uten funn av stillehavstøsters (Figur 9 og 19). Andelen stasjoner uten funn var klart størst i vestre delen av fylket (gamle Vest-Agder fylke). Det ble registrert stor tetthet ( $>1 \text{ m}^{-2}$ ) ved 9 % av stasjonene (Figur 10). I Agder ble det registrert flere lokaliteter med rev-dannelse hvor tettheten er  $> 50$  individer  $\text{m}^{-2}$ . I Agder er det en rekke stasjoner med stor tetthet ( $1 \text{ m}^{-2}$ ) av skjell, men samtlige av disse lokalitetene er funnet i østre deler av fylket (gamle Aust-Agder). I samme område er det lokaliteter hvor stillehavstøsters danner «rev» (Typisk mer enn  $50$  individer  $\text{m}^{-2}$ ) og hvor individene typisk vokser på artsfrender og på habitatkonkurrerende arter som flatøsters og blåskjell.

Størrelsesfordelingen av skjell var ved 2017 undersøkelsen dominert av 3 årsklasser. Den største andelen av skjell var 50-140 mm x 30-95 mm (L. x B.). Størrelsesfordelingen av skjell i Agder er dominert av skjell fra 3-6 år, men det var en del funn av skjell som kan være gytt de to forutgående årene. Bortsett fra de to yngste årsklassene (med få individer) er det ikke mulig å skille årsklasser i materialet (Figur 11). I forbindelse med kartleggingen i 2017 ble det registrert noen få enkeltfunn av yngel fra 2016 i den vestlige delen av Agder. I den østlige delen ble det registrert yngel både i 2018 og 2019. Det ble registrert få lokaliteter med virkelig store/gamle skjell ved kartleggingen i 2017, mens lokaliteter kartlagt i 2018 og 2019 hadde en høyere andel av

store, gamle skjell ( Figur 11 ).



Figur 10 Mengdefordelingen på stillehavsøsters ved undersøkelsen i 2017. Ingen = 0, Noen =  $< 0.25 \text{ m}^{-2}$ ,  $0.25 < \text{Mange} < 0.99 \text{ m}^{-2}$ , Stor (tetthet) =  $> 1 \text{ m}^{-2}$

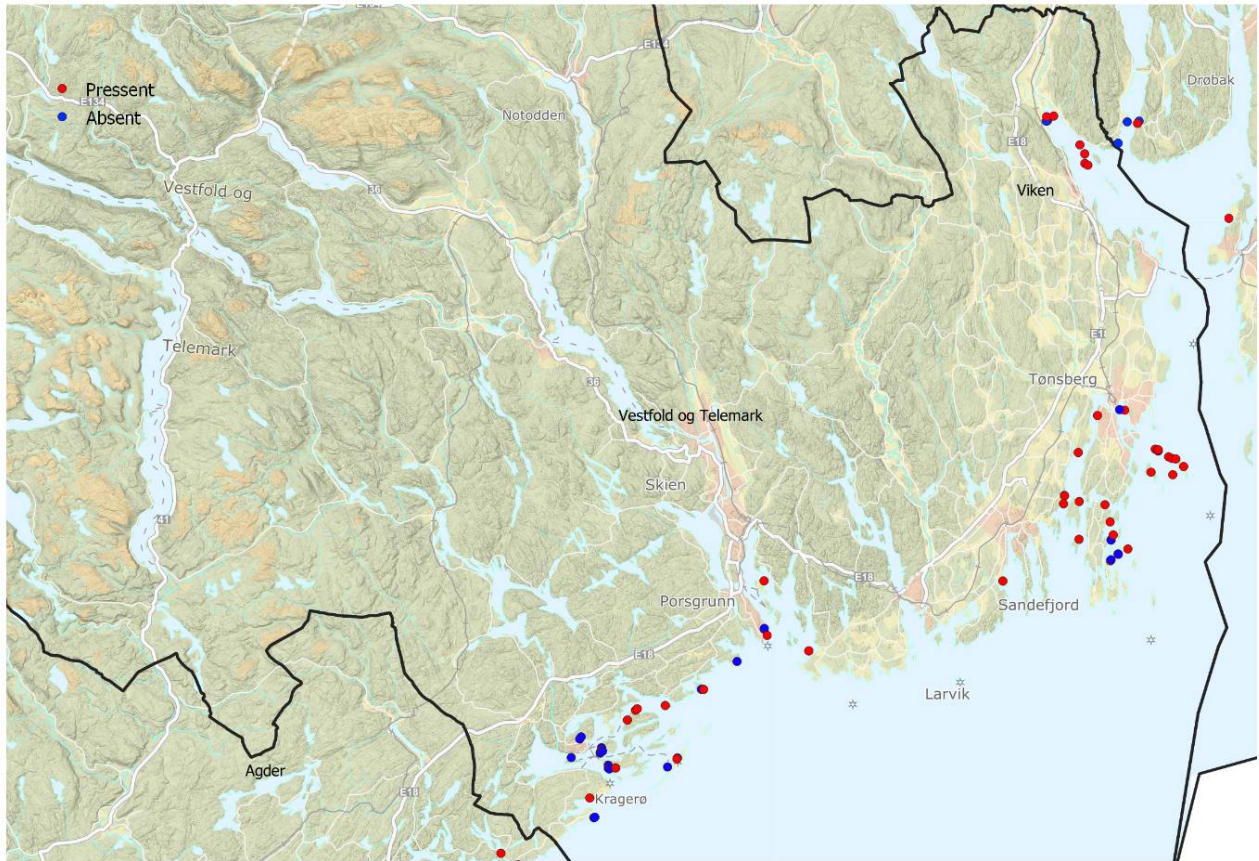


Figur 11: Størrelsesfordeling av Stillehavstøsters i Agder. Øverst: Lengde og bredde for enkeltskjell med konturmarkering av grupperinger. Nederst: frekvensfordeling for antallet i hver størrelsesklasse (ikke årsklasser).

### 3.3 - Vestfold og Telemark

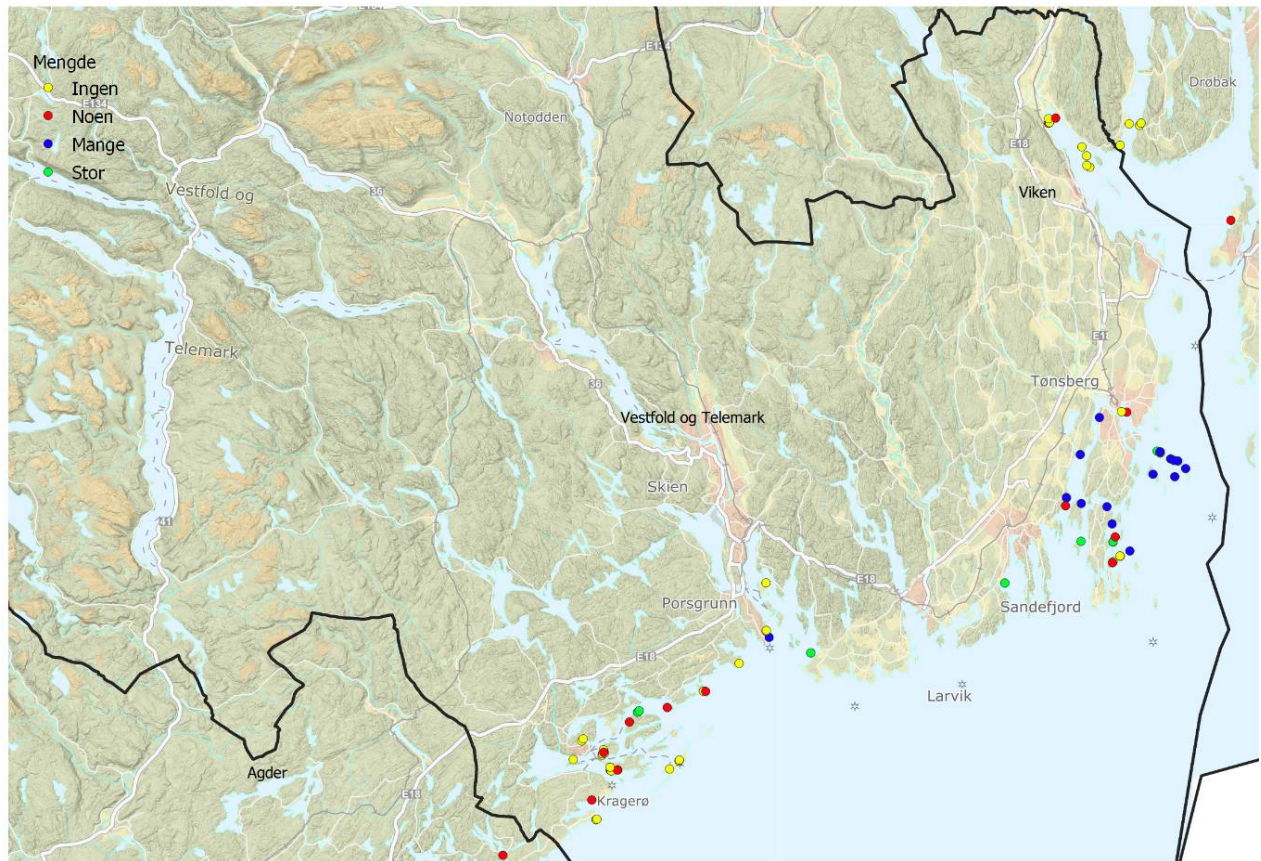
Det er foretatt undersøkelser i Vestfold og Telemark i årene 2017, 2018 og 2019. Hoved kartleggingen i Vestfold og Telemark ble gjennomført i 2017, med tilleggsundersøkelser i Færder nasjonalpark i 2018 og 2019 og i Sandebukta i 2018. I hoved kartleggingen ble det inkludert 35 stasjoner, mens det i 2018 og 2019 ble inkludert 40 nye lokaliteter. Lokalitetene var fordelt på kommunene Kragerø :21, Bamble:5, Porsgrunn:2, Larvik: 2, Sandefjord: 5, Tjøme 14, Tjøme 15, Nøtterøy 3, Tønsberg 14, Holmestrand 9 ( Figur 12 ).

I området som dekker gamle Telemark fylke ble det ikke funnet stillehavstøsters på 36 % av stasjonene, og andelen stasjoner med stor tetthet var 36% ( Figur 12 og 13). I områdene rundt Kragerø var det betydelige forekomster av stillehavstøsters, og det ble observert stillehavstøsters i bl.a. Skåtøykanalen og i flere områder som ikke var utvalgt som lokaliteter.

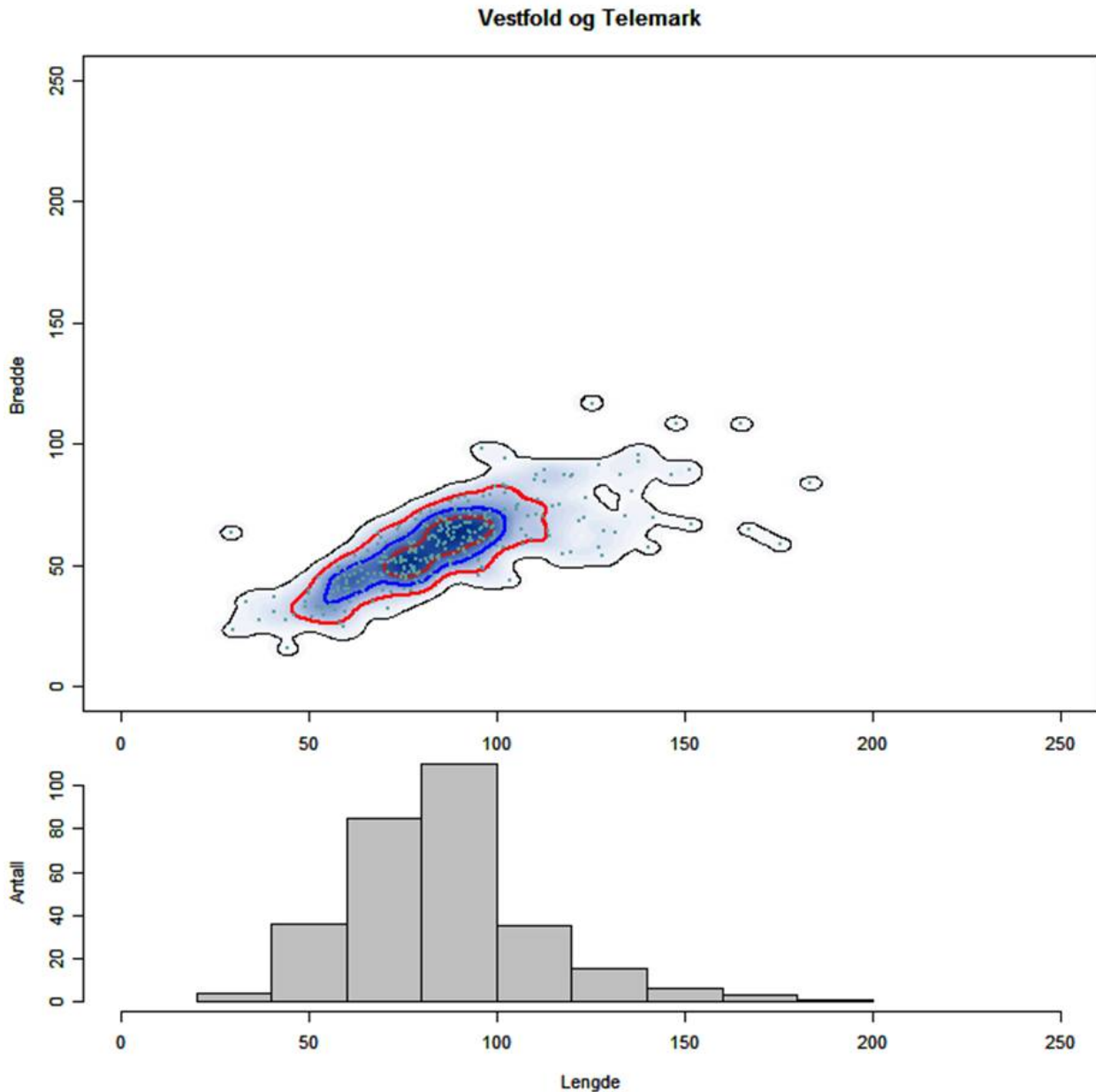


Figur 12. Undersøkte stasjoner i 2017, 2018 og 2019 i Vestfold og Telemark. Røde prikker: Stasjoner med funn av stillehavsøsters, blå prikker, stasjoner uten funn av Stillehavsøsters





Figur 13 Mengdefordeling av stillehavsøsters ved undersøkelsen i 2017. Ingen = 0, Noen =  $< 0.25 \text{ m}^{-2}$ ,  $0.25 < \text{Mange} < 0.99 \text{ m}^{-2}$ , Stor (tetthet) =  $> 1 \text{ m}^{-2}$



Figur 14. Størrelsesfordeling av Stillehavsøsters i Vestfold og Telemark. Øverst: Lengde og bredde for enkeltskjell med konturmarkering av grupperinger. Nederst: frekvensfordeling for antallet i hver størrelsesklasse (ikke årsklasser).

Størrelsesfordelingen (Figur 14) av skjell i Telemark og Vestfold har bidrag fra flere årsklasser (2-6+ år) men domineres av skjell som er fra 3-5 år gamle. Bortsett fra noen få svært gamle individer (>6 år) er det ikke mulig å skille ut årsklasser i materialet. Det ble ikke funnet skjell som representerte 2016 rekruttering i forbindelse med kartleggingen i 2017. Det ble derimot registret yngel i kartleggingen i 2018 og 2019. Hoved andelen av skjellene er ca 100 x 50mm (LxB) og ved flere av lokaliteten er det tegn til at det er plukket ut stillehavsøsters.

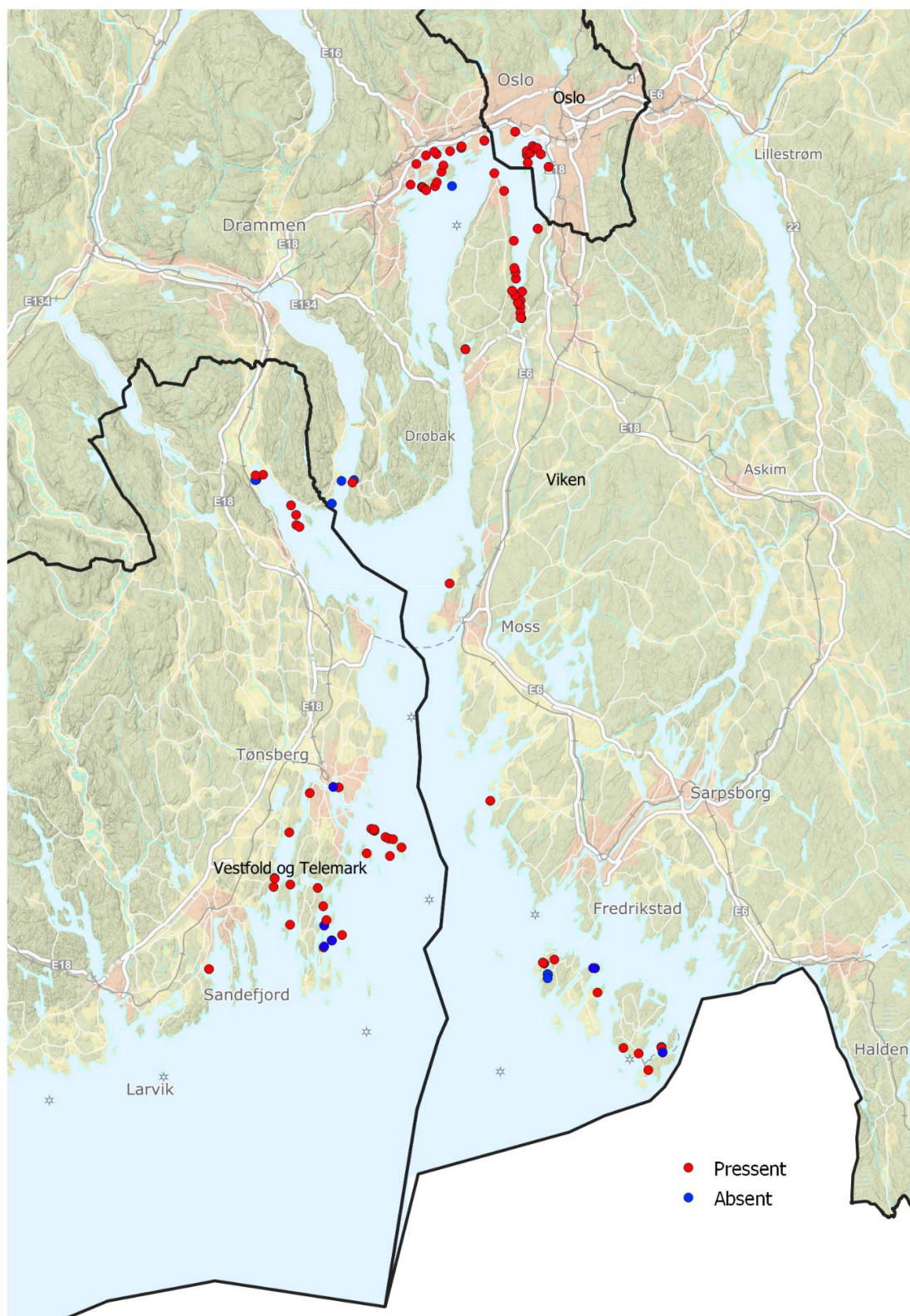
### 3.4 - Viken

Viken fylke dekker områdene som tidligere var del av Buskerud, Akershus og Østfold. For de vestlige og indre

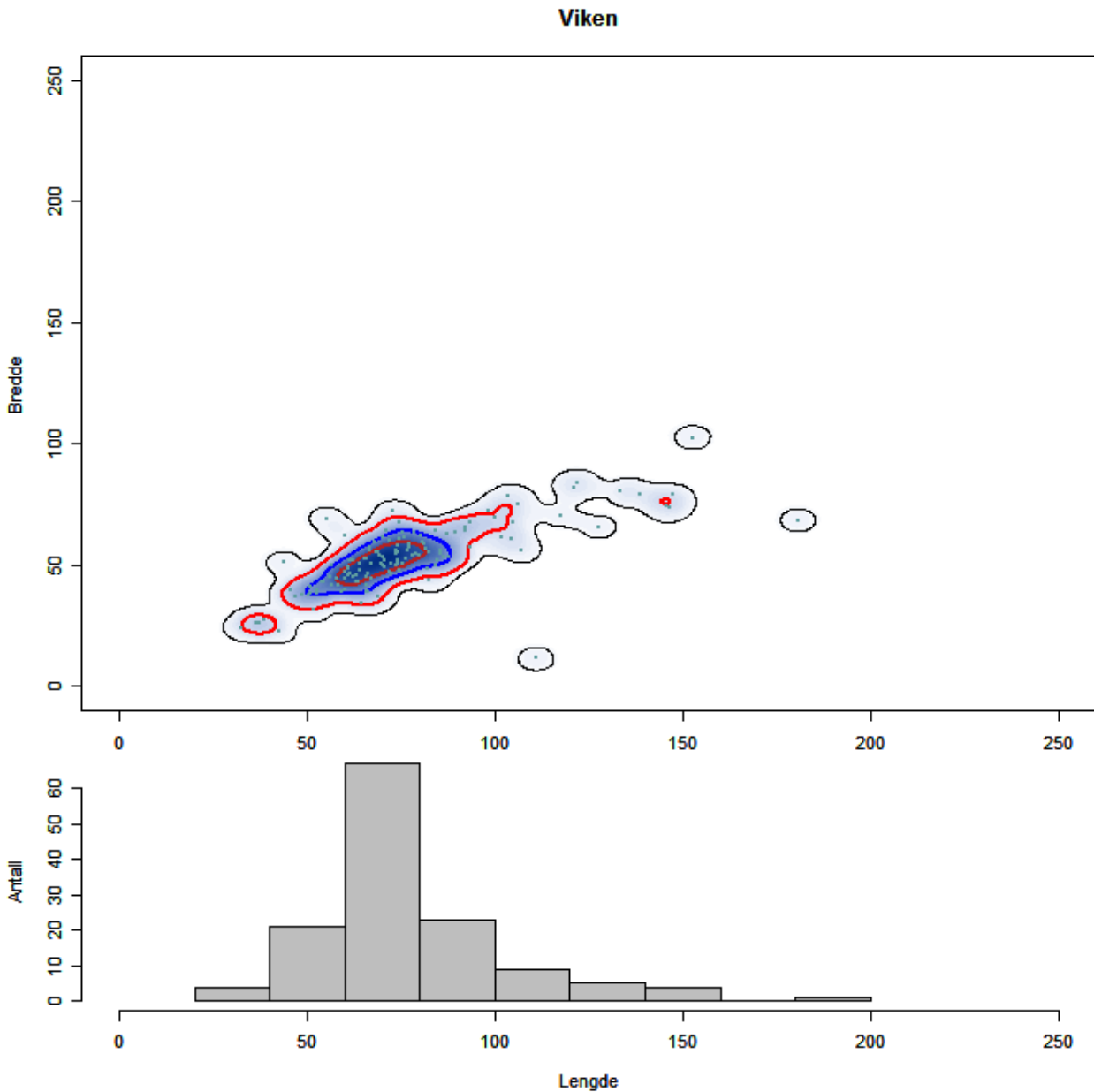
delene ble hoved kartleggingen foretatt i 2018. Totalt ble det undersøkt 74 lokaliteter. Delen som utgjøres av gamle Østfold fylke ble også dekket i 2017 og 2018. Lokaliteten var fordelt mellom kommunene Hurum, 4, Drøbak 2, Bærum 19, Asker 6, Oppegård 2, Nordre Follo 11, Frogn 7, Nesodden 6; Hvaler: 15 og Fredrikstad:2. I Viken var 6% av de undersøkte stasjonene i 2017 og 2018 uten funn av stillehavssøsters og 8% av stasjonene hadde «stor tetthet» (Figur 15).

Det ble funnet en lokalitet (Holmsbu) med stillehavssøsters forholdsvis dypt (> 2.5 m) i bassenget utenfor Svelvik i Drammensfjorden. Innenfor Svelvikstrømmen ble det antatt at ferskvannspåvirkningen ville være for kraftig, og indre deler av Drammensfjorden ble ikke undersøkt. I Bunnefjorden ble det funnet stillehavssøsters på tilnærmet alle lokalitetene. En rekke lokaliteter bar preg av (desimerings-) plukking av stillehavssøsters. Inne i Bunnefjorden ble det registret flere lokaliteter med flatøsters. I dette området var det flere enkeltlokaliteter hvor det finnes forekomster med tilsynelatende livskraftige og rene populasjoner. Flatøsters finnes også her typisk noe dypere enn stillehavssøsters (>1.5 m). Innen Viken er det stor variasjon i tettheten av stillehavssøsters. Generelt er anses tettheten som «lav» i Sandebukta, mens det i de indre delen (Oslofjorden) er «noen» til «manges» skjell på mange lokaliteter. Det er få lokaliteter med «høy» tetthet i Viken.

Størrelsesfordelingen (Figur 16) domineres av skjell som er fra 2-5 år gamle, det er enkelte funn av store fjorårsyngel og enkelte gamle skjell (>6 år). Det er ellers vanskelig å skille årsklassene fra hverandre inne dette området. I Hallangspollen og ved enkelte lokaliteter ved Tjøme, registreres det stor, gamle skjell.



Figur 15. Forekomst av stillehavsvøsters ved feltarbeid i 2018 i Viken og Oslo. Blå prikker, ikke funn av stillehavsvøsters, røde prikker: funn av stillehavsvøsters

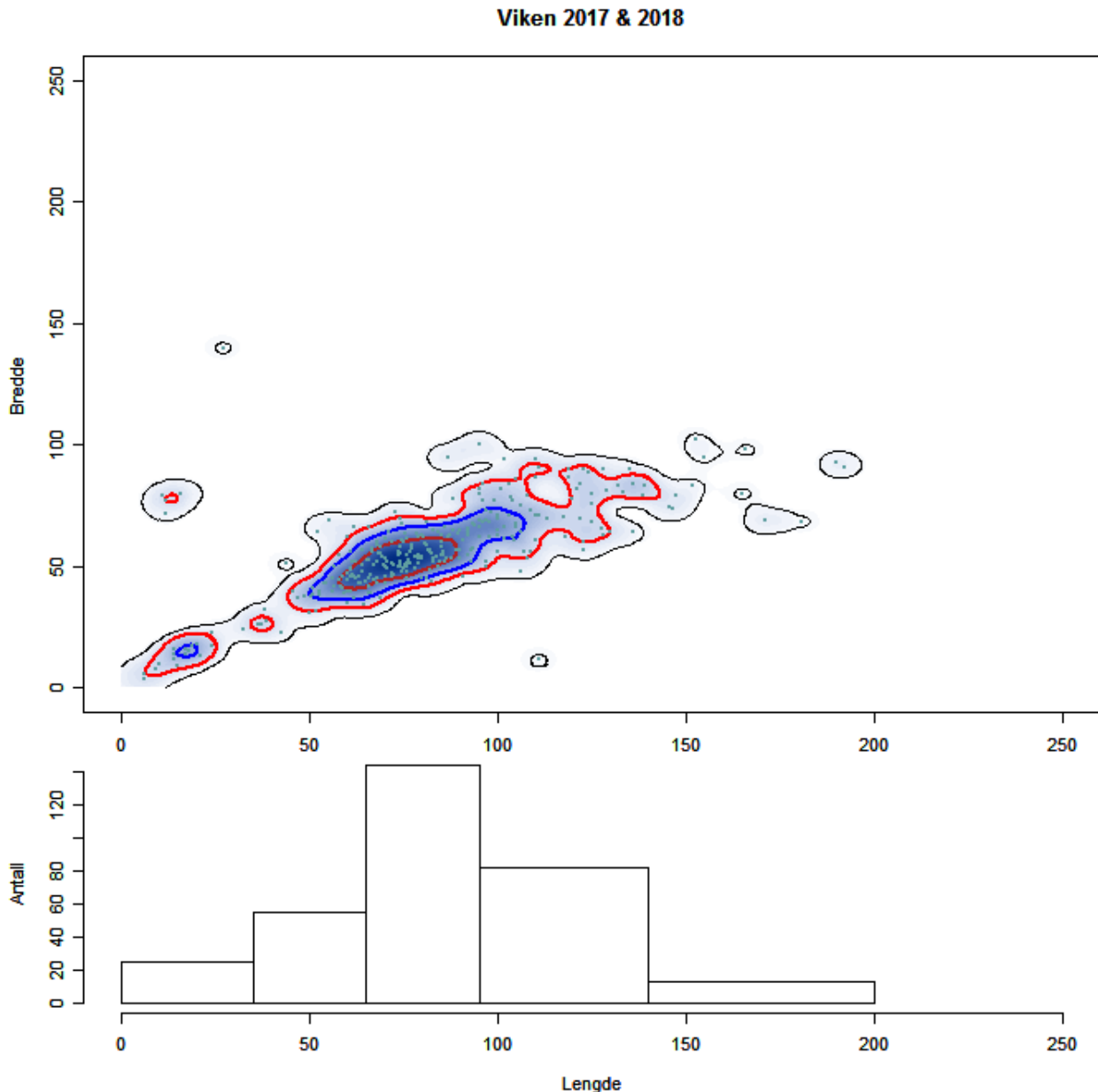


Figur 16. Størrelsesfordeling på stillehavsvøsters i Viken samlet i 2017. Øverst: Lengde og bredde for enkeltskjell med konturmarkering av grupperinger. Nederst: frekvensfordeling for antallet i hver størrelsesklasse (ikke årsklasser).

### 3.5 - Oslo

Til sammen 22 stasjoner ble undersøkt for stillehavsvøster og flatvøsters i forbindelse med kartleggingen i 2018. Tilstedeværelse av stillehavsvøster er vist i figur 15. Ved samtlige besøkte stasjoner i Oslo ble det registrert stillehavsvøsters.

I resten av Oslofjordbassenget og Bunnefjorden ble det funnet stillehavsvøsters på tilnærmet alle lokalitetene. En rekke lokaliteter bar preg av (desimerings-) plukking av stillehavsvøsters. Funn av flatvøsters ble først og fremst gjort på Østsiden av fjordbassenget og i Bunnefjorden, hvor det finnes enkelte forekomster med tilsynelatende livskraftige populasjoner. Flatvøsters finnes også her typisk noe dypere enn stillehavsvøsters (>1.5 m).



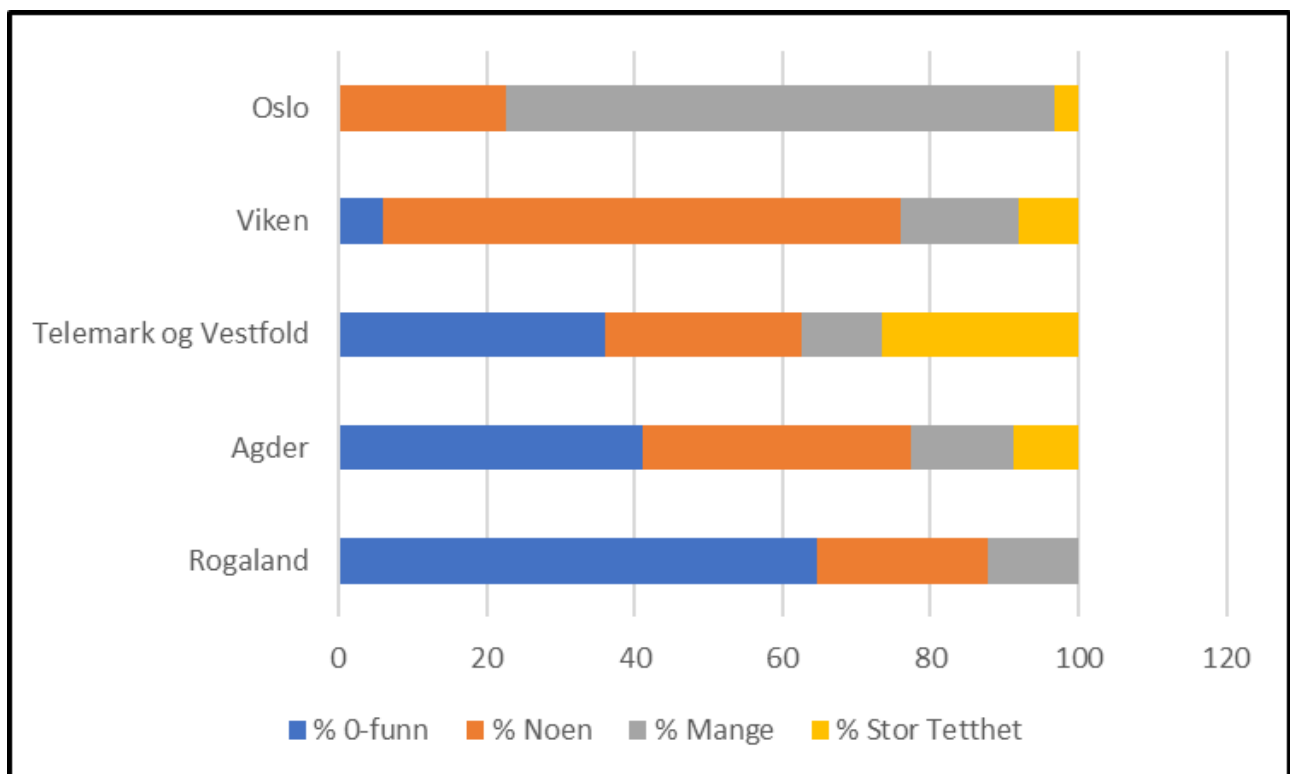
Figur 17. Størrelsesfordeling av Stillehavssøsters i Indre Oslofjord (Viken og Oslo) for skjell samlet i 2017 og 2018.

I figurene med størrelsesfordeling er data fra viken og Oslo slått sammen. I figur 16 er data fra 2017 presentert mens samlet data fra 2017 og 2018 undersøkelsen er vist i figur 17. I Indre Oslofjord finnes tegn på hyppigere gytesuksess enn i resten av den undersøkte kyststrekningen. Figur 17 viser størrelsesfordelingen av stillehavssøsters, hvor det domineres av skjell i størrelsesområdet 50 -140 mm x 30-100 mm (L. x B.), omtrent samme fordeling var observert i 2017 (Figur 17). Det som skiller undersøkelses perioder er det store innslaget av yngel som ble registret i 2018, med en tydelig kohort yngel i størrelsesområdet L 5-25mm X 5-20 mm. Det var først og fremst i indre Oslofjord det ble registret yngel i 2018.

### 3.6 - Samlede resultater

En oversikt over hvordan fordelingen av stasjoner med og uten funn av stillehavssøsters ved feltarbeidet i 2017, 2018 og 2019 er gjengitt i figur 18. Siden antallet stasjoner i de forskjellige fylkene var forskjellige, er fordelingen beregnet som % av alle besøkte stasjoner (100%) for hvert fylke. Det er betydelige forskjeller mellom fylkene.

Fylkene Vestfold og Telemark og Viken var utvalgt som områder for å teste forekomst/biomassemodellen. Disse fylkene hadde derfor forholdsvis få enkeltstasjoner i 2017-undersøkelsen men mange valideringsstasjoner (tilfeldig valgte 1 x 1 m ruter i utvalgte polygoner). Siden de enkelte polygonene (med en rekke tilfeldige ruter) også kan representere mulige vokseområder for stillehavssøsters, ble hvert undersøkte polygon også regnet som en vanlig stasjon i denne sammenstillingen.



Figur 18. Fylkesvis fordeling av Stillehavssøsters på besøkte stasjoner i 2017, 2018 og 2019 Ingen = 0, Noen = < 0.25 m<sup>-2</sup>, 0.25 < Mange < 0.99 m<sup>-2</sup>, Stor (tetthet) = >1 m<sup>-2</sup>.

Den fylkesvise andelen av stasjoner uten funn av stillehavssøsters viser en tydelig gradient fra 66% i Rogaland, 34% i Agder, 31% i Vestfold og Telemark, 22% i Viken og 0% i Oslo. For Agder er det registrert en betydelig gradient innen fylket men langt flere stasjoner uten funn i den vestre delen.

Tetthet av skjell ved de enkelte lokalitetene varierer betydelig innen fylkene, men også mellom fylkene. Andelen lokaliteter med «noen» skjell var på 70% i Viken, mens det i Vestfold og Telemark og oslofjordområdet var kun 20-30% i denne tetthets kategori. Innen kategoriene «stor tetthet» skiller Telemark og Vestfold seg ut med 27% av lokalitetene med høy tetthet. For de øvrige fylkene er det mindre enn 10% av stasjonene som er i denne tetthetskategorien. I Rogaland er det ingen av de kartlagte lokaliteter i 2017 som faller ut i kategorien «stor tetthet» i 2017, mens 12 av de kartlagte områdene viste «mange» skjell. I mellom kategorien «mange» skjell var

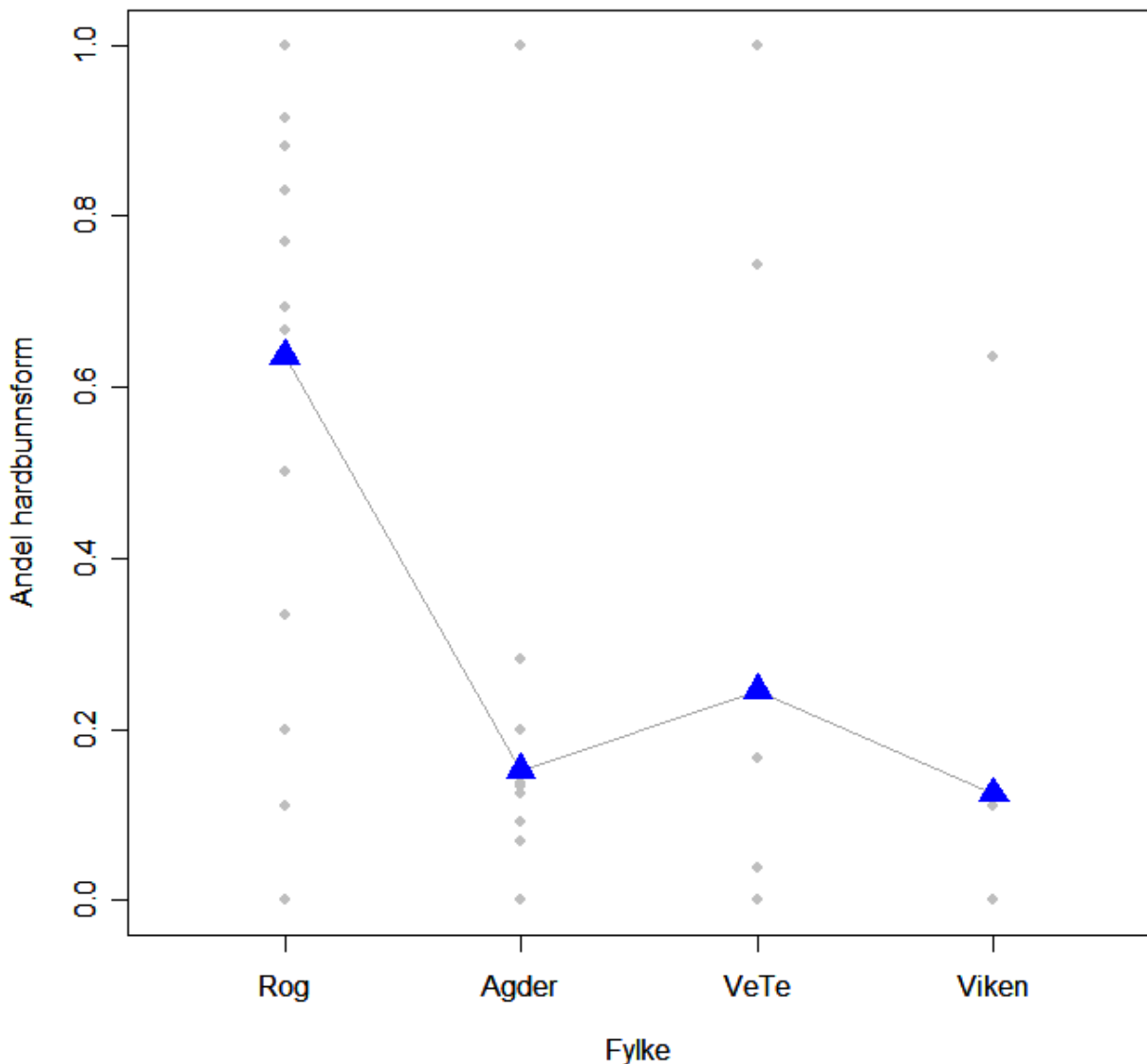
det viken som hadde flest lokaliteter (70%) og Vestfold og Telemark med minst (11%).



### 3.7 - Habitatvalg

Stillehavssøsters forekommer i to vokseformer avhengig av bunnsbunnsform. En hardbunnsform («limpet») og en bløtbunnsform. På lokaliteter med grov grus og kult vil det være mellomformer av disse vokseformene.

Det var betydelige forskjeller på forekomst av hhv bløtbunnsform og hardbunnsform langs kysten. Det var mest bløtbunnsform i viken og Agder, og minst i Rogaland. I Rogaland var det stor variasjon mellom forekomsten av vokseformene (Figur 19). Ved undersøkelser i Oslo i 2018 (data ikke vist) var det sterk dominans av hardbunnsformen.

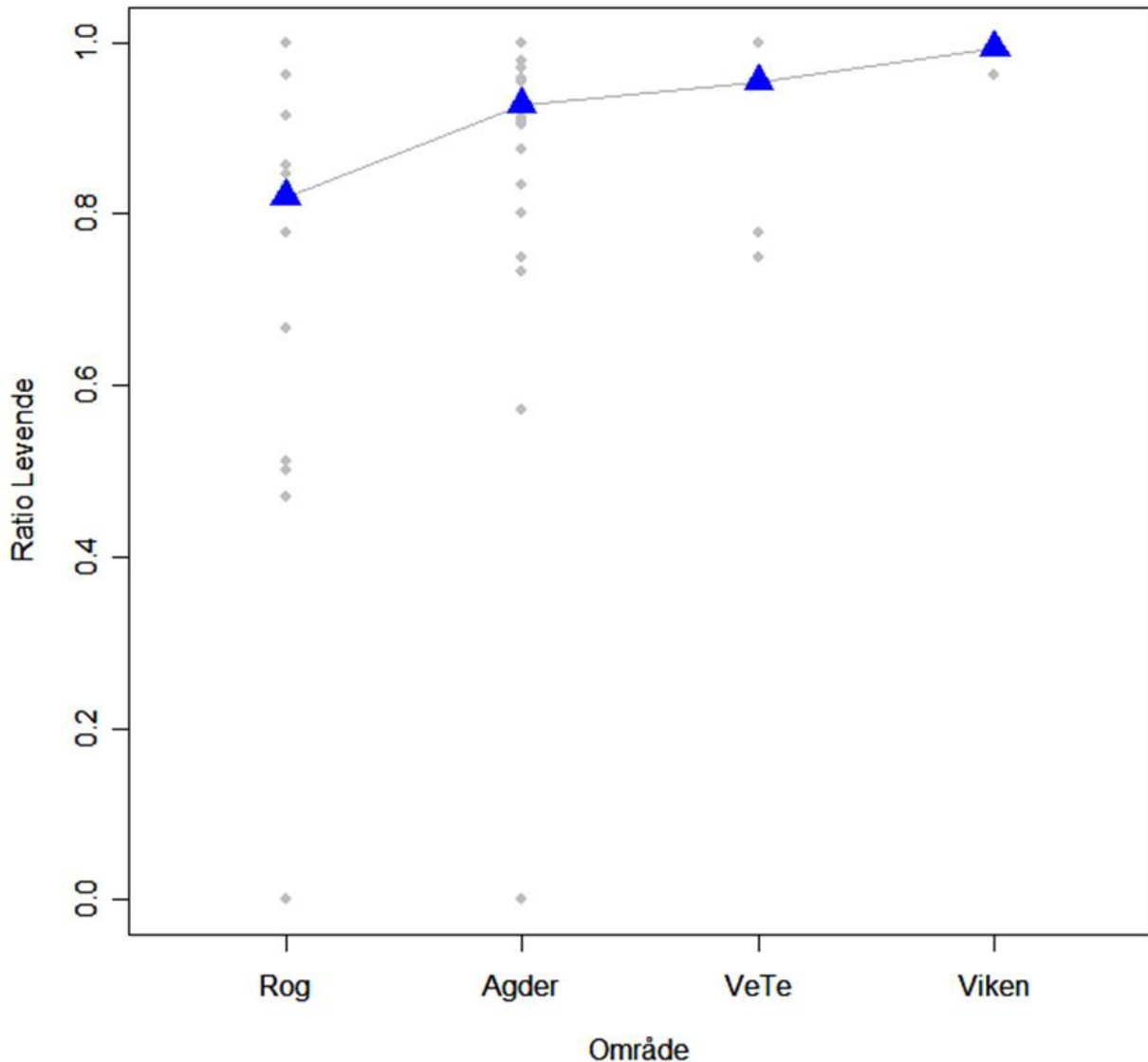


Figur 19. Forholdstallet mellom hardbunnsform («limpet») og bløtbunnsform for forskjellige fylker i 2017. Blå triangler markerer middelværdien.

### 3.8 - Dødelighet

Middelværdien for forholdet levende/døde fulgte en fylkesvis øst-vest-gradient, med høyest forholdstall i øst, og

lavest i Vest) (Figur 20). Ved feltarbeidet i 2018 ble det observert betydelig dødelighet på skjell. Det var først og fremst høy mortalitet inne hardbunnsform i Oslo fylke. Dataene tyder ikke på at det har vært større episoder av mortalitet i de undersøkte lokalitetene i perioden for kartleggingen, med unntak av limpet for i indre Oslofjord.

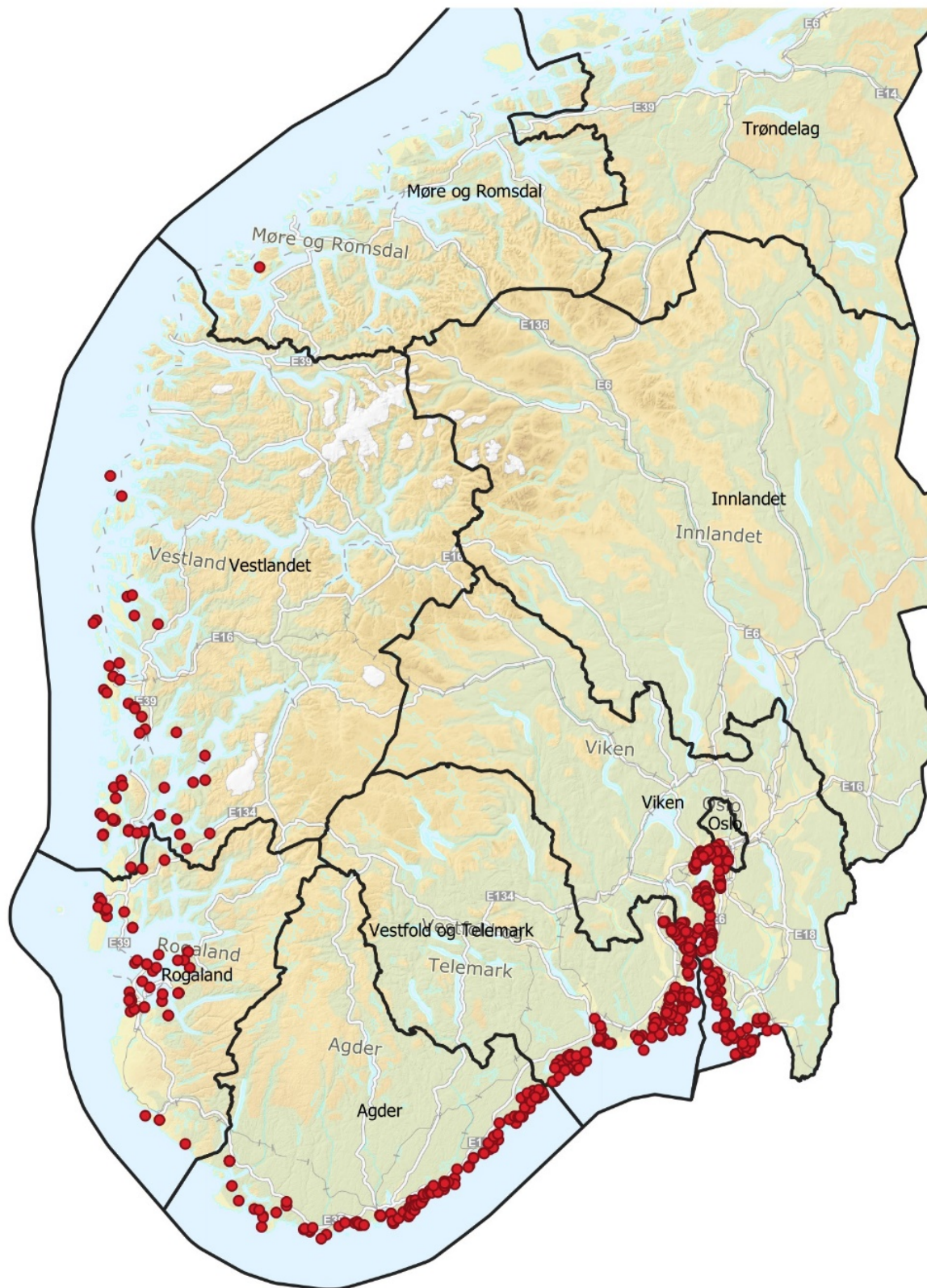


Figur 20. Forholdstallet mellom levende og døde på enkeltstasjoner i 2017, (punkter), og middelværdien for dette forholdet (blå triangler) fordelt på fylker.

### 3.9 - Samlet oversikt over forekomst av stillehavssøsters

Basert på kartleggingen inne dette prosjektet og innhenting av informasjon i artsdatatabanken (2020) og andre rapporter, er det mulig å se på den samlede utbredelsen av stillehavssøsters i området fra svenskegrensa til og med Rogaland. I figur 21 er alle observasjoner vist for undersøkelsesområdet. Det er helt klart flest rapporterte observasjoner av stillehavssøsters fra Svenskegrensa til midten av Agder (svenskegrensa- Kristiansand). Basert på denne sammenstillingen er arten nå godt etablert på hele denne kyststrekningen. Unntakene innen dette området er fjordsystemer som er sterkt påvirket av ferskvann og de mest eksponerte områdene (eks området

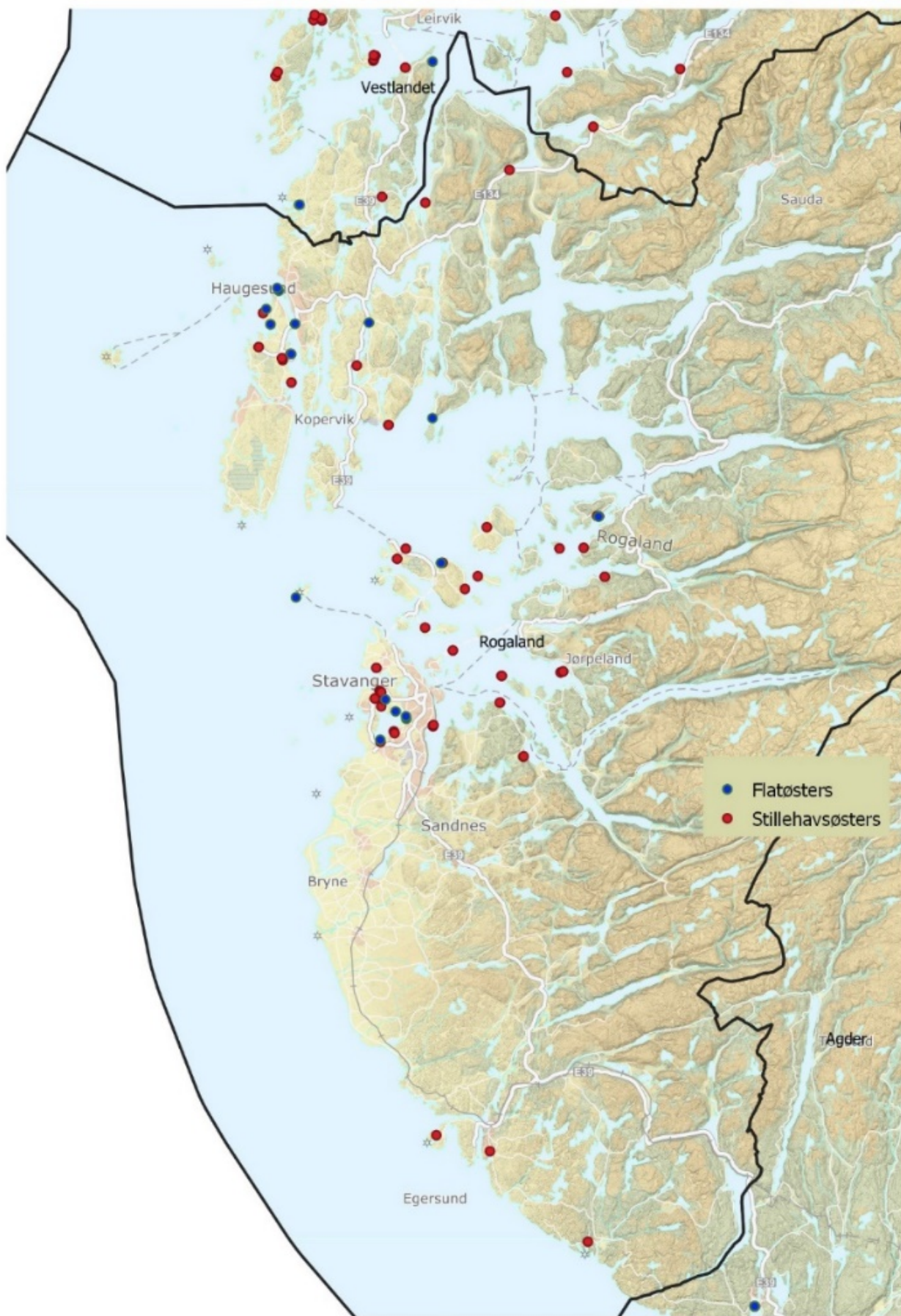
mellom Larvik og Grenland). I området fra Kristiansand opp til Rogaland er det mer spredt forekomst av stillehavsøsters. I området fra Egersund til Stavanger er det få funn av Stillehavsøsters. I Rogaland er det først og fremst i Hafrsfjorden, sør for Haugesund og de beskyttede øyområder i det sentrale fjordsystemet hvor det er registrert stillehavsøsters.



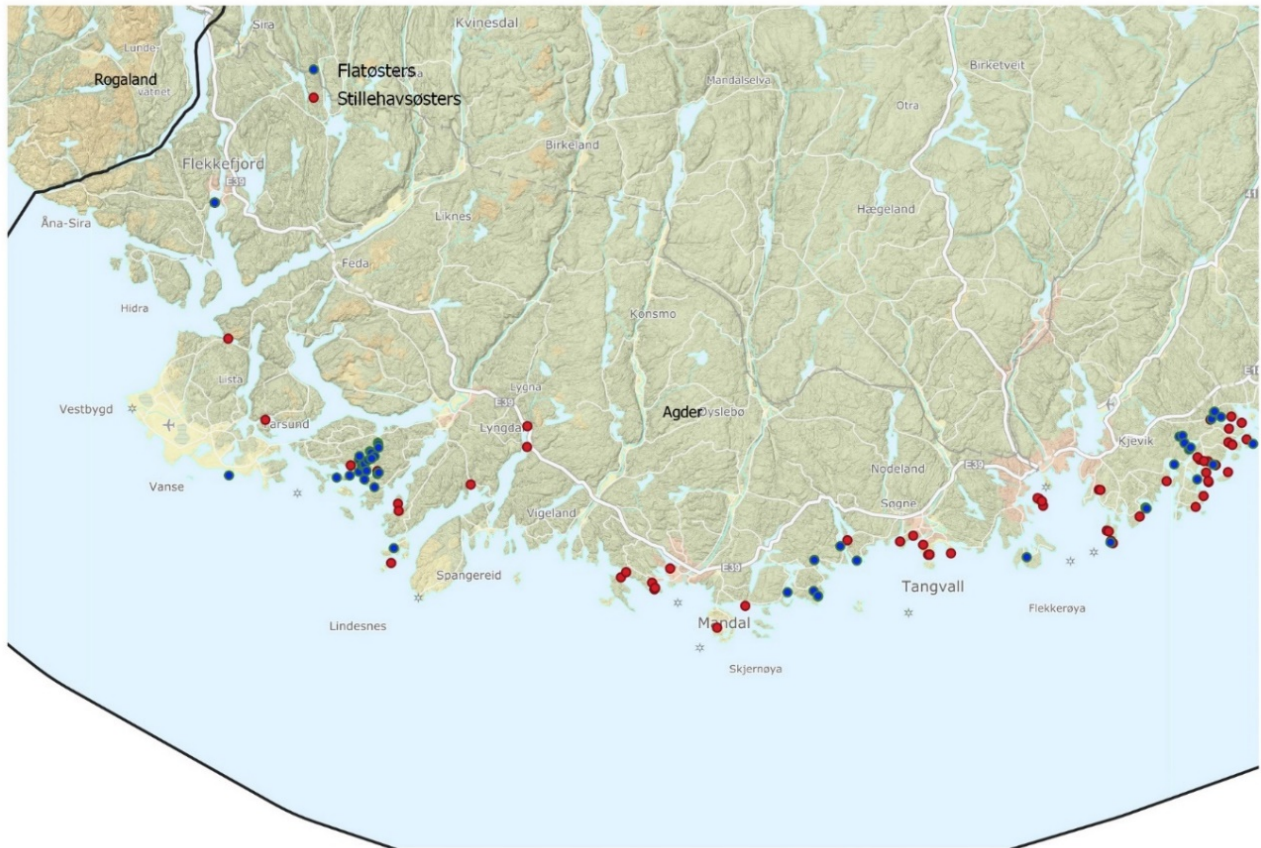
Figur 21. Fordelingen av registrerte funn av stillehavssøsters frem til 2020, Svenskegrensen til og med Rogaland.

### 3.10 - Forekomst av flatøsters og stillehavsøsters langs Norskekysten

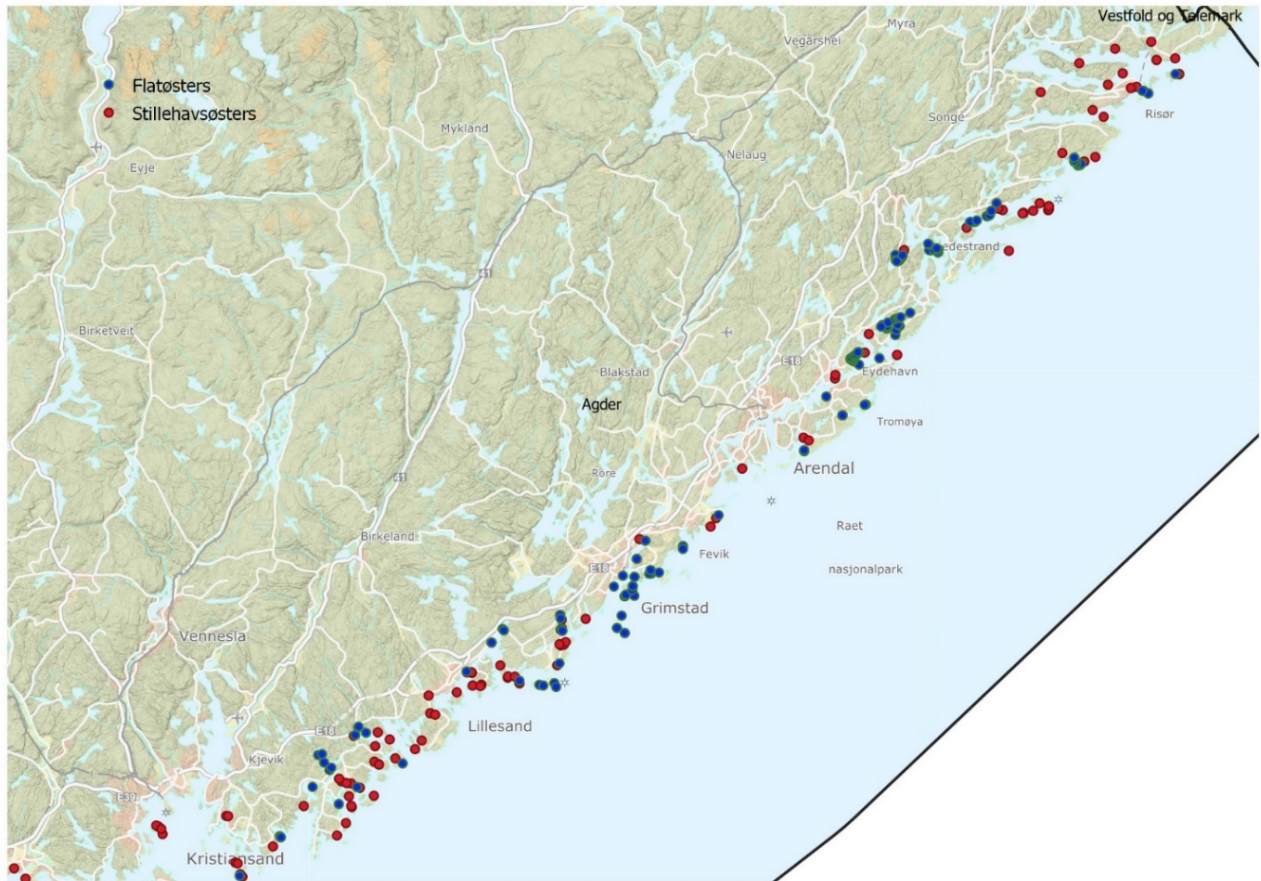
Det er en viss bekymring for at stillehavsøsters vil kunne utkonkurrer flatøsters og ta over flatøsters lokaliteter på sikt. I figurene 22 til 25 vises registrerte funn av flatøsters basert på data fra Artsdatabanken (2020), Havforskningsinstituttets kartlegging og andre rapporter. I Rogaland er det offisielt innrapportert relativt få lokaliteter med flatøsters. I det dataene som foreligger er det først og fremst området Hafrsfjorden og på Karmøy det er registrert flatøsters (Figur 22). I sistnevnte område er det flere solide og rene lokaliteter av stillehavsøsters, mens det i Hafrsfjord nå ser ut til at vi har en innblanding av stillehavsøsters. Det er registrert en rekke lokaliteter av flatøsters i Agder. De høyeste tettheten og flest lokaliteter er registrert i de østlige delene av fylket (Figur 23a, b). Innen Agder er det flere rene flatøsters lokaliteter godt avskilt fra områder med observert stillehavsøsters, både i den østlige og vestlige delen av fylket. I Vestfold og Telemark er det spredt forekomst av flatøsters med flest lokaliteter rundt Sandefjord. I dette området er stillehavsøster registret på de samme lokalitetene eller tett ved (Figur 24a, b og 25a). Innen Viken er det store forskjeller i antall observasjoner av flatøsters avhengig av fjordområdene. Forekomster med høyere tetthet ble registrert i Bunnefjorden (Figur 25a) i 2019. Dette var flere lokaliteter i Bunnefjorden med høy tetthet av flatøsters og i noen tilfeller uten observasjoner av stillehavsøsters. I den østlige delen av indre Oslofjord er det få rene flatøsters lokaliteter registret, det samme gjelder for området rett på innsiden av Drøbaksundet (Figur 25a). For områdene på utsiden av Drøbaksundet er det først og fremst enkelt lokaliteter ved Moss og ned til Hankø. I Hvaler er det få innrapporterte flatøsters lokaliteter. I den sørlige og ytre delen av Viken er det stillehavsøsters som dominerer (Figur 25b). I Oslo fylke var det spredte funn av flatøsters med få individer per lokalitet, og i de samme lokaliteten eller tett opptil flatøsters lokaliteter er det registret stillehavsøsters (Figur 25a).



Figur 22. Registrerte funn av stillehavsøsters og flatøsters pr januar 2020 i Rogaland. Kilde: HI/Artsdatabanken.

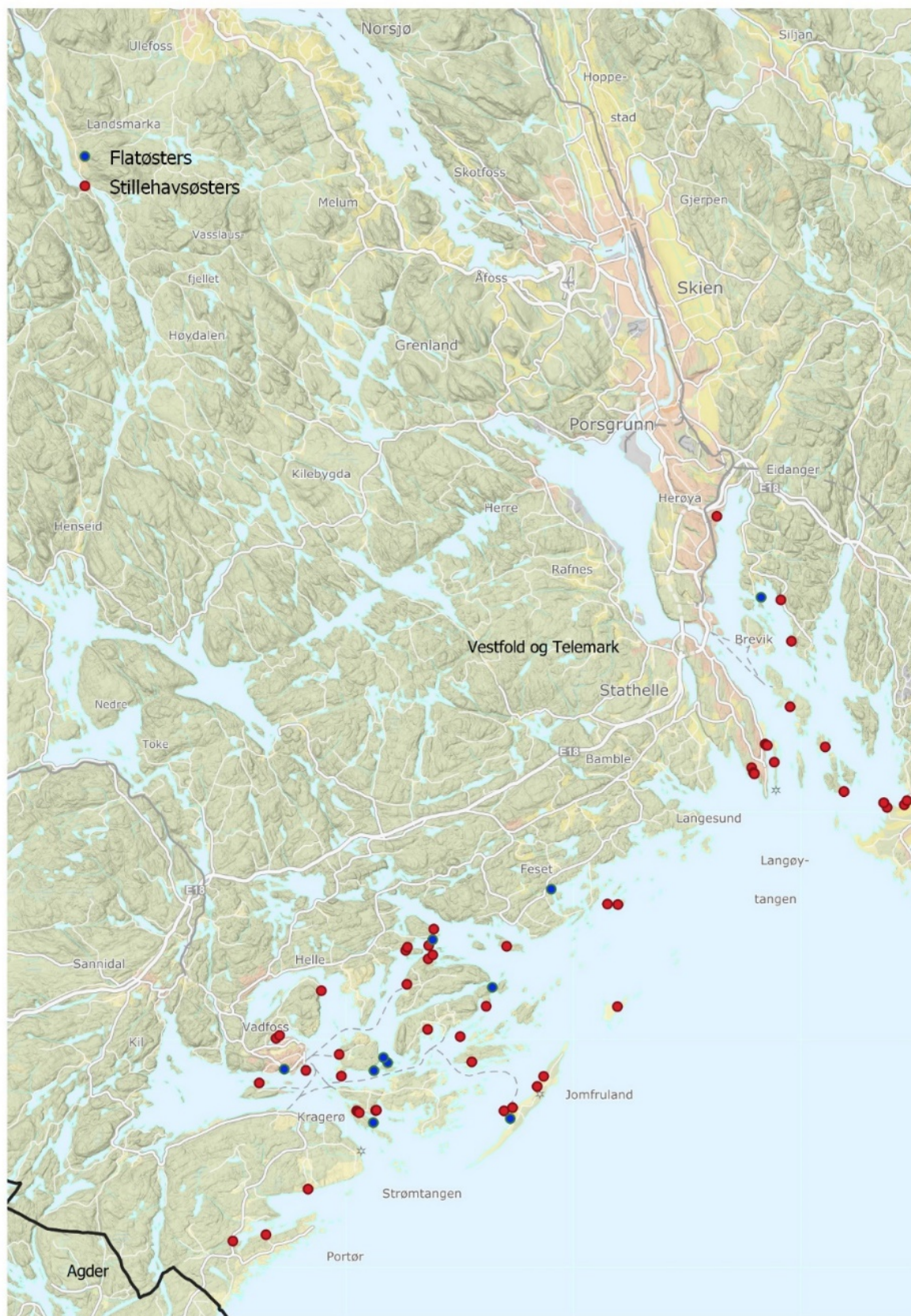


Figur 23a. Registrerte funn for stillehavstøsters og flatosters pr januar 2020. Vestre del av Agder. Kilde: HI / Artsdatabanken.

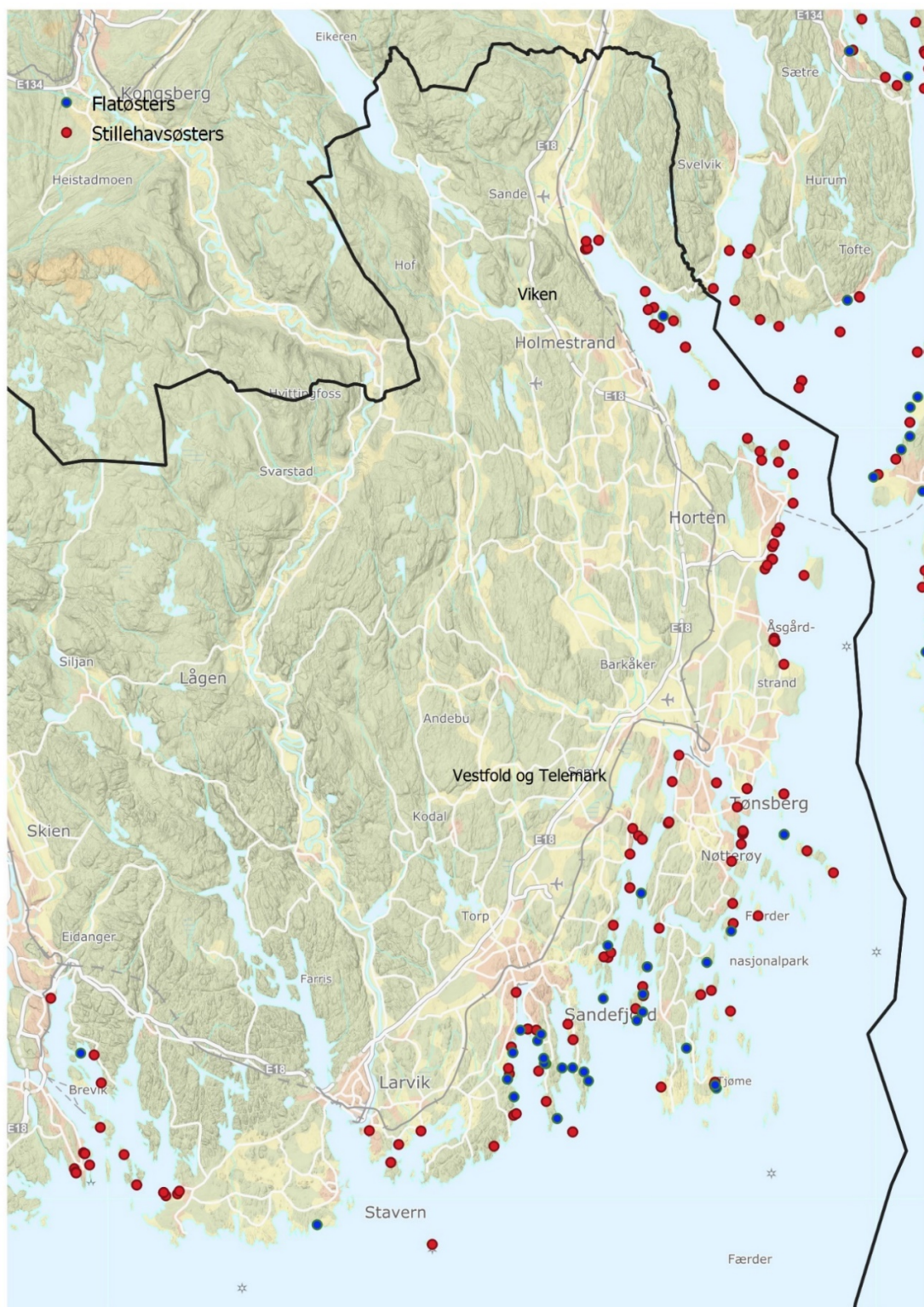


Figur 23b. Registrerte funn for stillehavsøsters og flatøsters pr januar 2020. Østre del av Agder. Kilde: HI / Artsdatabanken.

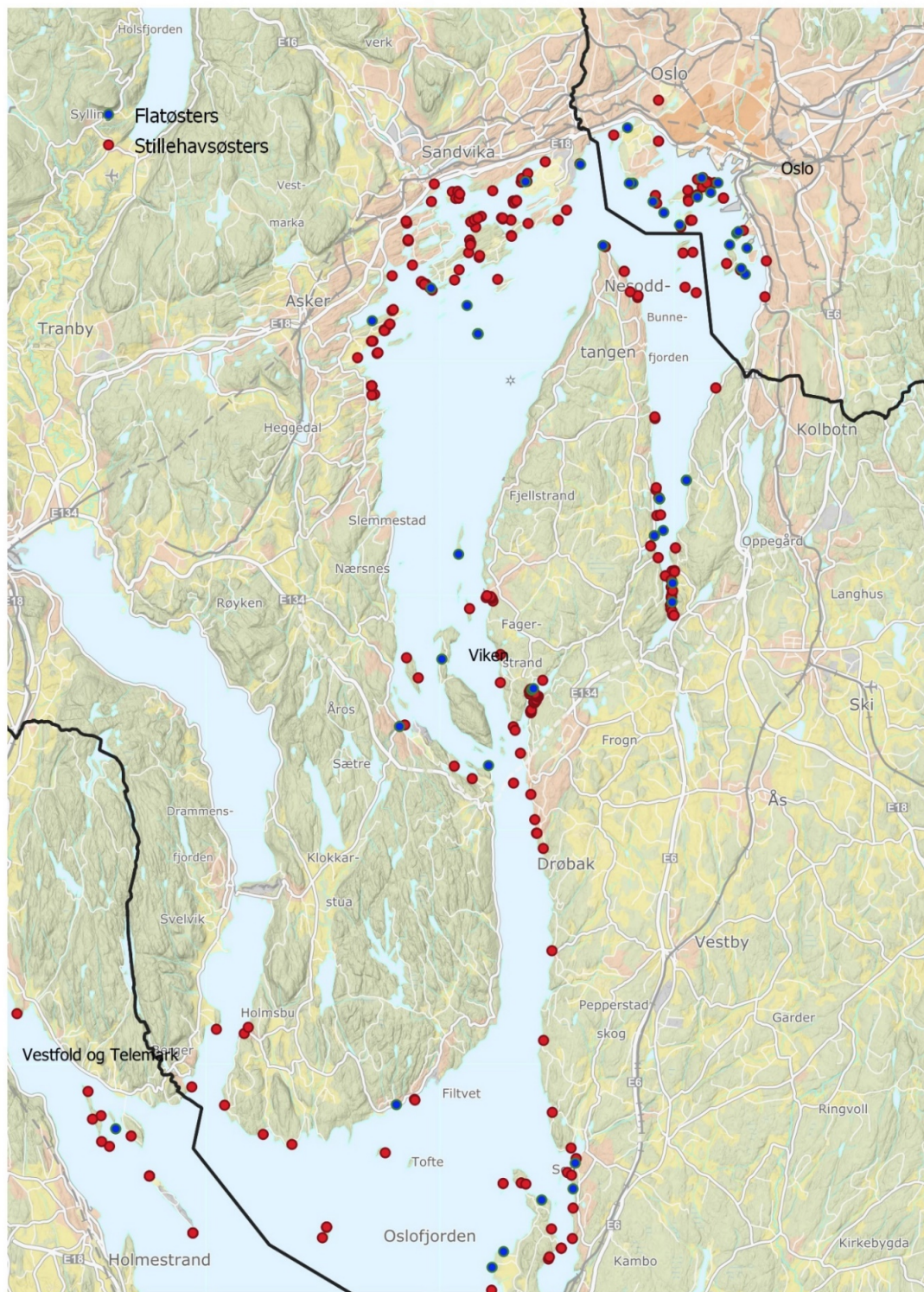




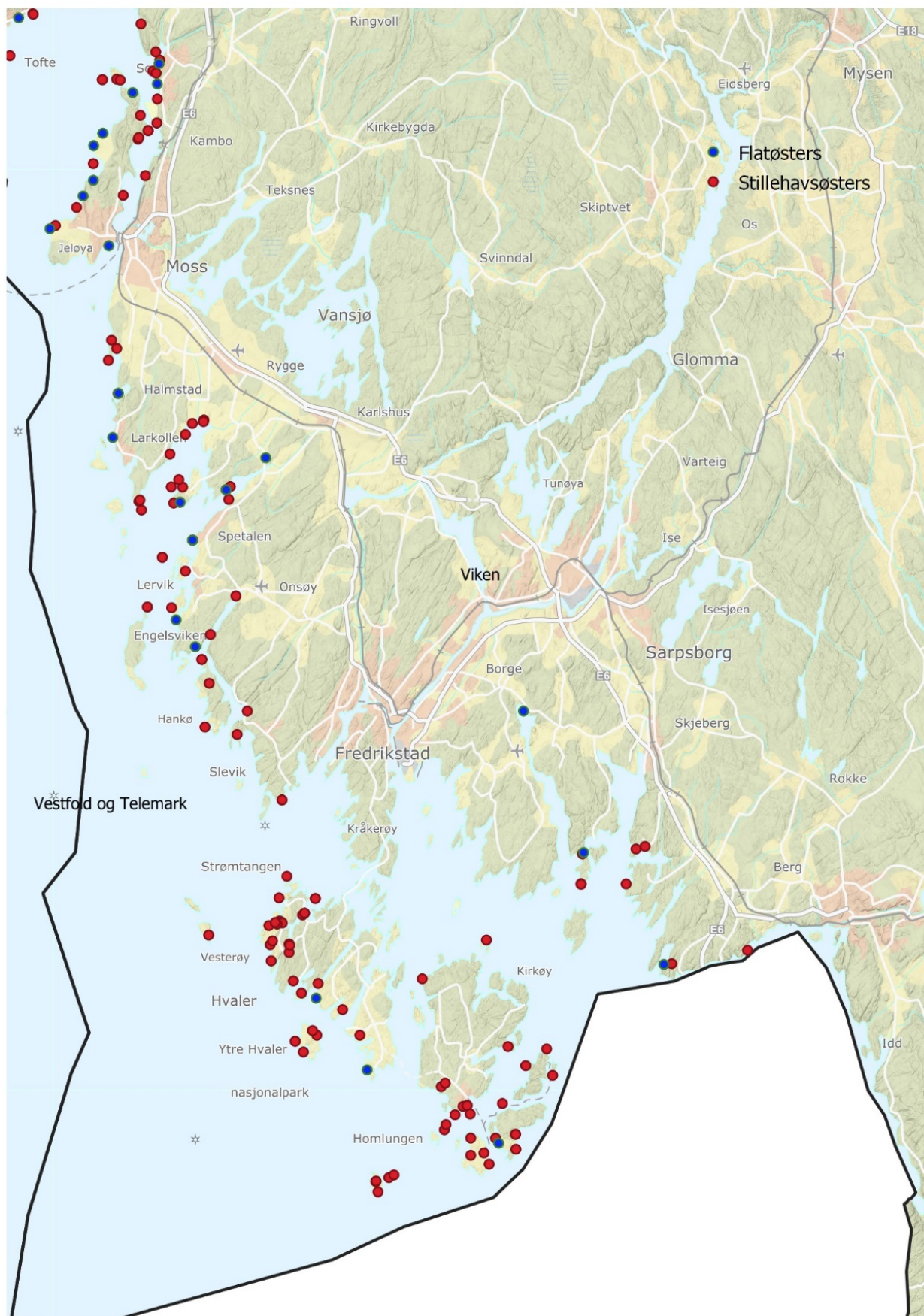
Figur 24a. Registrerte funn av stillehavsøsters og flatøsters i vestre del av Telemark og Vestfold pr januar 2020. Telemark. Kilde: HI / Artsdatabanken.



Figur 24b. Registrerte funn av stillehavsosters og flatøsters pr januar 2020 i østre deler av Vestfold og Telemark. Kilde: HI / Artsdatabanken.



Figur 25a. Registrerte funn av stillehavsøsters og flatøsters pr januar 2020, nordlige del av Viken og i Oslo. Kilde: HI / Artsdatabanken.



Figur 25b. Registrerte funn av stillehavsøsters og flatøsters pr januar, 2020, sørlige del av Viken. Kilde: HI / Artsdatabanken.

### 3.11 - Forekomst/biomassemodell

Ved feltarbeidet i 2017 ble det undersøkt til sammen 124 «stasjoner» (1 m<sup>2</sup> ruter) fordelt på fylkene Telemark og Vestfold og Viken (sør-østlig del). I 8 av disse rutene ble det funnet henholdsvis 4, 1, 9, 2, 1, 1, 4 og 5 stillehavsøsters. Med funn av stillehavsøsters i kun 8 av 124 undersøkte ruter var det vanskelig å gjennomføre noen meningsfull statistisk analyse av det innsamlede materialet basert på randomisert utvelgelse av lokaliteter. Selv uten en spesifikk statistisk analyse er det likevel mulig å trekke noen konklusjoner. Den forenklede modellen var ikke god nok til å fange opp alle habitatene for stillehavsøsters. Det foreliggende kartverket har ikke god nok oppløsning på dyp. En betydelig del av de undersøkte (og svært mange ikke-undersøkte valideringsruter) lå dypere enn stillehavsøsters foretrukne voksedyp. Modellen fanger ikke opp vegetasjon, som ser ut til å ha betydelig innflytelse på hvor og hvor stor tetthet stillehavsøsters kan etablere seg. Det store antallet «tomme» 1m kvadrater på stasjoner viser nokså tydelig at langt fra alle tilgjengelige habitater er kolonisert av stillehavsøsters i 2017. Det eksisterende materiale fra denne øvelsen vil inkluderes i nye initiativer i de nordiske land for å bygge en bedre og mer pålitelig modell (se Mortensen et al. 2019).

### 3.12 - Genetikk

De genetiske undersøkelsene inngår i et pågående EU/Interreg prosjektet som vil sammenlikne prøver fra Skandinavia og enkelte lokaliteter i Europa (Figur 26). Formålet er å avklare om populasjoner langs norskekysten er genetisk strukturert. En eventuell forekomst av genetisk struktur vil kunne belyse spredningsøkologi. Arbeidet inne dette prosjektet vil fortsette innsamlingen av stillehavsøsters, med fokus på Vestland og Rogaland fylke i 2020.



Figur 26. Lokalteter for genetisk analyse av stillehavsosters. Fra Per Erik Jorde, Havforskningsinstituttet, Ms. in prep.

Analysen med ddRAD (Double Digested Restriction (enzyme) Associated DNA sequencing) av stillehavsosters hadde forholdsvis betydelig tap av genmateriale. Prøvematerialet og analyseresultatene er fortsatt til bearbeiding. Foreløpige resultat når en sammenliknet 455 SNP (Single Nucleotide Polymorphisms), viser kun små forskjeller mellom individene i de undersøkte prøvene som var tatt i fylkene fra Sverige grensa til Karmøy. Disse prøvene var også like en prøve som var tatt i Kattegat på Svenskysten. De norske og den svenske prøven var derimot forskjellig fra prøvene fra Nederland og Frankrike. Dataene indikere at spredningen av stillehavsosters fra ulike regioner i stor grad er dominert av larvespredning basert på det materiale som foreligger.

Den manglende genetiske struktureringen av populasjoner av stillehavsosters i Norge er i samsvar med funn fra andre studier (Auriac, et al., 2017; Meistertzheim et al., 2013). Dette kan skyldes flere faktorer: 1) Det har vært betydelig geografisk utveksling av stamdyr og yngel i europeisk østersproduksjon 2: Stillehavsosters har høy fekunditet (hvert enkeltindivid kan produsere et stort antall avkom), 3) Stillehavsosters har en forholdsvis lang

larvefase, og vi kan forvente at larver i pelagisk fase har gode spredningsmuligheter langs kysten.

## 4 - Oppsummering og konklusjon

Havforskningsinstituttet har i denne rapporten foretatt en kartlegging av et større geografisk område i perioden 2017-2019. Disse dataene er satt sammen med observasjoner fra publikum (som er verifisert for art) i Artsdatabanken og andre eksisterende rapporter. Det samlede, og fylkesvise forekomstene er vist i figurene 22-25. Lokalitetene er søkbare på <https://artskart.artsdatabanken.no/>. Alle observasjoner inne dette prosjektet rapporteres inn til Artsdatabanken.

Resultatene av undersøkelsene (tettheten av populasjoner, kartlegging) og den lave genetiske variasjonen tyder begge på at stillehavstøsters har etablert seg i Norge med en «kolonisering front» som har beveget seg fra Svenskekysten og Danmark til Ytre Oslofjord, og som så har spredd seg vestover langs skagerrakkysten. Selv om det er funnet stillehavstøsters så langt nord som til Møre, er «koloniseringsfronten» (Områdene med mange nye funn av Stillehavstøsters for øyeblikket (2020) Vestland fylke.

Resultatene fra feltarbeidet demonstrerer at det er forskjeller med hensyn på mengde (Figur 19), størrelse-/alderssammensetning og gytesuksess langs kysten. Områdene fra Svenskegrensen til Agder har forekomst, tetthets- og størrelsesfordeling som tyder på at området har vært kolonisert forholdsvis lenge. Basert på resultatene fra størrelsesfordeling og de genetiske analysene ser det ut som dette området både får forholdsvis jevnlig tilførsel av larver med kyststrømmen, og at lokale områder periodevis har hatt vellykket gyting. Stillehavstøsters har nå sitt kjerneområde på strekningen Svenskegrensen – Agder og at arten er godt etablert i dette området. Innenfor for dette relativt store området vil det være mindre geografiske områder der arten ikke har etablert seg enda. En utryddelse av Stillehavstøsters i dette området anses nå som tilnærmet umulig. Tiltak som settes inn i dette kjerneområdet for stillehavstøsters vil kun kunne ha effekt innen mindre geografiske områder der visse habitater (Naustvoll et al. In prep) eller prioriterte områder (se Dahl & Naustvoll 2018). Med de tiltak man har tilgjengelig i dag er det tidkrevende og vil måtte gjennomføre årlig eller som rullerende aktivitet med 3-4 års mellomrom. Man kan innen dette området vurdere en mer offensiv strategi for å bygge opp en kommersiell aktivitet, som vil kunne øke uttaket og dermed medvirke til å redusere bestanden inne mindre områder (Mortensen et al. 2019).

Bortsett fra stasjoner med innslag av fjorårsyngel har det vist seg vanskelig å spore tydelige årsklasser ved hjelp av størrelse. Resultatene fra feltundersøkelsene kan tyde på at individer prioriterer vekst i utstrekning i noen perioder, avløst av perioder med vekst av skalltykkelse. Dette kan være en mulig forklaring på lite avgrensede størrelsesgrupper av skjell. Gjennom kontrollert forsøk er det mulig å avdekke denne type vekstsvingninger, men dette er tidkrevende arbeid. Dersom man får mer pålitelige data omkring sammenhengen mellom størrelse og alder vil dette kunne gi viktig informasjon omkring årsklasser og styrken av ulike årsklasser innen et område.

Innen det undersøkte området er det stor variasjon i tetthet av stillehavstøsters. Det er samtidig en gradient i tetthet fra Rogaland med overvekt av lokaliteter med «få» eller «mange» skjell til de artens kjerneområde (Østlige Agder til svenskegrense) der tettheten generelt er høyere. I fylkene Viken, Vestfold og Telemark og i Agder (østlige delen) forekomme det såkalt «rev» med tettheter typisk over  $> 50$  individer  $m^{-2}$ . Rev dannes vanligvis på bløtbunn, i områder med særlig gunstige forhold med hensyn på temperatur, strømhastighet, bunnsstrat og næringstilgang. I Oslo ble det ikke funnet revdannelse, men enkelte lokaliteter har tettheter som sannsynligvis vil danne rev i løpet av noen år hvis ikke det inntreffer uvanlig dødelighet.

Området vestlige deler av Agder og Rogaland har forholdsvis høyt antall habitater som ikke har skjell, hvor særlig vestlige deler av Agder og Jærkysten skiller seg ut. Det er uklart hvorfor habitatene i vestlige Agder ikke



er kolonisert, mens det er sannsynlig at store deler av Jærkysten har for høy energi (for mye bølger og strøm). Det finnes lokale forekomster i ytre Oslofjord som er forholdsvis langt fra fastlandet, men hvor den lokale topografien gjør likevel disse habitatene mer beskyttet enn f.eks. Jæren. Basert på informasjon fra eksisterende kartleggingsprosjekter foretrekker stillehavsøster beskyttede og moderat beskyttede områder (bølgeeksponering). Det er samtidig tydelig at strømrrike sund er områder arten trives godt i. Tidligere var arten hovedsakelig knyttet til områder definert som «bløtbunnsområder», med innslag av mindre stein og andre skjellarter. Tilstedeværelse av makroalger ser også ut til å ha stor betydning for tilstedeværelse og tetthet av stillehavsøsters. Lokalteter med tette tangsamfunn i de øvre meterne ser ut til å forhindre etablering av stillehavsøsters. Det er også relativt få observasjoner av tett bestander av stillehavsøsters i områder med tette ålegressenger. I Telemark og Vestfold er det flere lokaliteter der man finner stillehavsøsters i et mindre belte mellom tangsamfunn i overflaten og ålegressenger noe dypere, med kun spredte observasjoner av stillehavsøsters i ålegress områder. I de senere årene er det derimot en økning i antall observasjoner av «limpet» former, eller hardbunnsformer. Forholdet mellom bløtbunns- og hardbunnsformer ( Figur 19 ) viser stor spredning inne det kartlagte området. Det er registrert minst spredning fra Agder til Viken, der det er en overvekt av bløtbunnsformer. Undersøkelsen i Oslo og i indre del av Viken viste at dette området hadde en forholdsvis høy andel med hardbunnsformer. Det er uvisst hva som styrer denne preferanse for habitat. Undersøkelser i 2018 og senere tyder på at fordelingen mellom hardbunnsform og bløtbunnsform jevnes ut over tid og vil over tid bli forholdsvis lik i hele artens utbredelsesområde. Den økende andel av hardbunnsformer observert viser tydelig artens fleksibilitet i habitatvalg og vil gi arten mulighet til å kolonisere andre habitater enn de man tidligere anså som egnede stillehavsøsters habitat. Dette vil ha betydning for videre utvikling av modeller for spredning og bestand. Dersom kommersiell høsting av Stillehavsøsters økes, kan en forvente at forholdet mellom hardbunnsformen og bløtbunnsformen endres i retning av førstnevnte. Limpet formen er ikke attraktive å høste, og vil dessuten være vanskeligere å desimere ved ryddeaksjoner. Kjønnsmodne hardbunnsformer vil representere et «reservoar» av stamdyr som vil bidra til spredning til et større område med havstrømmene, også bidra til å forsyne lokale forekomster med nye individer.

Data fra 2018 viste betydelig dødelighet i Ytre og indre Oslofjord. Dette er områder som både kan ha høye sommertemperaturer i overflaten, som gir økt mottakelighet for sykdommer, bl.a. herpesvirus (Mortensen et al. 2016), og lave vintertemperaturer, og sjøis. De lave vintertemperaturene kan gi økt dødelighet fra frost, eller fra isskuring. I forbindelse med kartleggingen i 2018 ble det observert høy dødelighet i Viken og Oslo, da spesielt hos limpet former samt «Bløtbunnsformer» i de øvre 30 cm. Stillehavsøster som vokser i dette dybdeintervallet er sårbare både for lave vinter temperaturer og isskuring, men også høye sommertemperaturer kombinert med lavvann. Stillehavsøsters om vokste dypere enn 30cm var i mindre grad påvirket av den høye sommertemperaturen og hadde dermed mindre dødelighet i 2018. Det må derfor forventes at enkelte habitat, da nært overflaten, vil vise store svingninger i tetthet og dødelighet. Samtidig viser materialet fra perioden 2017-2019 noen interessante geografiske forskjeller m.h.p. forholdet mellom døde- og levende skjell (Figur 20). Den gjennomsnittlige andelen døde skjell følger en Øst-Vestgradient, med økende gjennomsnittsverdi (og større variasjon mellom stasjonene) mot Vest-Agder og Rogaland. Dette kan tyde på at stillehavsøsters har møtt miljømessige utfordringer som har ført til dødelighet når «koloniserings-fronten» har bredt seg vestover. Hvorvidt dette er permanente utfordringer som gi større grad av flekkvis fordeling vil avklares gjennom kartlegging i disse områdene.

Selv om det ser ut til å være forskjeller mellom stillehavsøsters og flatøsters med hensyn på «foretrukket» voksedyp, ser vi i enkelte områder betydelig overlapp (Figur 22-25). Innen det undersøkte området er det registrert noen få rev hvor både stillehavsøsters, blåskjell og flatøsters sameksistere. Ved optimale forhold vil stillehavsøstersen ha et fortrinn på grunn av høy veksthastighet og høye filtreringsrate i en konkurranse med

flatøsters. Artens fleksibilitet i valg av habitat gir den også et fortrinn i konkurransen. I områdene med direkte habitatoverlapp ser det ut som stillehavsøsters konkurrerer ut blåskjell i noen grad og flatøsters i betydelig grad. Det er likevel områder hvor stillehavsøsters har vært etablert lenge, hvor flatøsters fremdeles har livskraftige bestander både i Vestfold og Telemark og Agder. Det typiske bildet i disse områdene er at flatøsters er i stand til å vokse dypere enn stillehavsøsters. I og med at flatøsters og stillehavsøster vokser innenfor forholdsvis like områder og der begge artene høstes av publikum og kommersielle aktører er det viktig at de to artene ses i sammenheng. Havforskningsinstituttet er av den oppfatning at det er viktig at man utvikler en felles forvaltningsplan for begge artene, for å sikre en god forvaltning av en art som man ønsker å bevare (flatøsters) og samtidig kan ha gode tiltak for å begrense utbredelsen av fremmed art (stillehavsøsters).

Det viste seg mer krevende enn forutsett å validere den enkle foreslåtte biomassemodellen.

Dybdeoppløsningen i de tilgjengelige kartene var for dårlig, men den arealmessige fordelingen var også en utfordring. Selv om forekomsten av stillehavsøsters kan være stor i avgrensede områder, er den gjennomsnittlige tettheten fremdeles forholdsvis lav. Det betyr at en må analysere et svært høyt antall tilfeldige plasserte  $1 \text{ m}^2$  ruter for å finne statistisk grunnlag for modellering. Det ble ikke mulig å undersøke tilstrekkelig antall  $1 \text{ m}^2$  ruter innenfor rammen av dette prosjektet. Det var også tydelig at dyp + energi ikke er faktorer som er tilstrekkelig for å predikere egnede habitater for stillehavsøsters. Vegetasjon ser også ut til å ha betydning og bør med i en fremtidig modell. Det er likevel mulig å konstatere at de fleste av de koloniserte habitatene ikke er fylt opp, og at det fremdeles finnes mange (sannsynligvis) velegnede habitater (også innen de undersøkte fylkene) som fremdeles ikke er kolonisert. Enkle, passive spredningsmodeller basert på havstrøm modeller, finnes allerede utviklet og benyttes i dag. Utfordringen med disse modellene er at de har liten eller ingen biologisk parametre og vil dermed ikke kunne fange opp etableringen. Modellen gir derimot et innblikk i potensiell passiv spredning av pelagiske larvestadium til nye områder. Gode bestandsmodelleringer har fortsatt en del utfordringer (se over) og arbeidet med biologisk og økologisk parametersetting krever mer grunnforskning blant annet knyttet til habitatvalg og biologi. En annen tilnærming er bruk av nisjemodellering (habitatmodellering), som kan gi viktig informasjon omkring habitat og stillehavsøsters (Mortensen et al. 2019). Arbeidet med videreutvikling, og da spesielt parametersetting, av modellverktøy videreføres innen det Nordiske nettverket.

De genetiske analysene viste at det var svært liten genetisk struktur (ingen lokale populasjoner var genetisk forskjellig fra andre populasjoner) av stillehavsøsters langs kysten fra Svenskegrensa til Karmøy. Dette er i samsvar med funn presentert i Auriac et al. (2016), som undersøkte lokale populasjoner med en annen genetisk analysemetode. Det ble i likhet med Auriac et al. (op cit) funnet genetisk likhet med individer fra den svenske Vestkysten, og at de norske og svenske populasjonene var forskjellige fra bestander i Nederland og Frankrike. Både mengde- størrelsesfordeling, og plassering av lokaliteter og genetisk sammensetning tyder på at Stillehavsøsters har spredd seg (og fremdeles sprer seg) hovedsakelig ved larver som fraktes med havstrømmene. Arbeidet med innhentning av et større materiale for genetiske studier bør videreføres og det vil være viktig med innhenting av et mer omfattende materiale fra områder som er «nylig kolonisert» av stillehavsøsters. Genetiske studier bør fokusere på Rogaland og Vestland, for å avdekke den genetiske strukturen i dette området sammenlignet med Skagerrak regionen.

Stillehavsøsters er mest sannsynlig kommet for å bli i norske farvann. Innen artens nåværende kjerneområde vil det ikke være mulig å utrydde arten. Det anbefales at det utvikles en helhetlig forvaltningsplan for både flatøsters og stillehavsøster i norske farvann. Planen bør inkludere muligheten for at man utnytter stillehavsøsters som en ressurs som et tiltak for å holde bestanden nede, samtidig som vi ivaretar flatøstersbestanden. Det er avdekket ulike forvaltningsmessige utfordringer knyttet kommersiell aktivitet av stillehavsøsters som bør avklares (Mortensen et al. 2019) og som vil være en viktig del av en fremtid helhetlig

forvaltningsplan for Østers.

## 5 - Litterateur

Andrews, K.R., Good, J.M., Miller, M.R., Luikart, G. and Hohenlohe, P.A., 2016. Harnessing the power of RADseq for ecological and evolutionary genomic *Nature Rev. Genet.* 17:81-92

Auriac, M.B.A., Rinde, E., Norling, P., Lapègue, S., Staalstrøm, A., Hjermand, D.Ø. and Thaulow, J., 2017. Rapid expansion of the invasive oyster *Crassostrea gigas* at its northern distribution limit in Europe: Naturally dispersed or introduced? PLoS ONE 12(5): e0177481. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0177481>

Birkeland MJ, Møhlenberg F, Arenas JA, Brinchmann K (2018). Risk Modelling - Dispersion Potential and Propagation of Pacific Oyster. Hydrodynamic and dispersion modeling of propagation and dispersion potential of Pacific oyster along the coast from Rogaland in the South to Møre & Romsdal in the North. Norwegian Environment Agency Report.

Bodvin T & Jelmert A. 2016.

Bodvin T, Jelmert A, & Mortensen S. 2014. Registrering av veskt og fortetning av stillehavssøsters på seks utvalgte lokaliteter. Årsrapport 2014. Rapport fra Havforskningsinstituttet.

Bodvin T, Moy F, Jelmert A, & Mortensen S. 2013. Registrering av veskt og fortetning av stillehavssøsters på fem utvalgte lokaliteter. Årsrapport 2013. Rapport fra Havforskningsinstituttet nr 34. 23 sider.

Dahl E, & Naustvoll LJ. 2018. Utredning av prioriterte områder for tiltak mot stillehavssøsters i Vestfold. Rapport fra Havforskningsinstituttet 22-2018.

Dolmer, P, Holm, M.W., Strand, Å., Lindegarth, S., Bodvin, T., Norling, P. og Mortensen, S. (2014). The invasive Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, in Scandinavian coastal waters: a risk assessment on the impact in different habitats and climate conditions, *Fisken og havet* nr 2, 2014, 67 s.

Lindegarth M, Holthuis TD, Thorngren L, Bergström P, Lindegarth S (2014). Østers (*Ostrea edulis*) i Kosterhavets nationalpark: kvantitative skatninger og modellering av forekomst og totalt antall.

Meistertzheim, A.-L., Arnaud-Haond, S., Boudry, P. and Thébault, M.-T. 2013. Genetic structure of wild European Populations of the invasive Pacific oyster *Crassostrea gigas* due to aquaculture practices.

Mortensen S, Strand Å, Dolmer P, Laugen A & Naustvoll LJ. 20019. Høsting av Stillehavssøsters. TemaNord 2019:552.

Mortensen S, Bodvin T, Strand Å, Holm MW, Dolmer P (2017). Effects of a bio-invasion of the Pacific oyster, *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) in five shallow water habitats in Scandinavia. *Managing Biological Invasions* 8: 543-552.

Mortensen S, Strand Å, Bodvin T, Alfjorden A, Skår CK, Jelmert A, Aspán A, Sælemyr L, Naustvoll LJ, Albretsen J (2016). Summer mortalities and detection of ostreid herpesvirus microvariant in Pacific oyster *Crassostrea gigas* in Sweden and Norway. *Diseases of Aquatic Organisms* 117:171–176.

Naustvoll LJ, Jelmert A, Heiberg S. In press. Stillehavssøsters- effekt av ryddeaksjoner. Rapport fra Havforskningsinstituttet.

[Nielsen P, Geitner K, Jakobsen J, Köppl CJ, Petersen JK 2019. Fagligt grundlag for forvaltningsplan for udvikling af bæredygtige fiskerier af muslinger og østers i Vadehavet.](#) Institut for Akvatiske Ressourcer,

Danmarks Tekniske Universitet. 33 p. (DTU Aqua-rapport; No. 334-2018).

Norling P, & Rinde E. 2011. Kartlegging av stillehavsosters i Oslo og Akershus fylke. Fylkesmannen i Oslo og Akershus. Rapport nr 7/2011. 10s.

Strand Å, Blanda E, Bodvin T, Davids JK, Jensen LF, Holm-Hansen TH, Jelmert A, Lindegarth S, Mortensen S, Moy FE, Nielsen P, Norling P, Nyberg C, Christensen HT, Vismann B, Holm MW, Hansen BW, Dolmer P (2012). Impact of an icy winter on the Pacific oyster ( *Crassostrea gigas* Thunberg, 1793) populations in Scandinavia. *Aquatic Invasions* 7:433–440

Strand Å & Lindegarth S. 2014. Japanske ostron I svenska vatten. Rapport fran vattebrukscentrum Vast. 62 s.

Tangen JE (2017). Overvåking og kartlegging av Stillehavsosters i kommunene Kragerø, Bamble og Porsgrunn, Telemark 2017. Fylkesmannen i Telemark.

Tangen JE (2018). Overvåking og kartlegging av Stillehavsosters i kommunene Kragerø, Bamble og Porsgrunn, Prosjektrapport Telemark 2018. Fylkesmannen i Telemark.

Wrangle A-L, Valero J, Harkestad LS, Strand Ø, Lindegarth S, Christensen HT, Dolmer P, Kristensen PS, Mortensen S (2009). Massive settlements of the Pacific oyster, *Crassostrea gigas* , in Scandinavia. *Biological Invasions* 12:1145–1152



## HAVFORSKNINGSINSTITUTTET

Postboks 1870 Nordnes

5817 Bergen

Tlf: 55 23 85 00

E-post: [post@hi.no](mailto:post@hi.no)

[www.hi.no](http://www.hi.no)