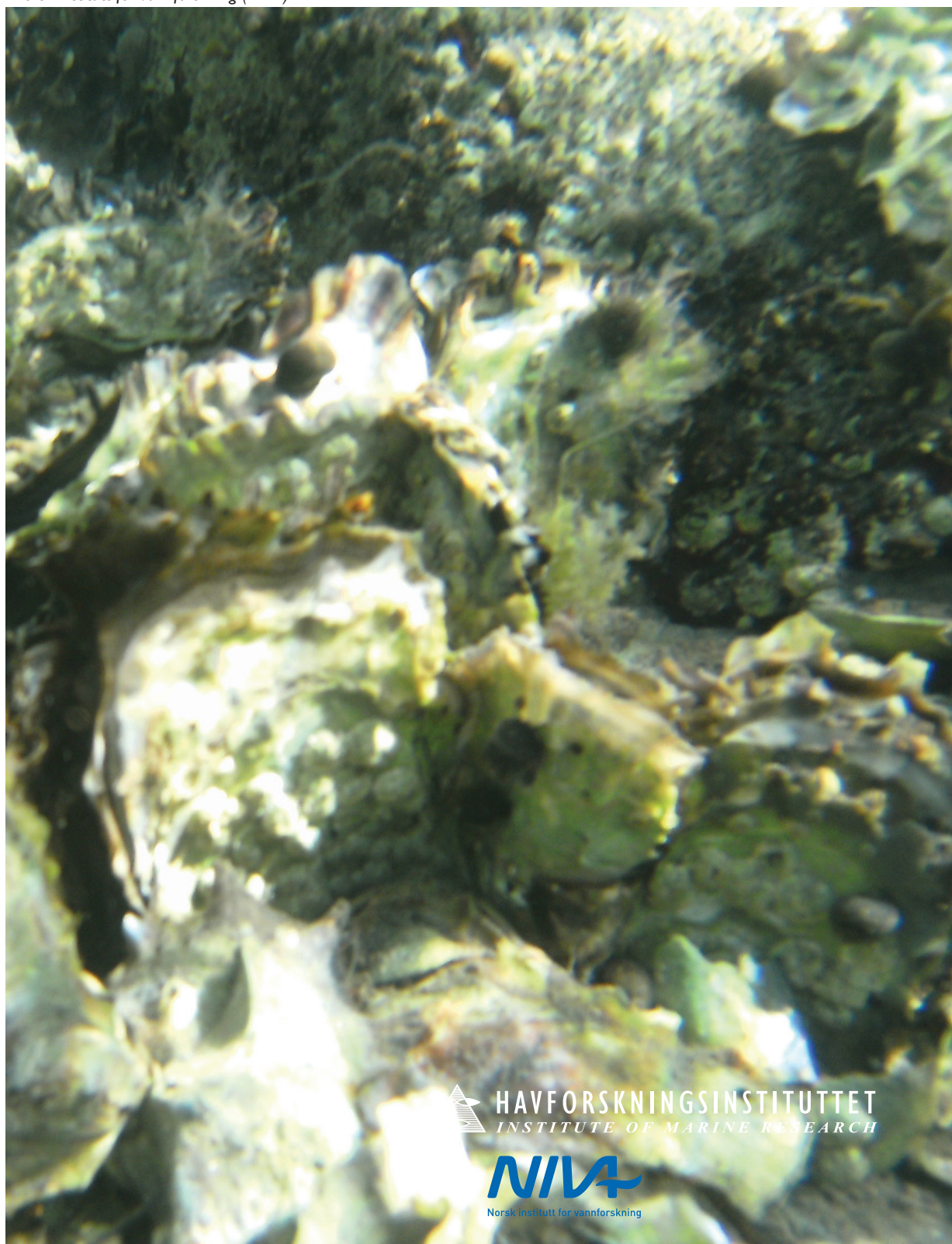


FAGGRUNNLAG STILLEHAVSØSTERS (*Crassostrea gigas*)

Torjan Bodvin¹, Eli Rinde² og Stein Mortensen¹

¹Havforskningsinstituttet (HI)

²Norsk institutt for vannforskning (NIVA)



Faggrunnlag stillehavsøsters (*Crassostrea gigas*)

Torjan Bodvin¹, Eli Rinde² og Stein Mortensen¹

¹Havforskningsinstituttet (HI)

²Norsk institutt for vannforskning (NIVA)



PROSJEKTRAPPORT



Nordnesgaten 50, Postboks 1870 Nordnes, 5817 BERGEN
Tlf. 55 23 85 00, Fax 55 23 85 31, www.imr.no

| | | | |
|------------------|-------------------|------------------|------------------|
| Tromsø | Flødevigen | Austevoll | Matre |
| 9294 TROMSØ | 4817 HIS | 5392 STOREBØ | 5984 MATREDAL |
| Tlf. 55 23 85 00 | Tlf. 37 05 90 00 | Tlf. 55 23 85 00 | Tlf. 55 23 85 00 |

| | |
|---|----------------------------|
| Rapport: Faggrunnlag stillehavsøsters (<i>Crassostrea gigas</i>) | Nr. - År 32-2014 |
| Tittel (norsk/engelsk): Faggrunnlag stillehavsøsters (<i>Crassostrea gigas</i>) Basic knowledge about pacific oyster (<i>Crassostrea gigas</i>). | |
| Forfatter(e): T. Bodvin ¹ , E. Rinde ² , S. Mortensen ¹ ¹ Havforskningsinstituttet, ² Norsk institutt for vannforskning | |

| |
|--|
| Distribusjon: Åpen |
| HI-prosjektnr.: 13795-02 |
| Oppdragsgiver(e): Miljødirektoratet |
| Oppdragsgivers referanse: 2013/1917 Kontrakt nr. 13040066 |
| Dato: 16.12.14 |
| Program: Kystøkosystemer |
| Forskningsgruppe: 427: Bentiske ressurser og prosesser |
| Antall sider totalt: 33 |

Sammendrag (norsk):

Rapporten gir kunnskapsstatus for utbredelse, bestandsutvikling, introduksjonspress og effekter av den invasive arten stillehavsøsters i Norge, og kommer med forslag til mulige bekjempingstiltak. HI og NIVA anbefaler at kartlegging og overvåking utgjør basisen for planlegging og prioritering av bekjempelsestiltakene. Det foreslås å benytte GIS-modellering til å identifisere sårbare områder og områder med høy økologisk funksjon, som har stor sannsynlighet for å bli invadert. Prioritering av områder for kartlegging og overvåking bør baseres på resultatene av slik modellering. Kartlegging av invasjonsveier samt sprednings-”ruter” ved bruk av genetiske metoder vil gjøre kunnskapsgrunnlaget for å vurdere den fremtidige bestandsutviklingen vesentlig bedre. I 2014 ble det i forbindelse med observert massedød av stillehavsøsters påvist østers herpesvirus (OsHV-1). Den observerte dødeligheten var artsspesifikk. Fjerning av stillehavsøsters vil kunne bli en enorm oppgave med svært høye kostnader på grunn av artens spredningspotensial. Hovedmålet bør være å hindre etablering av tette bestander i områder som har viktig økologisk funksjon eller er viktige med hensyn til friluftsliv. Der lokalbefolkning plukker skjell over en lengre periode, synes slike tiltak å kunne være effektive og gi varige effekter. Dersom arten etablerer høstbare bestander, er et alternativt forvaltningstiltak å tilrettelegge for kommersiell utnyttning av ressursen. Et slikt tiltak vil kreve et tett samarbeid mellom miljø og fiskeriforvaltning samt en god koordinering av aktuelle næringsutøvere.

Summary (English):

Mapping and surveillance of the invasive species pacific oyster are important elements to be able to choose the right management decisions. Collecting of pacific oysters along the coast will be very expensive and can based on our judgment, only be done in selected localities. If stock development increases, an alternative is commercial harvesting. But this will demand a close cooperation between environmental and fishery government, commercial companies and the population along the Norwegian coast.

Emneord (norsk):

1. Stillehavsøsters
2. Invasive arter
3. Forvaltning

Subject heading (English):

1. Pacific oyster
2. Invasive species
3. Management

Prosjektleder
Torjan Bodvin

Programleder
Jan Atle Knutsen

Forord

Miljødirektoratet har gitt Havforskningsinstituttet (HI) i samarbeid med Norsk institutt for vannforskning (NIVA) i oppdrag å utarbeide et faggrunnlag for en mulig handlingsplan mot stillehavsøsters. Faggrunnlaget inneholder oppdatert kunnskap om status for arten i Norge og faginstuttenes forslag til tiltak for bekjempelse. Seniorrådgiver Maria Pettersvik Arvnes, seniorrådgiver Ingrid Handå Bysveen og seksjonsleder Marit Ruge Bjærke har vært prosjektets kontaktpersoner fra Miljødirektoratet. Seniorrådgiver Anne Marie Abotnes har vært kontaktperson i Fiskeridirektoratet.

Innholdsliste

| | |
|--|----|
| Forord | 3 |
| 1 Bakgrunn | 6 |
| 2 Artens økologi, utbredelse, bestandsutvikling og introduksjonspress | 6 |
| 2.1. Artens biologi og spredningsevne | 6 |
| 2.2. Utbredelse og bestandsutvikling i Europa..... | 8 |
| 2.3. Utbredelse og bestandsutvikling i Norge i perioden 2003-2014 | 9 |
| 2.3.1. Kartlegging og overvåking | 10 |
| 2.3.2. GIS-modellering for kartlegging av høyrisikoområder | 11 |
| 2.4. Introduksjonspress..... | 12 |
| 2.4.1. Nederland og Tyskland..... | 13 |
| 2.4.2. Sverige og Danmark..... | 13 |
| 2.4.3. Norge | 14 |
| 2.5. Framtidsutsikter knyttet til et varmere klima | 16 |
| 2.5.1. Økt risiko for spredning på grunn av varmere klima i framtiden? | 16 |
| 3 Effekter av stillehavsøsters | 18 |
| 3.1. Økologiske effekter | 18 |
| 3.1.1. Effekter av revdannelse | 18 |
| 3.1.2. Konkurransen med flatøsters | 19 |
| 3.1.3. Effekt på biodiversitet (ved lavere tettheter) | 19 |
| 3.2. Sykdomsoverføring | 20 |
| 3.2.1. Østers herpesvirus (OsHV-1) | 21 |
| 3.2.2. Andre mulige sykdommer hos stillehavsøsters | 21 |
| 3.3. Effekter på friluftsliv | 21 |

| | |
|---|----|
| 4. Mulige tiltak for bekjempelse av arten | 22 |
| 4.1. Fjerning av stillehavsøsters i offentlig regi | 22 |
| 4.2. Fjerning av skjell i regi av lokalmiljøet..... | 22 |
| 4.3. Tilrettelegging for kommersiell utnytting | 23 |
| 5. Behov for kartlegging | 23 |
| 5.1. Prioritering av områder for overvåking og tiltak..... | 23 |
| 6 Overvåking og forskning | 24 |
| 6.1. Terskelverdier for iverksetting av tiltak | 24 |
| 6.2. Hvor kommer de norske stillehavsøstersene fra? | 24 |
| 6.3. Reproduksjon og gyting | 25 |
| 6.4. Helsestatus i utvalgte bestander..... | 25 |
| 7. Kostnadsestimater for foreslåtte tiltak | 26 |
| 7.1 Kartlegging av utbredelse..... | 26 |
| 7.2 Overvåking av utvalgte lokaliteter | 26 |
| 7.3 Plukking av skjell på utvalgte lokaliteter | 27 |
| 7.4 Genetikkanalyser for kildesporing/bestandsutvikling | 27 |
| 7.5 Kommersiell utnyttelse av ville bestander av stillehavsøsters | 28 |
| 7.6 Helsetilstand | 28 |
| 7.7. Samlet kostnadsoverslag foreslåtte tiltak | 29 |
| Referanser | 30 |

1. Bakgrunn

Faggrunnlaget er basert på oppdatert kunnskap om status for arten i Norge og gir forslag til tiltak for bekjempelse av arten. Sentrale elementer for faggrunnlaget er:

- Artens økologi
- Utbredelse
- Utvikling og introduksjonspress
- Effekter av stillehavsøsters
- Forslag til tiltak
- Behov for kartlegging
- Forslag til overvåking og forskning
- Kostnadsestimater for foreslåtte tiltak

Eksisterende, kvalitetssikrede observasjoner er levert Artsdatabanken.

2. Artens økologi, utbredelse, bestandsutvikling og introduksjonspress

2.1. Artens biologi og spredningsevne

Stillehavsøsters kan feste seg til nesten enhver form for hardt substrat som fjell, stein og skjell, og er ved norskekysten funnet fra normal vannstand og ned til ca. 4-5 m dyp under laveste lavvann. Primært finner man den på beskyttete lokaliteter. Ofte finnes de på sand-/mudderbunn, men da festet til en liten stein eller et blåskjell (både levende og tomme skall). Når den vokser på fjell, er ofte hele den nedre halvdelene ”murt” fast (”limpets”).

Stillehavsøsters kan overleve temperaturer fra -22 °C (Strand *et al.* 2011) til opp mot 40 °C (Nehring 2011). Stillehavsøsters er robust overfor tørke og kulde, og tåler å ligge tørrlagt i flere timer eksponert for sollys, og tåler også å fryse inn i is i perioder på flere uker om vinteren (Strand *et al.* 2012). Samtidig viser blant annet resultatene fra

Havforskningsinstituttets overvåkingsprosjekt og prosjektet «Alien Oyster» at mange østers dør i etterkant av en ekstremisituasjon som de strenge isvintrene i 2009/2010 og 2010/2011 (Bodvin *et al.* 2012, Strand *et al.* 2012). Dette kan ha sammenheng med at kulden kan gi skader på gjellevev eller lignende som så åpner for infeksjoner i etterkant av kuldehendelsen. Ved Hui (Vestfold) var imidlertid bestanden restituert i løpet av et par år (Bodvin *et al.* 2013).

Sommerdødelighet er et relativt utbredt fenomen i Europa (EFSA 2010) og forekommer i hovedsak i svekkede populasjoner etter gyting samtidig med høy vanntemperatur. Bakterier og virus er oftest påvist i dødelighetstilfellene. Særlig bakterien *Vibrio aesturianus* og østers herpesvirus (OsHv-1) regnes som medvirkende til dødeligheten. Disse mikrobene har vært vurdert som sekundære årsaker til dødeligheten, men en variant av herpesviruset (OsHV-1 μ var) er nå vist å være sykdomsfremkallende, og anses som en sannsynlig direkte utløsende sykdomsfaktor. I september 2014 ble det observert høy dødelighet av stillehavsøsters i området fra Strømstad til Sandefjord (Mortensen *et al.* 2014). Her er det dokumentert en

vanntemperatur på minimum 27 °C (0,5 m dyp) i perioden før dødeligheten ble observert. Analysene viste også tilstedeværelse av OsHV-1 μ var (Mortensen *et al.* 2014).

Det er dokumentert at stillehavsosters har et enormt reproduksjonspotensial under gunstige forhold (Wrange *et al.* 2009). Gytingen finner sted i juli-august og gyteproduktene slippes fritt i vannmassene (figur 1). Hvert individ kan produsere 50-200 millioner egg. De blir kjønnsmodne allerede som ettåringer, og de kan bli svært gamle, opp mot 30 år er dokumentert (Nehring 2011). Eggene må befruktes i løpet av 10-15 timer. Er forholdene optimale, kan dette gi et ekstremt nedslag av larver (figur 1). På denne måten kan et fåtall skjell som kanskje har kommet til et område ved ren tilfeldighet, raskt legge grunnlag for store populasjoner.

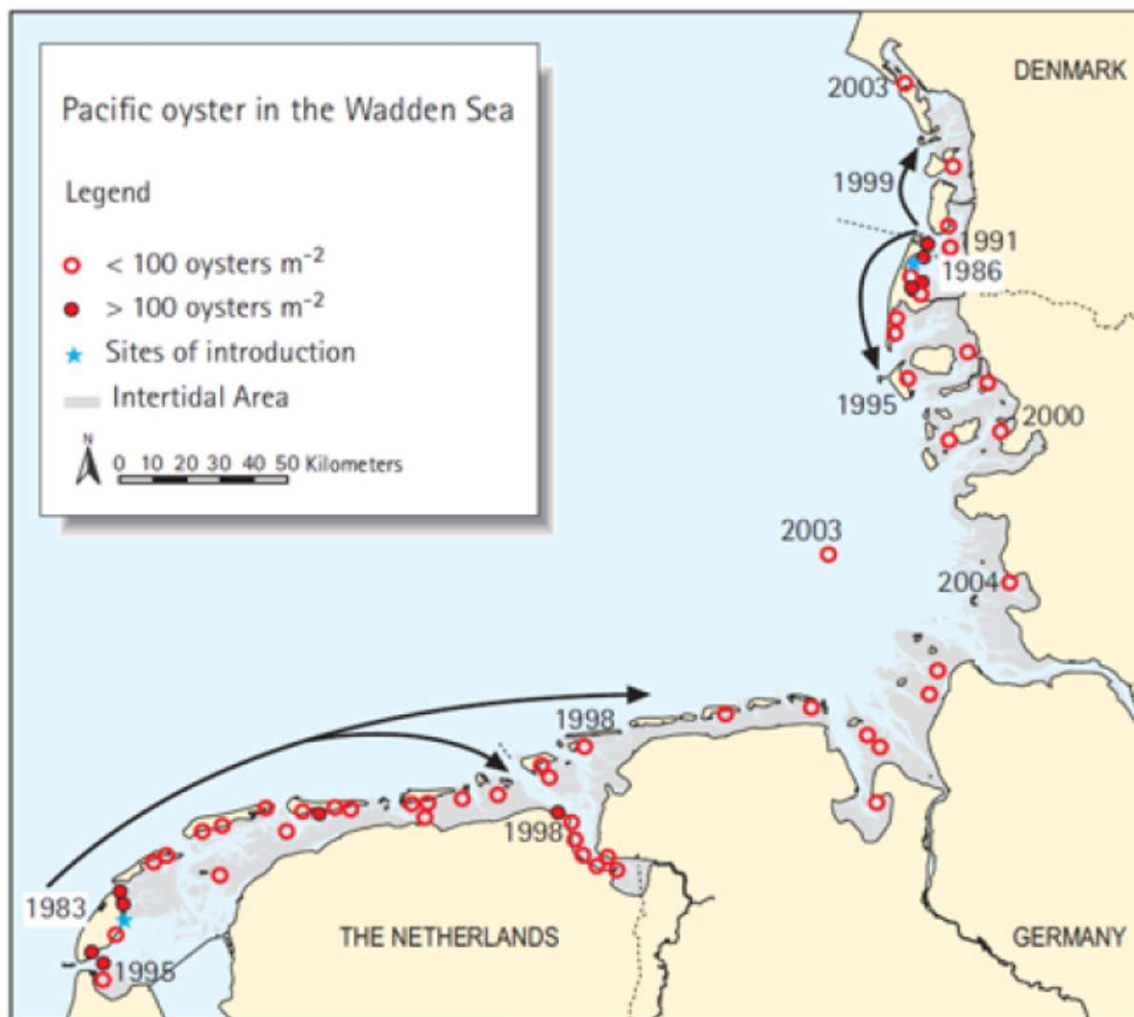


Figur 1: Gyting i slutten av juli. Yngelavsetning (hvitt belte) i slutten av september.

Stillehavsosters trenger 18-20 °C i 4-8 uker for å gyte (Nehring 2011). Imidlertid kan en økende daglengde, som særlig er aktuelt nordover langs kysten, redusere kravet til gytetemperatur (Fabioux *et al.* 2005). Da stillehavsosters gyter fritt ut i vannet, er de avhengig av en synkron gyting for at befruktning skal være vellykket. Tilstedeværelse av gyteprodukter i vannet (figur 1) stimulerer derfor andre skjell til å gyte. Med de høye temperaturene en kan finne på grunne, beskyttede lokaliteter med sand-/mudderbunn langs store deler av norskekysten, betyr dette at skjell som ligger på 10 cm dyp kan få perioder med optimal gytetemperatur. Gyting hos individer på grunt vann kan videre indukere gyting av individer på større dyp selv om disse ikke har optimal temperatur for gyting. Det langvarige planktoniske larvestadiet (3 uker) gjør at stillehavsosters har gode muligheter til å spre seg videre fra etablerte populasjoner. Stillehavsosters vokser ved temperaturer på 4-35 °C (Nehring 2011) og er dermed i stand til å leve langs det meste av kysten vår. En annen viktig egenskap er at arten er tvekjønnet og kan endre kjønn avhengig av miljøforholdene. Noen eksemplarer er også hermafroditter (Nehring 2011).

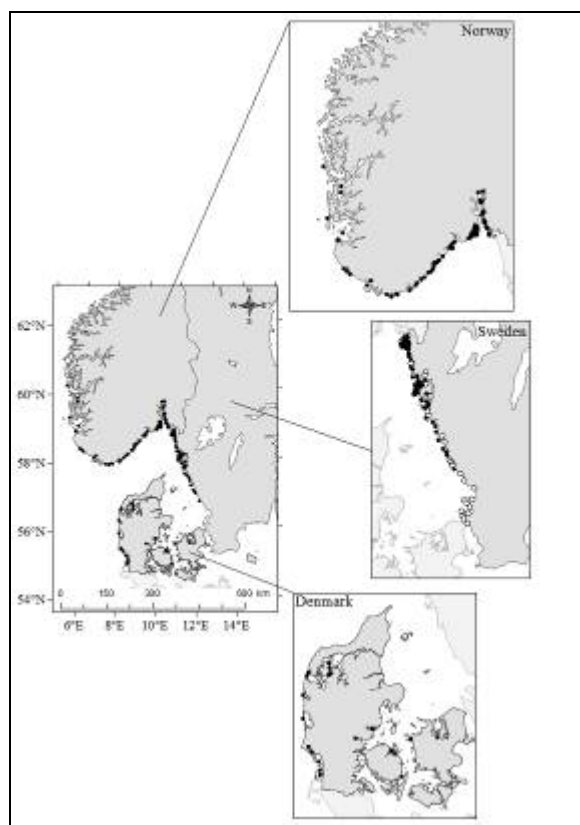
2.2. Utbredelse og bestandsutvikling i Europa

Frankrike, Belgia, Nederland, Tyskland og Danmark har siden 2003 hatt store bestander av stillehavsøsters (se figur 2, [Dolmer et al. 2014](#), [Kristensen & Pihl 2008](#)).



Figur 2: Spredning av *Crassostrea gigas* i Vadehavet. Blå stjerner indikerer oppdrettslokaliteter. Årstall indikerer første år med rekruttering og røde sirkler indikerer observasjoner av arten i 2003 (etter [Reise et al. 2005](#)).

I 2007 ble arten for første gang påvist i store bestander i Sverige ([Wrangé 2008](#)). Det ble da registrert tettheter på ca. 400 stk/m² som tilsvarer ca. halvparten så tette bestander som registrert i Vadehavet (>1000 stk/m²). De første store bestandene i Norge ble påvist ett år senere (2008) ved Hui (Tjøme kommune) i Vestfold. Arten er siden da funnet på flere steder langs hele Skagerrakkysten, i Rogaland og i Hordaland og ser dermed ut til å være godt etablert i Sør-Norge ([Bodvin et al. 2013](#), [Norling & Rinde 2011](#)). [Dolmer et al. \(2014\)](#) gir en oversikt over utbredelsen av stillehavsøsters i Skandinavia per 31.12.2013 (figur 3).

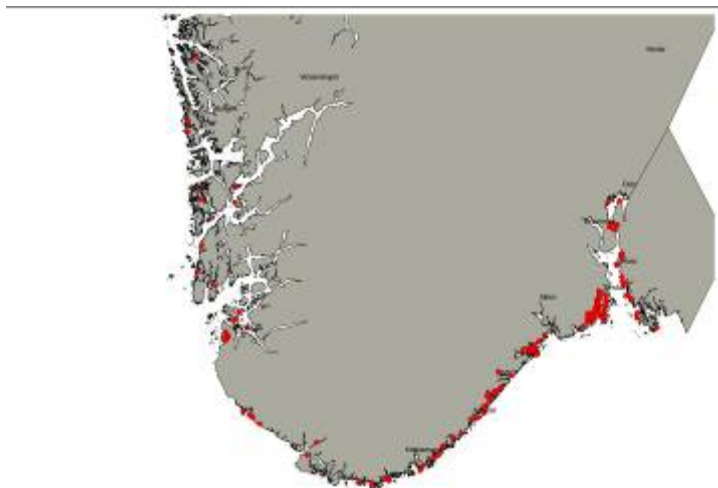


Figur 3: Utbredelse av *Crassostrea gigas* i Skandinavia. Kartet viser Sveriges lokaliteter med *G. gigas* (●) og overvåkede stasjoner uten *C. gigas* (○). Etter [Dolmer et al.\(2014\)](#).

Det er observert stillehavsøsters helt ned til 6 m dyp på den svenske vestkyst ([C. Nyberg, pers. med.](#)). Hovedutbredelsen av arten på overvåkede lokaliteter i Sverige er per i dag 0-1 m dyp.

2.3. Utbredelse og bestandsutvikling i Norge i perioden 2003-2014

Frem til 2007 var det offisielt kun registrert to funn av frittlevende stillehavsøsters i Norge, ett i Hordaland (Tysnes) og ett i Telemark (Kragerø). Begge funnene ble rapportert i 2005. Funnet i Hordaland var koblet til tidligere import av stillehavsøsters som matvare, hvor skjellene var gjenutsatt. I ettertid viser det seg at arten ble påvist så tidlig som 2003 i Vestfold. I 2008 ble det i forbindelse med gjennomføring av "Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold" påvist flere større bestander i Vestfold. I 2009 påviste man ytterligere bestander i Vestfold, Telemark og Aust-Agder og i 2010 også i Østfold, Buskerud og Akershus. Senere er det også registrert større bestander i Vest-Agder, Rogaland og Hordaland (figur 4). Det ble observert høy dødelighet i vintrene 2009/2010 og 2010/2011, men ikke den påfølgende vinteren. Enkelte bestander har hatt kraftig vekst på tross av de to vintrene med høy dødelighet ([Bodvin et al. 2014](#)). For ytterligere informasjon henvises det til Artsdatabanken (www.artsdatabanken.no).



Figur 4: Utbredelseskart for stillehavsosters per 01.11.2014. Kilde Havforskningsinstituttet.

2.3.1. Kartlegging og overvåking

På oppdrag fra Miljødirektoratet (tidligere Direktoratet for Naturforvaltning) har seks lokaliteter siden 2010 vært overvåket av Havforskningsinstituttet med hensyn til tetthet, vekst og rekruttering. Lokalitetene ble valgt ut på grunn av høye tettheter i 2009. Fire av lokalitetene ligger i ”kjerneområdet” for foreløpig utbredelse av stillehavsosters i Norge, dvs. Vestfold (Tjøme kommune) og to ligger i Aust-Agder (Arendal kommune), de to siste i området som en i 2009 oppfattet som ”invasjonsfronten”. Overvåkingen i 2014 viste at bestanden langs Skagerrakkysten på enkelte lokaliteter er i svært rask vekst med en økning i maksimal tetthet fra ca. 100 skjell/m² til ca. 300 skjell/m² på et år (Bodvin *et al.* 2014). Ved så høye tettheter synes også store deler av ny yngel å slå seg ned på større artsfrender. Registreringene indikerer en rask vekst med opptil 7-8 cm på ett år. Det er i løpet av sommeren 2014 påvist flere lokaliteter i Vestfold med tettheter > 100 skjell/m² (Bodvin *et al.* 2014). Arten er funnet på nærmere ti lokaliteter i Hordaland, hvorav kun én direkte kan knyttes til tidligere oppdrettsaktivitet.



Figur 5: Foto av stillehavsosters funnet ved Gangstøholmen i Fjell kommune, Hordaland (foto: Nils-Yrje Kirste).

Det er ikke gjennomført noen systematisk kartlegging av stillehavsøsters i Norge. Kunnskap om lokaliteter med stillehavsøsters er hovedsakelig basert på rapporterte funn fra lokale aktører, registreringer i forbindelse med kartlegging av flatøsters i ”Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold” (HI) og fra mindre, regionale kartleggingsprosjekter (i Indre Oslofjord utført av NIVA/HI (Norling & Jelmert 2010), og i Vestfold utført av HI). Foreløpig er det registrert over 200 sikre lokaliteter for stillehavsøsters i norske farvann ([www.artsdatabanken](http://www.artsdatabanken.no)). På disse lokalitetene er stillehavsøsters hovedsakelig observert på 0-1 m dyp med enkeltfunn ned til ca. 5 m dyp (P.F. Schmedling, pers. med.). Det er observert overlappende utbredelse mellom stillehavsøsters og flatøsters på enkelte lokaliteter.

Havforskningsinstituttet og NIVA mottar en rekke tips fra publikum og lokal forvaltning angående funn av stillehavsøsters. Disse verifiseres i hovedsak ved hjelp av foto og lokaliseres på kartskisser. HI og NIVAs funn av stillehavsøsterslokaliteter er sammenstilt i Artsdatabanken.

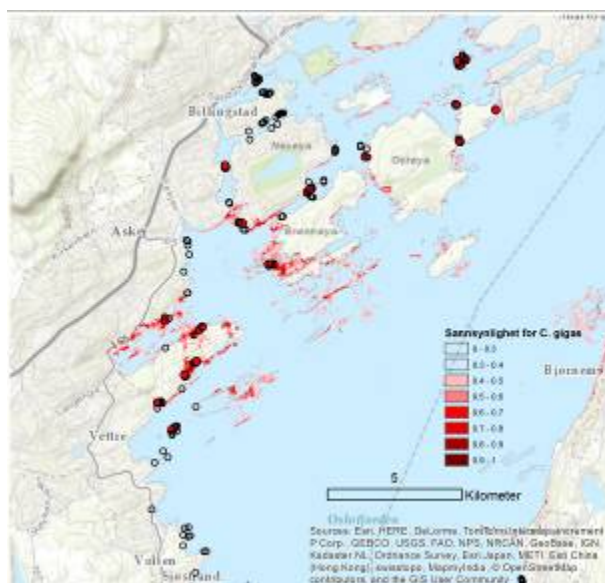
Overvåkingen av de seks lokalitetene viser at rekrutteringen av stillehavsøsters varierer sterkt over relativt korte avstander. Det finnes dessverre alt for lite kunnskap rundt lokale rekrutteringsmekanismer til å kunne forklare de store, lokale forskjellene som er observert.

Det er allerede etablert bestander av stillehavsøsters i Rogaland fylke. Selv om det synes å ha vært dårlig rekruttering i området de siste årene, er det tilstrekkelig antall individer til stede i for eksempel Hafrsfjord til at en under gode forhold kan få utviklet bestander på flere tusen individer i løpet av kun 1-2 år. Arten har dermed et stort potensial for videre spredning nordover langs kysten av Vestlandet.

2.3.2. GIS-modellering for kartlegging av høyrisikoområder

I prosjektet «Alien Oyster», som er finansiert av Norges forskningsråd, har NIVA analysert dagens utbredelse av stillehavsøsters i Oslofjorden med hensyn til fysiske faktorer som terrengegenskaper (dybde, skråning, kurvatur), og eksponering for bølger og strøm. Det er gjort systematiske feltregistreringer i 2010, 2011 og 2012 for å kartlegge forekomst og fravær av arten i Indre og Ytre Oslofjord. Basert på disse dataene som omfatter 216 posisjoner med registrert forekomst av stillehavsøsters, er det utviklet statistiske modeller som viser områder med høy sannsynlighet for forekomst av stillehavsøsters gitt egenskapene til de fysiske faktorene. Modellene er testet med uavhengige data og viser godt samsvar mellom modellert og observert forekomst av arten (treffprosenten er lik 84 %). Modellen har en AUC-verdi på 0.9. AUC står for «area under curve» og blir ofte brukt som et mål på kvaliteten til habitatmodeller. Ved full overensstemmelse mellom modell og virkelighet er AUC-verdien lik 1. Verdier fra 0.9 til 1 er ansett som svært bra, 0.8 til 0.9 angir gode modeller etc. Et eksempel på modellert sannsynlighet for stillehavsøsters i Indre Oslofjord er vist i figur 4. Tilsvarende kart er etablert for hele Oslofjorden, og kan benyttes til å identifisere områder (små og store) med høy sannsynlig for forekomst av arten. Det er også mulig å koble

informasjonen om høy sannsynlighet for stillehavsøsters til sannsynlighet eller observert forekomst av andre arter eller habitater.



Figur 6: Modellert sannsynlighet for forekomst av stillehavsøsters basert på analyser av observert forekomst (røde punkter) og observert fravær (åpne sirkler) av arten i årene 2009-2012 i Oslofjorden.

Gitt analyser av dagens utbredelsesmønster i Oslofjorden, viser «Alien Oyster» -prosjektet at ca. 30 % av tidligere registrerte forekomster med mye blåskjell, er i områder som har høy sannsynlighet for forekomst av stillehavsøsters.

2.4. Introduksjonspress

For å beskrive introduksjonspresset til en art er det nødvendig å beskrive både hvordan arten spres til det aktuelle område, hvordan arten spres videre innenfor området, og med hvilken hastighet spredningen skjer.

Stillehavsøsters ble introdusert til Europa i 1964 av hollandske østersoppdrettere som importerte den fra Britisk Columbia til Oosterschelde. Siden er den gjentatte ganger innført til Europa, blant annet fra Japan. Etter introduksjonen har arten spredt seg til nærliggende områder i Vadehavet, men den forekom i en lang periode bare som sporadiske forekomster. Siden 2002 har det vært en sterk økning av bestanden i Vadehavet samtidig som østersen har spredt seg nordover. I Vadehavet danner stillehavsøsters nå massive bunndekkende rev på lokaliteter som tidligere hadde blåskjellbanker og bløtbunn. Fra 2007 har østersen også etablert seg i høye tettheter på den svenske vestkysten, og siden 2008 har arten blitt påvist på mange lokaliteter i Sør-Norge. Stillehavsøsters ble i forbindelse med revisjon av oversikt over fremmede arter i Norge i 2012, vurdert som en høyrisikoart ([Gederaas et al. 2012](#)).

I de påfølgende kapitlene vil vi vise hvordan arten har blitt introdusert til Nord-Europa, og beskrive spredningsmønsteret fra den første introduksjonen til Nederland i 1964, og hvordan arten har spredt seg videre nordover mot Norge.

2.4.1. Nederland og Tyskland

Stillehavsostersen ble innført til Oosterschelde i Nederland tidlig på 1960-tallet (Nehring 2006). Siden 1983 ble de første ville eksemplarene observert ved øya Texel i Vadehavet, men det er først etter 2000 det har skjedd en sterk økning i bestanden av stillehavsosters i dette havområdet (figur 2). Flere områder ble invadert, og tettheten har økt betydelig i de siste årene. I dag danner stillehavsostersen massive rev i alle deler av Vadehavet. Den totale biomassen av arten i tidevannssonen i Vadehavet var i 2006 beregnet til omkring 61 000 tonn våtvekt (tabell 1).

Tabell 1: Beregnet biomasse stillehavsosters i Vadehavet 2006.

| Land/område | Mengde (tonn) | % |
|--------------------|---------------|-----|
| Nederland | 20 510 | 34 |
| Nedersaksen | 22 747 | 37 |
| Schleswig-Holstein | 14 481 | 24 |
| Danmark | 3 289 | 5 |
| Totalt | 61 027 | 100 |

Nyere data fra danske deler av Vadehavet tyder på en tredobling av biomassen de siste 2-3 årene (Dolmer *et al.* 2014). I mange områder har stillehavsostersen overgrodd tidligere blåskjellbanker og danner nå tette og kraftige rev. Tettheten i revene er omkring 1000 østers m^{-2} med en middelbiomasse på 30 til 50 kg m^{-2} våtvekt (Bodvin *et al.* 2010).

2.4.2. Sverige og Danmark

I Danmark forekommer stillehavsosters hovedsakelig i den danske delen av Vadehavet der arten først ble introdusert til landet, og i Limfjorden der det på 1980-tallet ble gjennomført forsøk med oppdrett av importerte stillehavsosters.

I den danske delen av Vadehavet ble viltlevende stillehavsosters første gang observert i 1996 (Kristensen & Pihl 2008). Bestandsutviklingen i området er først undersøkt de seneste år, da det ble observert at bestanden var stigende. Biomassen har i løpet av de siste tre årene nesten fordoblet seg hvert år, og denne utviklingen ser ut til å fortsette. Fra 2006 til 2007 økte biomassen fra ca. 3 300 tonn til ca. 6 300 tonn. Gitt denne utviklingstrenden, ble bestanden i den danske del av Vadehavet i 2008 beregnet til å være omkring 11 900 tonn (Kristensen & Pihl 2008). Det planlegges nå kommersielt fiske etter stillehavsosters i den danske delen av Vadehavet.

I Limfjorden ble unge, viltlevende stillehavsosters observert første gang omkring 2002-2003. I 2007 ble det gjennomført en kartlegging av arten og det ble funnet en gjennomsnittlig tetthet på et individ/ m^2 . På enkelte lokaliteter ble det funnet opptil 6 individer/ m^2 og begynnende dannelse av revstrukturer (Christensen & Elmedal 2007). Man fant også at lokaliseringen av

østers var påvirket av substratsammensetning og temperatur. Østersen forekom særlig i grunne vik der substratet var sammensatt av sediment, stein og skjell, slik at larvene hadde noe å feste seg til. Dybdeutbredelsen ble knyttet til temperaturforholdene, siden flest østers ble funnet på grunt vann der det er høyest temperatur. Høyere vanntemperaturer om sommeren i Limfjorden ble også koblet til vellykket reproduksjon i området (Christensen & Elmerdahl 2007).

I Sverige ble store mengder av stillehavsøsters først registrert i 2007. Siden har man observert en rask etablering av arten langs store deler av vestkysten, fra Falkenberg i sør til Dynekilen i nord. De største og tetteste bestandene finnes i den nordre delen, det vil si i området rundt Lysekil og Strömstad. Det er funnet stor variasjon i tettheten til arten fra gjennomsnittstettheter på ca. 1 skjell/m² til ca. 500 skjell/m² (Wrangé *et al.* 2009). Stillehavsøstersen har etablert seg i hele skjærgården, både i indre og ytre områder, men med de høyeste tetthetene i midtre kystområder (C. Nyberg *pers. med.*). Svenske forskere antar at stillehavsøstersen i Sverige er blitt innført fra danske farvann gjennom spredning av larver med kyststrømmen (Strand & Lindegarth 2014).

2.4.3. Norge

Fra 1979 og utover 1980-tallet ble det importert stillehavsøsters til Norge fra Skottland (Bøhle 1984) til oppdrettsvirksomhet. Aktiviteten har vært liten og spredt. Kildene er lite presise, da en slik import sjelden ble søkt om, så det er svært vanskelig å utelukke oppdrettsvirksomhet av stillehavsøsters på 1970- og 1980-tallet. I tillegg ble det importert stillehavsøsters til konsum, som ble gjenutsatt i sjø eller satt i mellomager uten vannrensing. Ut fra samtaler med Bjørn Bøhle (tidligere østersforsker ved Havforskningsinstituttet) synes det å ha vært personer med aktivitet på flatøsters som importerte stillehavsøsters. Sikre historiske lokaliteter er Espevikpollen (Tysnes, Hordaland). Vi har dessuten blitt informert om at Snadder & Snaskum AS i 1998 søkte om og fikk tillatelse til å sette ut yngel av stillehavsøsters i Rissa-straumen (M. Hoem, *pers. med.*). De siste skjellene i Rissa-straumen ble høstet i 2005. Totalt har det vært tildelt 11 konsesjoner for oppdrett av stillehavsøsters (figur 5). Disse ble inndratt i 2010. De fleste av disse konsesjonene har imidlertid vært passive.

Viltlevende individer av stillehavsøsters i Norge ble første gang registrert i 2003 i Mefjorden i Vestfold. I 2005 ble det funnet enkeltskjell i Kragerø og ved Espevikpollen (Tysnes, Hordaland). Senere er nærmere 200 lokaliteter påvist med tettheter opptil 300 stillehavsøsters/m².



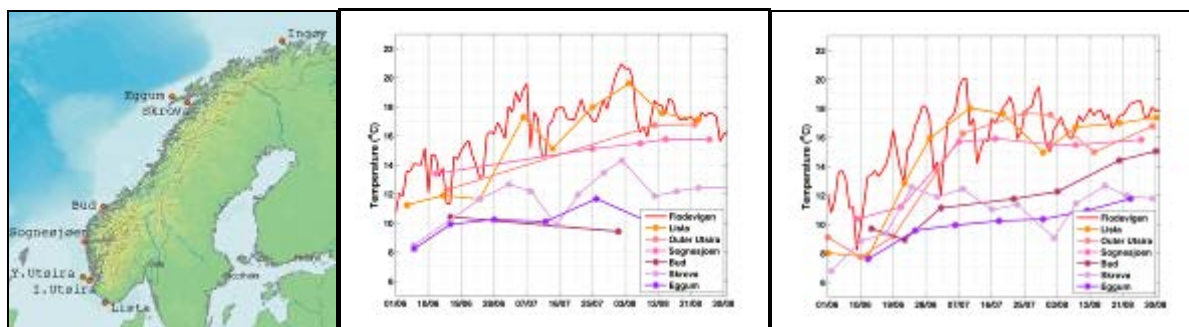
Figur 7: Oversikt over hvor det frem til 2010 var gitt 11 konsesjoner til oppdrett av stillehavsøsters (røde punkter, et av punktene representerer 4 konsesjoner i Øygarden). Kartet viser også hvor det er gitt konsesjon til oppdrett av vanlig østers per mai 2014 (blå firkanter), da erfaringer viser at en også her har hatt anledning til å benytte stillehavsøsters da tillatelsene ikke var gitt artsspesifikt (østers, ikke flatøsters *Ostrea edulis* L.).

NIVA og Universitetet i Göteborg har begge startet opp med genetisk kartlegging av bestander av arten i Norden. Begge instituttene finner små forskjeller mellom svenske og danske populasjoner, og finner at populasjonen fra Hui er forskjellig fra disse populasjonene. Universitetet i Göteborg har funnet likhetstrekk mellom individer fra en stasjon ved Arendal (Tromlingene) og individer fra tre svenske lokaliteter, noe som indikerer larvedrift med kyststrømmen, som har vært hovedhypotesen for den raske økningen av arten langs Skagerrakkysten (Åsa Strand, pers.med.). NIVAs resultater fra analyser av stillehavsøsters fra lokaliteter i Danmark, Sverige, Ytre (Hui) og Indre Oslofjord, samt Grimstad og Bergen (Anglès d’Auria *et al.* 2014), viser at de norske populasjonene er så forskjellige fra de undersøkte danske og svenske at spredningen neppe kan skyldes larvetransport fra de undersøkte lokalitetene. Dette indikerer at disse populasjonene kan ha spredt seg fra andre og mer lokale kilder. Slike lokale kilder kan være oppdrettsvirksomhet, enkeltpersoners utsett av stillehavsøsters til eget forbruk og overføring av larver/skjell via skipstrafikk. Resultatene fra de to forskningsmiljøene komplementerer hverandre, og viser at de etablerte populasjonene på norskekysten sannsynligvis har ulikt opphav.

2.5 Framtidsutsikter knyttet til et varmere klima

Stillehavsøstersen kan utvikle gonader ved vanntemperaturer helt ned mot 10 °C, men trenger opp mot 18 °C i 4-8 uker for at gonadene modnes og stimuleres til gyting (Strand & Lindegarth 2014, Nehring 2011). Arten finnes på grunne, beskyttede lokaliteter med god vanngjennomstrømning. På slike lokaliteter kan vanntemperaturen under gunstige værforhold (sol og lite vind) være opptil 10 °C høyere enn overflatetemperaturen i nærliggende mer åpne kystområder (figur 8).

På målestasjoner langs norskekysten fra Utsira i sør og opp til Nordland, registreres det sjelden vanntemperaturer over 18 °C på 1 m dyp (figur 8). Allikevel finnes det allerede gitt dagens klima, grunne, beskyttede lokaliteter i dette området som får høy nok vanntemperatur til gyting. Midnattssol, store beskyttede gruntvannsområder, kraftig tidevann samt en økt framtidig sjøtemperatur vil sannsynligvis føre til at utbredelseskartet for stillehavsøsters vil se svært annerledes ut i fremtiden.

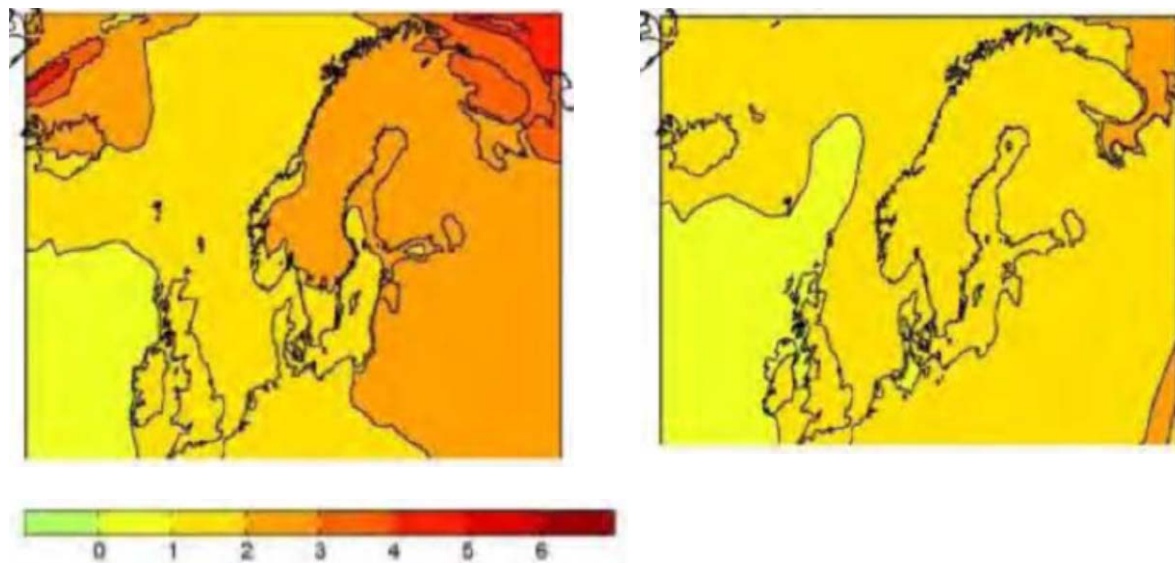


Figur 8: SST (1 m dyp, Sea Surface Temperature) på faste stasjoner langs norskekysten sommeren 2001 og 2011.

Havforskningsinstituttet har ved bruk av ulike temperaturdata (satellittdata, måleserier av temperatur på grunne, beskyttede lokaliteter, målinger av overflatetemperaturen fra faste stasjoner), og simuleringermodeller (inkludert varmekraftmodeller, samt strøm- og bølgeeksponeringsmodeller), startet arbeidet med å beregne ventet temperaturutvikling fram mot 2050 langs kysten. Simuleringene inkluderer utviklingen av temperaturforholdene på lokaliteter som er definert som godt egnet for stillehavsøsters (dvs. grunne områder med egnet substrat og grad av bølgeeksponering). Foreløpige resultater viser at en allerede i dag kan få varmt nok sjøvann til gyting av stillehavsøsters nord til Lofoten.

2.5.1. Økt risiko for spredning på grunn av varmere klima i fremtiden?

Forskere ved Havforskningsinstituttet, Göteborg Universitet, Danmarks Tekniske Universitet og ORBICON har – med støtte fra Nordisk Ministerråd – arbeidet med å kartlegge stillehavsøstersen sin utbredelse og spredning, og har i denne forbindelse utarbeidet en risikovurdering av effekter av spredningen gitt ulike klimascenarioer (Dolmer *et al.* 2014). Her fremkommer det at en kan vente en økning i lufttemperaturen sommerstid på ca. 2 °C frem mot 2050.



Figur 9: Ventet endring i lufttemperaturen i de nordiske landene fra perioden 1961-1990 til 2021-2050, basert på gjennomsnitt av 15 forskjellige klimascenarioer. Venstre: Endring i lufttemperatur om vinteren (desember-februar). Høyre: Endring i lufttemperatur om sommeren (juni-august). Etter [Dolmer et al. \(2014\)](#).

Det fremheves av [Dolmer et al. \(2014\)](#) at områder med høy vannhastighet og/eller store tidevannsforskjeller vil være områder som er mest utsatt for revdannelse, og at dette spesielt gjelder skjellbanker. Ut fra dette venter vi en spredning av stillehavsøsters nordover langs Norskekysten i de neste 10-årene. På grunn av høy tidevannsforskjell, og forekomst av store grunne, beskyttede lokaliteter i Midt- og Nord-Norge, vil det kunne etableres tilsvarende stillehavsøstersrev i disse områdene som en i dag finner i Vadehavet. NIVA har i et egenfinansiert kompetansebyggende prosjekt («KlimAlien») undersøkt hvordan framtidige klimaendringer forventes å påvirke spredningspotensialet til arten i Indre Oslofjord. Ved å utvikle en spredningsmodul for arten koblet til en tredimensjonal strømmodell, og ved bruk av klimascenarioer fra Meteorologisk institutt (dagens 30-års normalklimate, samt klimascenarioer for periodene 2021-2050 og 2071-2100), har de sett på hvordan de framtidige klimaendringene påvirker larvespredning og etablering av tette kolonier av stillehavsøsters. Simuleringene viser at ventet klima i midtre og siste del av dette århundre, med varmere somre og vintre, høyst sannsynlig vil føre til økt utbredelse av stillehavsøsters i modellområdet. Varmere somre vil oftere gi gunstige temperaturforhold for gyting og varmere vintre vil sjeldnere medføre høy vinterdødelighet. Modelleringen antyder en økt midlere lufttemperatur i slutten av dette århundret på 4 °C og en tilsvarende økt overflatetemperatur på rundt 1,5 °C. Simuleringene ga et realistisk bilde av observert spredning av arten gitt dagens klima basert på feltobservasjoner utført i prosjektet «Alien Oyster», og indikerer en kraftig spredning av arten mot slutten av århundre pga. varmere vintre. Studien er et første forsøk på å modellere spredningspotensialet til stillehavsøsters i norske kystfarvann, og gir en pekepinn på hvordan et framtidig varmere klima vil påvirke spredning av arten.

3. Effekter av stillehavsøsters

3.1. Økologiske effekter

Stillehavsøsters regnes som en økosystem ingeniørart, det vil si en art som skaper, opprettholder, endrer eller ødelegger et habitat (Jones 1994). Påvirkningen kan skje enten ved at arten fysisk skaper et eget leveområde (som muslinger, koraller og tareplanter), eller ved å endre miljøforholdene til et habitat på mer indirekte måter (som f.eks. endring av vannsirkulasjon). Slike arter kan ha stor påvirkning på det biologiske mangfoldet i økosystemer, og på økosystemets struktur og funksjoner. Slike arter er dermed viktige for å opprettholde det naturlige mangfoldet og økologiske funksjoner i et område. Når en slik art invaderer et område vil det kunne forårsake store endringer i det naturlige økosystemet. Fremmede arter, som stillehavsøsters, er ofte økosystemingeniører, og kan ha en negativ effekt på biologisk mangfold generelt, og ved å fortrenge stedeegne arter fordi de benytter de samme habitatene som disse. Fremmede arter kan også fungere som vektorer for sykdom og parasitter.

3.1.1. Effekter av revdannelse

Stillehavsøsters kan danne rev med mer enn 1000 stillehavsøster/m² (Nehring 2011). Dersom blåskjellbanker eller bløtbunnsområder på grunne lokaliteter med god gjennomstrømning, som er dokumentert som et attraktivt habitat for stillehavsøsters i skandinaviske kystområder, blir overgrodd av tette forekomster av stillehavsøsters, vil dette ha stor effekt, både på vanngjennomstrømning i området og området struktur og funksjon som leveområde for andre arter. Effekten av en slik revdannelse vil være avhengig både av hvilke habitat typer og økosystem som blir påvirket, men også av miljøforholdene på lokaliteten og hvordan disse blir modifisert av østersen. Store rev med stillehavsøsters er funnet på mange steder i det danske Vadehavet der arten i hovedsak har etablert seg på blåskjellbanker hvor den har fortrent eller erstattet blåskjellene. Antall rev og tettheten på etablerte rev er i stadig økning. I de siste årene har man også observert at arten brer seg til dypere sublitorale områder (Kristensen & Pihl 2008) og at de dermed påvirker dypereleggende habitater.

Dersom blåskjellbanker eller grunne bløtbunnsområder i tidevannssonen blir overgrodd av stillehavsøsters, vil det medføre tap av disse habitatene og dermed endring av det biologiske mangfold. Dette vil kunne skape store problemer for fugl og andre dyr som har disse områdene som leveområder, eller som har blåskjell som hovednæring. Dette gjelder bl.a. ærfugl (*Somateria mollissima*), tjeld (*Haematopus ostralegus*) og gråmåke (*Larus argentatus*). Imidlertid har flere studier vist at østersrev ikke har lavere biologisk mangfold enn blåskjellbanker eller nakne bløtbunnsområder (for eksempel Markert *et al.* 2010; Troost 2010). Det er dokumentert økt diversitet på rev av stillehavsøsters i franske (Lejart and Hily 2011) og nederlandske farvann (Van Brokhoven 2005), men også andre steder i verden (f.eks. Argentina, Escapa *et al.* 2004). Økningen i biologisk mangfold knyttes til forhold som økt habitat heterogenitet, bedre skjulesteder for epifauna, og en stabilisering av sedimentet som faunaen kan ha nytte av, men utgjør samtidig et klart avvik fra naturtilstanden for det opprinnelige habitat.

Funn i Oslofjorden viser at av tidligere registrerte forekomster av blåskjellbanker, finnes 30 % av disse i områder som ut fra modellberegninger har høy sannsynlighet for stillehavsøsters. Dette gir grunn til bekymring for framtidig opprettholdelse av naturtypen blåskjellbanker (biogenetic reefs, jf. OSPAR-definisjon).

3.1.2. Konkurransen med flatøsters

Det er foreløpig uavklart i hvilken grad stillehavsøsters kan utvikle seg til å bli en trussel for vår stedege østers, flatøstersen, som er ansett å være en sterkt truet art (www.artsdatabanken.no). Stillehavsøsters synes ikke å være i direkte konkurranse om plass med flatøsters i Limfjorden, siden habitatene i liten grad overlapper (Christensen & Elmedal 2007). Stillehavsøsters og flatøsters er observert i samme område, men stillehavsøstersen er til nå som regel funnet grunnere enn flatøstersen. Gjennomsnittlig starter stillehavsøstersen på 0.2 (\pm 0.1) m dyp, mens flatøsters starter dypere, på 0.4 (\pm 0.1) m dyp (Christensen & Elmedal 2007). Stillehavsøsters finnes fra tidevannssonen og reduseres i antall med økende dyp, mens flatøsters først er observert på dyp som sannsynligvis ikke blir eksponert for luft ved lavvann. I områder med lite tidevann er det imidlertid observert overlapp mellom de to artene i øvre del av tidevannssonen (Bodvin *et al.* 2010). Stillehavsøsters kan også spre seg dypere, noe som er observert i Vadehavet (Diederich 2006, Kristensen og & Pihl 2008), i Sverige (C. Nyberg *pers. med*) og i norske områder (P.F. Schmedling, *pers.med.*). Gitt varmere vann i framtiden er det også sannsynlig at den nedre voksegrensen for stillehavsøsters vil kunne øke samtidig som det blir varmere vann i dypere områder. Hittil er det i liten grad observert overlapp av de to artene i Norge. Men undersøkelsene i «Alien Oyster»-prosjektet viste sameksistens på 7 av 8 nærmere undersøkte lokaliteter, hvorav stillehavsøsters var den tallmessig dominerende arten på 5 av lokalitetene. Dersom det i økende grad blir overlapp i disse artenes utbredelsesnisje, vil stillehavsøstersen med sin overlegne veksthastighet utvilsomt vinne. I forbindelse med kartlegging av de vernet flatøstersbestandene ved Flosta i Arendal kommune, er det funnet ca. 60 stillehavsøsters på hovedlokaliteten Langestrand. Tilsvarende overlapp er også funnet i Vest-Agder og i Hafrsfjord (Bodvin *et al.* 2013).

3.1.3. Effekt på biodiversitet (ved lavere tettheter)

Fortrengningen av naturlige habitater og stedege arter og endring av det biologiske mangfold er klare negative effekter av høye tettheter av stillehavsøsters. Effekten på biologisk mangfold kan være mer nyansert ved lavere tettheter, selv om arten er definert som en svartelistet og uønsket art. Studier har for eksempel vist at blåskjell som etablerer seg i områder med middels tetthet av stillehavsøsters, har en høyere overlevelse på grunn av mindre predasjon (Eschweiler & Christensen 2011). Veksten til disse blåskjellene er imidlertid lavere på grunn av redusert tilgang på fødepartikler. I «Alien Oyster» har NIVA i samarbeid med Universitetet i Göteborg sett på hvordan blåskjell og stillehavsøsters påvirker artsmangfoldet nede i bløtbunnen (infauna) og oppå bunnen (epifauna) i middels høye tettheter. Det er undersøkt både hvordan strukturen (skallet) til artene fungerer og hvordan funksjonen til artene (levende skjell) påvirker det biologiske mangfoldet (antall arter, biomasse, og

artssammensetning av både infauna, epifauna og fisk (Norling *et al.* 2014). De levende skjellene hadde ingen signifikant påvirkning på infauna. Men både antall og biomassen av epibentisk fauna økte 4 til 8 ganger i nærvær av levende eller døde muslingskall i forhold til kontrollområdet (naken sandbunn). Antall og biomasse av epibentisk fauna var høyere i behandlinger med døde østersskall sammenlignet med behandlingene med levende muslinger, som igjen hadde høyere antall og biomasse enn døde blåskjellskall behandlingen. Generelt så favoriserte blåskjellskall små krepsdyr, mens østersskall og levende muslinger favoriserte fisk og større virvelløse arter. Basert på disse resultatene er konklusjonen at en ytterligere etablering av arten i svenske og norske farvann vil føre til endringer i epibentisk fauna og fisk. Konsekvensene vil kunne være ulike i de ulike økoregionene langs norskekysten. Padilla (2010) understreker at konsekvensene av en invasjon av stillehavsøsters vil være systemspesifikk, og at den i stor grad vil være avhengig av substrat type, hvor fysiologisk stressende miljøet er, og tilstedeværelsen av stedege ingenjørerarter. Hun påpeker at stillehavsøsters har en ny type ingeniøreffekt, og at den i tillegg til å endre det fysiske habitatet også påvirker det termiske miljø til samfunnet det invaderer. De økologiske konsekvensene av arten vil dermed ikke bare være avhengig av om den fremmer eller hemmer andre arter, men også hvilke trofiske nivåer og økologiske roller som rammes, og om tilsvarende økologiske typer finnes i systemet.

Wilkie *et al.* (2014) har funnet ut at både tetthet og fordelingsmønsteret til stillehavsøsters påvirker effekten arten har på den stedege østersen i sin studie i New South Wales i Australia. De har funnet ut at stillehavsøsters har en positiv innflytelse på larvededslag av den stedege østersen ved lave tettheter, men at effekten er negativ ved høye tettheter og ved etablering av flekker med monokulturer. De anbefaler derfor at tiltak rettet mot å forebygge at arten når skadelige tettheter ikke bare må vurdere terskelverdien til slike tettheter, men også hvordan sameksistens av de to artene kan modifisere denne terskelverdien.

3.2. Sykdomsoverføring

Etablering av en ny art – som stillehavsøsters – representerer en mulig etablering også av sykdomsfremkallende virus, bakterier og parasitter. Ved etablering i nordiske farvann er det ikke mulig å forutsi hvilke sykdommer som kan etableres, etter som etableringen kan ha vært et resultat av larvedrift (Wrangle *et al.* 2009). Vi vet lite om hvilke sykdomsfremkallende organismer som kan følge larvene. Genetiske analyser av norske bestander indikerer imidlertid at opphavet til disse bestandene ikke kun kan relateres til egg og larvedrift fra Sverige, men også kan stamme fra lokale kilder (Anglès d'Auria *et al.* 2014). Noen etableringer kan være et resultat av utsettinger, og her kan sykdomsfremkallende organismer ha fulgt utsettingene. I Mellom-Europa er sommerdødelighet av stillehavsøsters et utbredt fenomen, hvor det er vist at østers herpesvirus (OsHV-1) og *Vibrio aesturianus* medvirker i sykdomsutviklingen. OsHV-1 finnes i flere varianter, og det er tidligere vist at viruset kan forårsake dødelighet hos larver og yngel hos både stillehavsøsters, flatøsters (*Ostrea edulis*),

stort kamskjell (*Pecten maximus*) og teppeskjell (*Ruditapes decussatus* og *Ruditapes philippinarum*) (Mortensen *et al* 2014).

3.2.1. Østers herpesvirus (OsHV-1)

Den 23. september fikk Havforskningsinstituttet en henvendelse fra Mattilsynet i Vestfold med rapport om massiv dødelighet av stillehavsøsters i Tønsbergfjorden (Mortensen *et al.* 2014). Det ble senere bekreftet at de første tegn til dødelighet ble observert en uke tidligere (15. september). Senere mottok HI meldinger om dødelighet fra området Østfold til Sandefjord. Den tidligste registreringen var fra Hallangspollen 9. september. Det ble ikke registrert dødelighet i undersøkte bestander i Risør, Tvedestrand eller Arendal, eller rapportert om dødelighet fra kommunene Larvik, Porsgrunn, Bamble eller Kragerø. Den observerte dødeligheten var artsspesifikk; det ble ikke registrert dødelighet på blåskjell og flatøsters i de affiserte områdene. Prøver fra 20 stillehavsøsters fra Hui i Vestfold samt tre skjell fra Tvedestrand ble undersøkt mikroskopisk og med sanntids-PCR-analyser. PCR-analysen ga positivt utslag på østers herpesvirus (OsHV-1) på 19 av 23 skjellprøver, inklusiv to stillehavsøsters fra Tvedestrand (hvor det ikke er registrert dødelighet). Funn av OsHV-1 μ var kan få konsekvenser for en kommersiell høsting av stillehavsøsters.

3.2.2. Andre mulige sykdommer hos stillehavsøsters

Dødelighet kan også forårsakes av bakterieinfeksjoner med *Chlamydiae crassostreae* og parasittene *Haplosporidium* spp og *Perkinsus* spp. I forbindelse med kartlegging av utbredelsen av stillehavsøsters i norske farvann, bør det undersøkes for disse. I Limfjorden har man funnet en introdusert østers-boresnegl, *Ocenebrellus inornatus*, som er en kjent predator på stillehavsøsters fra Japan (Glenner, *pers. med.* 2009). Denne arten har sannsynligvis fulgt med som blindpassasjer og kan ha stor effekt på stillehavsøsters-populasjonen. Hvorvidt denne arten kan angripe andre arter som blåskjell og flatøsters, er ikke kjent.

3.3. Effekter på friluftsliv

Allerede i dag rapporteres det om lokale effekter av stillehavsøsters på bruk av enkelte badestrender. Spesielt gjelder dette kuttskader i føtter, noe som enkelte steder har gjort det nødvendig med bruk av badesko. Dette gjelder særlig i Indre Oslofjord og lokaliteter i Vestfold, men er også rapportert fra Telemarkskysten (E Bierud, *pers. med.*).

I Nederland, Tyskland og Danmark er også vind- og bølgesurfing påvirket, da østersrevene gjør det vanskelig å komme ut til surfeområdene, samt at de utgjør en fare for skade dersom surferen faller på disse. Norge har i liten grad tilsvarende store, grunne sandområder innenfor dagens utbredelsesområde, men på deler av Trøndelag og Nordland kan denne problemstillingen bli aktuell.

4. Mulige tiltak for bekjempelse av arten

Det viktigste må være å hindre etablering av tette bestander i områder som har viktig økologisk funksjon (f.eks. flatøstersbanker, spesielle vernområder for vadefugl, blåskjellbanker, ålegrasenger og lignende) eller som er viktige områder med hensyn til friluftsliv. I tillegg er det sterkt ønskelig å holde bestandene så lave at det ikke dannes revstrukturer, da disse strukturene synes å skape de mest negative økologiske effektene. Forsøk viser at dersom en er tidlig nok ute, kan manuell fjerning være mulig på utvalgte områder.

Innsamling av etablerte skjell ved norskekysten vil selv med dagens små bestander være en enorm oppgave med svært høye kostnader. Dersom arten brer seg videre nordover på Vestlandet, noe som etter vår oppfatning er svært sannsynlig, vil vi stå foran en formidabel oppgave. En aktiv deltakelse fra det offentlige når det gjelder kartlegging og overvåking av artens videre spredning, samt identifisering og prioritering av problemområder, og tilrettelegging og gjennomføring av bekjempelsestiltak, vil være nødvendig. Kartlegging og overvåking må utgjøre basisen for planlegging og prioritering av bekjempelsestiltak av arten. Det vil være viktig å fange opp og ta tak i områder som får høy rekruttering og bestandsutvikling. Forskning og overvåking er nødvendig for å holde tritt med og forstå den utviklingen som skjer, og for å kunne følge opp med effektive tiltak og riktig prioritering av foreslåtte tiltak.

4.1. Fjerning av stillehavsøsters i offentlig regi

I Oosterschelde (SV Nederland) ble det foretatt et forvaltningsrettet forsøk ved å fjerne 50 hektar østersrev i mars 2006 (Wijsman *et al.* 2006). Virkningene for sedimentering og bunndyrssamfunn ble undersøkt. Wijsman *et al.* (2006) fastslo at fjerningen av skjellene lyktes, men at effekten ble kortvarig. Østersrevene hadde muddersediment med høyere organisk innhold enn kontrollområdene, og høyere diversitet av flerbørstemark, tifotkreps og amfipoder (tanglopper). Fjerning av stillehavsøstersen førte til et mer sandholdig sediment med lavere diversitet (flere bløtdyr). Det ble påpekt at en negativ bieffekt kan oppstå ved at bunnfauna kan kveles i områder der den fjernede østersen eventuelt dumpes.

4.2. Fjerning av skjell i regi av lokalmiljøet

I enkelte områder i Vestfold, Telemark, Aust-Agder og Vest-Agder er det gjennomført fjerning av stillehavsøsters på badestrender i regi av lokalbefolkningen. Noen steder har effekten vært god, men det er kun lokaliteter som er lett tilgjengelig fra land som er blitt rensket. Lokaliteter som følges opp av skoler i Vest-Agder ser også ut til å ha kontrollert bestandsutvikling med lav tetthet. I Vestfold og Telemark har de fleste rapportene om slike lokale tiltak kommet fra hytteturister. De fjerner kun skjell i løpet av sommerferien. Siden små østerslarver er svært vanskelige å oppdage etter nedslag, og veksten er svært høy, opplever mange at dette er en vanskelig oppgave siden de finner like mange skjell på lokaliteten året etter.

4.3. Tilrettelegging for kommersiell utnytting

Dersom arten etablerer høstbare bestander, er et alternativt tiltak å tilrettelegge for å utnytte arten som en kommersiell ressurs. Høsting av arten til matkonsum, samtidig som aktiviteten vil hjelpe til å unngå revdannelse på sårbare lokaliteter, kan dermed betraktes som et miljøtiltak, der et problem blir omgjort til en ressurs. En vellykket, kommersiell utnyttelse av ville bestander av stillehavsøsters vil kreve et bredt samarbeid mellom befolkning, næring, forskning og forvaltning.

5. Behov for kartlegging

Per i dag er det kun gjennomført systematisk kartlegging av stillehavsøsters i Vestfold og Indre Oslofjord. Dette arbeidet ble imidlertid utført for flere år siden. Med den utviklingen en har sett de siste to årene, gir den tidligere kartleggingen et dårlig bilde av dagens situasjon. Som følge av økt forekomst, øker også antall tips fra publikum. I 2014 fikk Havforskningsinstituttet inn mer enn 50 tips om forekomster av stillehavsøsters i Sandefjordområdet etter en artikkel i Sandefjord Blad. Flere av disse viste til bestander på mer enn 100 stillehavsøster/m².

Kartlegging av utbredelsen til arten bør gjøres mer systematisk enn den er gjort hittil, og det bør benyttes veletablert metodikk innen GIS-modellering på samme måte som i "Nasjonalt program for kartlegging av marint biologisk mangfold" (Bekkby *et al.* 2013). GIS-modellering er en kostnadseffektiv måte å få oversikt over arter og habitaters utbredelse på, og det er utviklet modeller for både tareskog (Bekkby *et al.* 2009), restaurering av tareskog og kråkeboller (Rinde *et al.* 2014), ålegras (Bekkby *et al.* 2008) og skjellsand (Bekkby *et al.* 2013). Tilsvarende er det utviklet modeller som beskriver bølgeeksponering og dyp for hele Norskekysten (Rinde *et al.* 2006, Albretsen *et al.* 2014), sirkulasjon (Albretsen *et al.* 2011, Asplin *et al.* 2014), og temperatur (Albretsen *et al.* 2014). Ved å sammenstille og analysere eksisterende observasjoner av stillehavsøsters i forhold til arealdekkende modeller på miljøvariable som dybde, skråning, bølgeeksponering og strøm, vil en kunne få modeller over hvilke områder som har stor sannsynlighet for forekomst av arten. Modelleringen bør bygge videre på det som allerede er gjort i Alien Oyster-prosjektet samt i Havforskningsinstituttets modellering av strøm, eksponering og temperatur på grunne lokaliteter. Disse modellene kan forbedres gjennom supplerende feltkartlegging av områder som har ulik grad av sannsynlighet for forekomst.

5.1. Prioritering av områder for overvåking og tiltak

Siden 2010 har Havforskningsinstituttet på oppdrag fra Miljødirektoratet gjennomført overvåking av seks utvalgte lokaliteter for stillehavsøsters i Sør-Norge. For å få et mer helhetlig bilde bør denne overvåkingen utvides til å fange opp lokaliteter som representerer ulike klasser av risiko for invadering i denne regionen som allerede er invadert, og for å følge artens videre spredning nordover fra Rogaland og Hordaland. Ved å koble GIS-modeller over områder med høy sannsynlighet for forekomst av arten, med informasjon om utbredelse av

viktige marine naturtyper som en kan vente vil kunne bli invadert av arten, vil en kunne lage et godt design for valg av områder som bør overvåkes med hensyn til videre spredning langs kysten, og for overvåking av bestandsutviklingen i ulike regioner. Prioritering av områder for tiltak med målsetting om å unngå revdannelse bør baseres på modeller over høyrisikoområder, forekomst av naturtyper og naturverdier som kan gå tapt dersom det danner seg revstruktur på lokaliteten, samt ut fra feltmålinger av tettheten til stillehavsøsters. For områder med flatøsters bør en vurdere en lav terskeltetthet for iverksetting av reduserende tiltak. Hvilke terskelverdier som bør settes for iverksetting av tiltak for de ulike naturtypene og for ulike regioner bør prøves ut gjennom flere pilottiltak.

I Danmark er myndighetene forpliktet til å gripe inn for å bevare og beskytte områder som er klassifisert som Natura 2000-områder, inklusiv områder med unike arter og naturtyper. I den danske handlingsplanen for stillehavsøsters (Christensen & Elmedal 2007) har derfor Natura 2000 områder (som inkluderer ålegrasenger og grunne bløtbunnsområder), samt områder med blåskjell og forekomst av stedegen flatøsters, høy prioritet. De samme naturtypene, pluss grunne bløtbunnsområder i regioner med høy tidevannsforskjell, bør ha høy prioritet i norske farvann.

6. Overvåking og forskning

Den etablerte overvåkingen av utvalgte lokaliteter for stillehavsøsters i Sør-Norge bør utvides for å få et mer helhetlig bilde av dagens utbredelse og populasjonsutvikling i denne regionen, samt på lokaliteter i områder som inngår i ”invasjonsfronten”, som per i dag omfatter Rogaland og Hordaland.

6.1. Terskelverdier for iverksetting av tiltak

Det er behov for å prøve ut hvor effektivt fjerning av stillehavsøsters kan gjøres for ulike typer habitater, og ved bruk av ulike metoder og organisering av arbeidet. Det bør også gjøres vurderinger av hvilke terskelverdier som bør settes for å iverksette tiltak for å unngå revdannelse i ulike habitater. Disse forholdene bør undersøkes gjennom ulike pilotforsøk, og i første omgang i Skagerrakregionen.

6.2. Hvor kommer de norske stillehavsøstersene fra?

Resultatene av de genetiske analysene av noen av de etablerte stillehavsøstersbestandene langs norskekysten indikerer at disse stammer fra ulike kilder. Ved å videreføre dette arbeidet og inkludere analyser av blant annet skotske populasjoner og andre populasjoner som kan ha blitt importert til Norge for oppdrett på 70- og 80-tallet, vil vi kunne få stedfeste hvor de norske populasjonene kommer fra. Dette er viktig kunnskap for å kunne tolke spredningshastigheten til arten langs kysten hittil og i nær framtid.

6.3. Reproduksjon og gyting

Det er kun gjort en mindre studie av reproduksjon hos stillehavsøsters i norske kystområder (NIVA, [upubliserte data](#)). Denne undersøkelsen indikerer at vanntemperaturen er høy nok for gyting i poller i Oslofjorden, i både varme og kalde år, og at de undersøkte østersene viser tegn på å ha gytt. Videre viser observasjoner i Mefjorden synkronisering av gyting (figur 1).

Data fra Nederland, Tyskland og Danmark er lite anvendbare, da kyststrukturen og temperaturforholdene der er forskjellige fra norske kystområder.

For å få bedre oversikt over spredningspotensialet til arten behøver vi kunnskap om i hvilke områder gyting skjer, hvor ofte de gyter, hvor stor del av bestanden som gyter, effekt av lysregime på modning og gyting (nord-syd-problematikk), effekt av lokal retensjon på spredning av egg og larver osv.

6.4. Helsestatus i utvalgte bestander

Det gjennomføres helseovervåking av enkelte bestander av flatøsters i Norge, men dette vil ikke gi det nødvendige, faglige grunnlaget for å vurdere helsestatus for stillehavsøstersen og i hvilken grad sykdom hos arten kan spres til andre arter.

Det er derfor behov for å undersøke helsestatus i utvalgte bestander av stillehavsøsters. Formålet bør være å følge opp bestandene kontinuerlig med tanke på kartlegging av skjellsykdommer; både for stillehavsøstersen og om denne arten kan være bærer av sykdommer som kan affisere andre skjellarter. Undersøkelsene bør knyttes til overvåkingen av bestandene. Prøver bør tas rutinemessig i den presumptivt varmeste perioden i sommerhalvåret. Det bør gjøres PCR-analyser av østers herpesvirus og *Vibrio aestuarianus*. Et utvalg skjell bør også undersøkes histologisk (mikroskopering av vevsprøver). Østers herpesvirus (OsHV-1) finnes i flere varianter, og det er tidligere vist at viruset kan forårsake dødelighet hos larver og yngel hos både stillehavsøsters, flatøsters (*Ostrea edulis*), stort kamskjell (*Pecten maximus*) og teppeskjell (*Ruditapes decussatus* og *Ruditapes philippinarum*) (Mortensen *et al* 2014), selv om dette foreløpig ikke er påvist i norske farvann.

7. Kostnadsestimater for foreslåtte tiltak

Vi gir her et grovt anslag over kostnadene knyttet til foreslåtte prioriterte aktiviteter. Det har ikke vært rom for noen detaljert planlegging av disse aktivitetene innenfor den gitte rammen. Alle tall er eks. mva.

7.1 Kartlegging av utbredelse

Kartlegging av utbredelse i et utvalgt område (Skagerrakkysten, Rogaland og Hordaland etc.), basert på dagens system med verifisering av innmeldte funn, utvikling av modeller som kombinerer fysiske og biologiske modellverktøy samt detaljert kartlegging av utvalgte områder for verifisering og videreutvikling av modeller. Modellene kan også brukes for å predikere utviklingen i et område.

Tabell 2: Kostnader utarbeidelse/oppdatering av utbredelseskart for stillehavsøsters i Norge.

| Aktivitet | Kostnader |
|--|---------------------|
| Kvalitetsikring innmeldte data | kr 120 000,- |
| Tilrettelegging fysiske modeller | kr 100 000,- |
| Feltverifisering (1 uke, 2 personer) | kr 280 000,- |
| Databearbeidelse | kr 50 000,- |
| Modellering av forventete lokaliteter med bestandsanslag | kr 250 000,- |
| Totalt | kr 800 000,- |

Dette er kostnadene for første område. Kostnader knyttet til en utvidelse av de kartlagte områdene vil beløpe seg til ca. kr 500 000,- per område. Det er i oppsettet lagt inn et nytt område per år slik at en på sikt vil få en oppfølging av den ventete utviklingen langs hele Norskekysten.

7.2 Overvåking av utvalgte lokaliteter

I dag overvåkes seks lokaliteter innenfor en ramme på kr 240 000,-. Overvåkingen bør utvides med minst én lokalitet i indre del av Oslofjorden samt minst én lokalitet i ”invasjonsfronten”. Totalt bør dette kunne gjennomføres innenfor en årlig ramme på kr 400 000,-.

Tabell 3: Kostnader overvåking av åtte lokaliteter fra Svenskegrensen til Hordaland.

| Aktivitet | Kostnader |
|---|---------------------|
| Prosjektledelse med mer | kr 50 000,- |
| Feltundersøkelser (6 dager, 2 personer) | kr 200 000,- |
| Databearbeidelse | kr 100 000,- |
| Rapportering | kr 50 000,- |
| Totalt | kr 400 000,- |

7.3 Plukking av skjell på utvalgte lokaliteter

Vi foreslår at det etableres to pilotprosjekter fordelt på to kommuner med mål om å få dannet og evaluert effektiviteten til skoleprosjekter som tiltak for å holde bestandstettheten til stillehavsøsters lav på utvalgte lokaliteter. Hver pilot bør ha en varighet på minst tre år for å få evaluert effektiviteten av innsatsen.

Det bør utvikles materiale til å få etablert tilsvarende prosjekter på andre skoler ved å lage faktaark og manualer med forslag til aktiviteter som kan deles på nettsiden *Miljølare.no* som driftes av Skolelaboratoriet i realfag ved Universitetet i Bergen.

Vi foreslår at det med bakgrunn i erfaringene og kunnskap som Havforskningsinstituttet og NIVA sitter på fra tidligere kartlegginger i områdene, velges ut to relativt like lokaliteter i hver kommune. Det lages et forslag til bekjempingstiltak for den ene lokaliteten i hver kommune, som følges over en 3-årsperiode for å teste ut effekten av aktiv bekjempelse versus naturlig utvikling på lokaliteten som ikke blir behandlet. Levering av de plukkete skjellene kan enten knyttes inn mot en eventuell kommersiell utnyttelse av arten eller leveres lokalt som biologisk avfall.

Tabell 4: Kostnader for demo-oppfølging av 2 områder/lokaliteter.

| Aktivitet | Kostnad |
|---|----------------|
| Sammenstilling tidligere erfaringer | 50 000 |
| Utvikling av faktaark og manualer | 50 000 |
| Kontakt med skoler/UiB/ kommuner, veiledning/oppfølging | 50 000 |
| Feltkartlegging av populasjonenes tetthet før/etter | 100 000 |
| Totalt | 250 000 |

Dette er kostnadene i år 1. Kostnadene hvert av de to påfølgende årene vil beløpe seg til ca. kr 150 000 for årlig kartlegging av populasjonene og for oppfølging av skoler, kommuner og sluttrapportering. Det er ikke budsjettert med kostnader til destruksjon av de innsamlete stillehavsøsters. Det forutsettes at disse enten kan leveres til kommunalt avfallsmottak kostnadsfritt eller til sertifisert mottak dersom det etableres en kommersiell høsting av arten.

7.4 Genetikkanalyser for kildesporing/bestandsutvikling

Det er behov for å interkalibrere genetikkanalyser utført på stillehavsøsters i Norge, samt å supplere disse undersøkelsene med tilsvarende analyser av flere populasjoner for å få oversikt over hvor de norske populasjonene stammer fra. Gjennom samarbeid med andre europeiske faginstusjoner kan man få tilgang til analysemateriale fra flere populasjoner (både nordiske og fra andre land), som kan inngå i en slik undersøkelse. Arbeidet foreslås å bli fulgt opp i år 2 og 3 gjennom innsamling og analyser av individer fra invasionsfronten.

Tabell 5: Kostnader år 1 kartlegging invasjon sveier/bestandsutvikling inkl. genetikkanalyser.

| Aktivitet | Kostnad |
|--|-------------------|
| Timer forsker databearbeidelse, dataanalyser | kr 150 000 |
| Timer forsker genetik | kr 100 000 |
| Timer teknikker | kr 50 000 |
| Kjemikalier etc. | kr 50 000 |
| Kostnader innsamling av skjell | kr 50 000 |
| Totalt | kr 400 000 |

7.5 Kommersiell utnyttelse av ville bestander av stillehavsøsters

I sitt tildelingsbrev av 2011 fikk Fiskeridirektoratet i oppdrag fra Fiskeri- og kystdepartementet å ”vurdere et opplegg for å sikre beskatning av stillehavsøsters”. Imidlertid er det per i dag, så vidt vi er orientert om, ikke gjennomført noen tiltak for tilretteleggelse for denne type aktivitet. Det er en felles oppfatning i det nordiske forskerkollegium at stillehavsøstersen er kommet til Norden for å bli (Dolmer *et al.* 2014). Forsøk viser imidlertid at dersom en er tidlig nok ute, kan manuell fjerning være mulig på utvalgte områder. Samtidig er stillehavsøsters et ettertraktet produkt, både i Norden, Europa og på verdensbasis. Svenske forskere har beregnet at det er ca. 85 000-485 000 tonn stillehavsøsters på den svenske vestkyst (Strand & Lindegarth 2014). På litt sikt er det ikke urimelig å vente liknende forekomster på Skagerrakkysten. Begynner stillehavsøstersen å bre seg nordover Vestlandet og videre langs Trøndelag og Nordland, vil disse anslagene kunne øke ytterligere.

En vellykket, kommersiell utnyttelse av ville bestander av stillehavsøsters vil kreve et bredt samarbeid mellom næring, forskning og forvaltning. Siden arten vokser på grunne lokaliteter er det også behov for å vurdere grunneieres rettigheter. Det vil være avgjørende for prosjektets suksess at alle i utgangspunktet må kunne levere skjell, selv om det bør settes krav til dokumentasjon av opphavssted. Et slikt tiltak vil kreve et tett samarbeid mellom miljø og fiskeriforvaltningen, samt en god koordinering av aktuelle næringsutøvere. Lokale tiltak mot etablering av revdannelse gjennom involvering av skoler og NGO-er, vil kunne knyttes til et slikt etablert nettverk for kommersiell utnyttelse.

7.6 Helsetilstand

I oppsettet forutsettes det at de utvalgte lokaliteter som helseovervåkes er de samme som bestandsovervåkes og at nødvendig prøvetaking kan gjennomføres av personell som gjennomfører overvåkingsprosjektet.

Tabell 6: Budsjett helseovervåking stillehavsøsters.

| Helseovervåking | Kostnad |
|---|---------------------|
| Timer forsker, databearbeidelse, rapportering, møtedeltakelse | kr 200 000,- |
| Timer forsker laboratorieanalyser | kr 150 000,- |
| Timer teknikker laboratorieanalyser | kr 100 000,- |
| Kjemikalier, primere etc. | kr 50 000,- |
| Totalt | kr 500 000,- |

7.7. Samlet kostnadsoverslag foreslåtte tiltak

Totalt er det foreslått seks forskjellige typer tiltak. For fem av disse er det laget en grov kalkyle for årlige kostnader. For punktet ”*Kommersiell utnyttelse av ville bestander av stillehavsøsters*” er det ikke satt opp noen kostnader fordi dette er et langt mer omfattende og komplekst forslag som vil kreve deltakelse fra både forskning, næring og forvaltning.

Tabell 7: Budsjett for samlede kostnadsoverslag.

| Aktivitet | År 1 | År 2 | År 3 |
|---|-------------|-------------|-------------|
| Kartlegging av utbredelse | 800 | 500 | 500 |
| Overvåking av utvalgte lokaliteter | 400 | 400 | 400 |
| Plukking av skjell på utvalgte lokaliteter | 250 | 150 | 150 |
| Genetikkanalyser for kildeopsporing | 400 | 200 | 200 |
| Kommersiell utnyttelse av ville bestander av stillehavsøsters | ? | ? | ? |
| Helsetilstand | 500 | 500 | 500 |
| Samlet kostnadsoverslag eks mva | 2350 | 1750 | 1750 |

Referanser

- Anglès d'Auria, M.B., P. Norling, J. Thaulow, S. Lapègues, & E. Rinde. 2014.** Surprisingly high genetic diversity in *Crassostrea gigas* populations along the Norwegian coast. Upublisert.
- Albretsen, J., Sperrevik, A.K., Staalstrøm, A., Sandvik, A.D., Vikebø, F. & Asplin, L. 2011.** NorKyst-800 Report no. 1 - User manual and technical descriptions, Fisken og Havet 2/2011.
- Albretsen J, Bodvin T m fl. 2014** Near-surface sea temperatures in unexposed coastal zones. Upublisert.
- Asplin, L., Johnsen, I.A., Sandvik, A.D., Albretsen, J., Sundfjord, V. & Aure, J. 2014.** Dispersion of salmon lice in the Hardangerfjord. Mar. Bio. Res., 10, 216-225.
- Bekkby, T., Rinde, E., Erikstad, L., Bakkestuen, V., Longva, O., Christensen, O., Isæus, M., & Isachsen, P.E., 2008.** Spatial probability modelling of eelgrass (*Zostera marina*) distribution on the West coast of Norway. ICES Journal of Marine Science 65:1-9.
- Bekkby, T., Rinde, E., Erikstad, L., & Bakkestuen, V. 2009.** Spatial predictive distribution modelling of the kelp species *Laminaria hyperborea*. ICES Journal of Marine Science 66(10): 2106-2115.
- Bekkby, T., Moy, F.E., Olsen, H., Rinde, E., Bodvin, T, Bøe, R., Steen, H., Grefsrud, E.S., Espeland, S.H., Pedersen, A., & Jørgensen, N.M. 2013.** The Norwegian Program for Mapping of Marine Habitats – Providing Knowledge and Maps for ICZMP. Chapter 2, page 21-30 in: Moksness, E., Dahl, E. and Støttrup, J. (Eds.) Global Challenges in Integrated Coastal Zone Management, Vol II. John Wiley & Sons, Ltd, Oxford, UK.
- Bodvin, T, Jelmert, A. & Mortensen, S. 2014.** Registrering av vekst og fortetning av stillehavsosters (*Crassostrea gigas*) på seks utvalgte lokaliteter. Årsrapport 2014. Rapport fra Havforskningsinstituttet (in press).
- Bodvin, T, Moy, F, Jelmert, A. & Mortensen, S. 2013.** Registrering av vekst og fortetning av stillehavsosters (*Crassostrea gigas*) på fem utvalgte lokaliteter. Årsrapport 2013. Rapport fra Havforskningsinstituttet nr 34-2013. 23 sider.
- Bodvin, T, Mortensen, S, Moy, F & Jelmert, A. 2012.** Registrering av vekst og fortetning av stillehavsosters (*Crassostrea gigas*) på utvalgte lokaliteter. Årsrapport 2012. 12 s.
- Bodvin, T., Norling, P., Smit, A.W., Jelmert, A. & Oug, E. 2010.** Mulige effekter av etablering av stillehavsosters (*Crassostrea gigas*) i Norge. DN-utredning 1-2010.
- Bøhle, B. 1984.** Østers og østerskultur i Norge. Utnyttelse av østerspoller på Skagerrakkysten. Flødevigen meldinger nr 6 1984. 21 s.
- Christensen, H. & Elmedal, I. 2007.** Den invasive stillehavsosters, *Crassostrea gigas*, i Limfjorden - inddragelse af borgere og interessenter i forslag til en forvaltningsplan. Master's thesis, Roskilde University, Denmark: 182pp.
- Diederich, S. 2006.** High survival and growth rates of introduced Pacific oysters may cause restrictions on habitat use by native mussels in the Wadden Sea. J Exp Mar Biol Ecol 328:211-227.

- Dolmer, P., Holm, M.W., Strand, Å., Lindegarth, S., Bodvin, T. & 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. 67s.
- EFSA Panel on Animal Health and welfare 2010.** Scientific Opinion on the increased mortality events in Pacific oysters, *Crassostrea gigas*. *EFSA Journal* 2010;8(11):1894.
- Eschweiler, N. & Christensen, H.T. 2011.** Trade-off between increased survival and reduced growth for blue mussels living on Pacific oyster reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 403: 90 -95.
- Escapa, M., Isacch, J.P., Daleo, P., Alberti, J., Iribarne, O., Borges, M., Dos Santos, E.P., Gagliardini, D.A. & Lasta M (2004).** The distribution and ecological effects of the introduced Pacific oyster *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1793) in northern Patagonia. *Journal of Shellfish Research* 23:765-772.
- Fabioux, C., Huvet, A., Le Souchu, P., Le Pennec, M. & Pouvreau, S. 2005.** Temperature and photoperiod drive *Crassostrea gigas* reproductive internal clock. *Aquaculture*, Volume 250, Issues 1–2, 14 November 2005, Pages 458–470.
- Gederaas, L., Moen, T.L., Skjelseth, S. & Larsen, L.-K. (red.) 2012.** Fremmede arter i Norge – med norsk svarteliste 2012. **Artsdatabanken, Trondheim.**
- Jones, C.G., Lawton, J.H. & Shachak, M. 1994.** Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69: 373-386.
- Kristensen, P.S. & Pihl N.J. 2008.** Blåmuslinge- og stillehavsøstersbestandene i det danske Vadehav efteråret 2007. DTU Aqua-rapport nr. 181-08. Danmarks Tekniske Universitet, DTU Aqua. Institut for Akvatiske Ressourcer.
- Lejart, M., Hily, C. 2011.** Differential response of benthic macrofauna to the formation of novel oyster reefs (*Crassostrea gigas*, Thunberg) on soft and rocky substrate in the intertidal of the Bay of Brest, France. *J. Sea Res* 65: 84-93.
- Markert, A., Wehrmann, A. & Kröncke, I. 2010.** Recently established *Crassostrea*-reefs versus native *Mytilus*-beds: differences in ecosystem engineering affects the macrofaunal communities (Wadden sea of Lower Saxony, southern German Bight). *Biological Invasions* 12: 15-32, <http://dx.doi.org/10.1007/s10530-009-9425-4>.
- Mortensen, S., Bodvin, T., Skår, C.K., Sælemyr, L., Jelmert, A., Albretsen, J. & Naustvoll, L.-J. 2014.** Massedød av stillehavsøsters, *Crassostrea gigas*, i Sverige og Norge, september 2014. Rapport fra Havforskningsinstituttet. Nr 28-2014. 12 s.
- Nehring, S. 2006.** NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet *Crassostrea gigas*, Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species - NOBANIS www.nobanis.org.
- Nehring, S. 2011.** NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Crassostrea gigas*. From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species - NOBANIS www.nobanis.org.
- Norling, P., Lindegarth, M., Lindegarth, S. & Strand, Å. 2014.** Effects of live and post-mortem shell structures of invasive Pacific oysters (*Crassostrea gigas*) and native blue mussels (*Mytilus edulis*) on benthic macrofauna and fish in Sweden. *Mar Ecol Prog Ser* (in print).

- Norling, P. & Jelmert, A. 2010.** Fremmede arter i Oslofjorden. NIVA rapport 5919-2010. 42s.
- Norling, P. & Rinde, E. 2011.** Kartlegging av stillehavsøsters i Oslo og Akershus fylke. Fylkesmannen i Oslo og Akershus. Rapport nr. 7/2011. 10 s.
- Padilla, D.K. 2010.** Context-dependent Impacts of a Non-native Ecosystem Engineer, the Pacific Oyster *Crassostrea gigas*. *Integr Comp Biol* 50:213-225.
- Reise, K., Dankers, N. & Essink, K. 2005.** Introduced species. In: Essink, K.e.a (Ed.), Wadden Sea Quality Status Report 2004 — Wadden Sea Ecosystem, 19. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven.
- Rinde, E., Rygg, B., Bekkby, T., Isæus, M., Erikstad, L., Storeid, S.-E., & Longva, O. 2006.** Dokumentasjon av modellerte marine naturtyper i DN's Naturbase. Førstegenerasjonsmodeller til kommunenes startpakker for kartlegging av marine naturtyper 2007. NIVA rapport LNR 5321-2006.
- Rinde, E., H. Christie, C. W. Fagerli, T. Bekkby, H. Gundersen, K. M. Norderhaug & D. Ø. Hjermann, 2014.** "The influence of physical factors on kelp and sea urchin distribution in previously and still grazed areas in the NE Atlantic." *Plos One*. DOI: 10.1371/ journal.pone.0100222.
- Segarra, A., Pepin, J.F., Arzul, I. Morga, B., Faury, N. & Renault, T. 2010.** Detection and description of a particular Ostreid herpesvirus 1 genotype associated with massive mortality outbreaks of Pacific oysters, *Crassostrea gigas*, in France in 2008. *Virus Research* 153: 92-99.
- Strand, Å., Waenerlund, A. & Lindegarth, S. 2011.** High Tolerance of the Pacific Oyster (*Crassostrea gigas*, Thunberg) to Low Temperatures. *Journal of Shellfish Research* 30(3):733-735. 2011.
- Strand, Å.^{1*}, Blanda, E.³, Bodvin, T.⁶, Davids, J. K.³, Fast Jensen, L.⁷, Holm-Hansen, T.H.³, Jelmert, A.⁶, Lindegarth, S.¹, Mortensen, S.⁶, Moy, F.E.⁶, Nielsen, P.⁴, Norling, P.⁵, Nyberg, C.¹, Torp Christensen, H.², Vismann, B.⁴, Wejlemann Holm, M.³, Winding Hansen, B.³ & Dolmer, P.² 2012.** Impact of an icy winter on the Pacific oyster (*Crassostrea gigas* Thunberg, 1793) populations in Scandinavia. *Aquatic Invasions*, (2012) Volume 7, Issue 3: 433–440.
- Strand, Å. & Lindegarth, S. 2014.** Japanska ostron i svenska vatten. Rapport från Vattenbrukscentrum Väst. 62 sider.
- Troost, K. 2010** Causes and effects of a highly successful marine invasion: Case-study of the introduced *Crassostrea gigas* in continental NW European estuaries. *Journal of Sea Research* 64:145-165.
- Van Broekhoven, W. 2005.** Macrofaunal diversity on beds of the Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) in the Oosterschelde estuary. MSc thesis, 36 pp.
- Wijsman J.W.M., M. van Stralen, M. Dubbeldam, R. Geene, M. de Kluijver, E. van Zanten & A.C. Smaal, 2006.** Wegvisproef Japanse Oesters in de Oosterschelde. Tussentijdse rapportage T2. IMARES Rapport nr. C077/06, Wageningen.
- Wilkie, E.M., Bishop, M.J., & O'Connor, W.A. 2013.** The density and spatial arrangement of the invasive oyster *Crassostrea gigas* determines its impact on settlement of native oyster larvae. *Ecology and Evolution* 3:4851-4860.

Wrangle, A.-L. 2008. Undersøkning av det japanska jätteostronet (*Crassostrea gigas*) längs den svenska västkusten 2007-2008. Rapport Universitetet i Göteborg. 24 s.

Wrangle, A.-L., Valero, J., Harkestad, L.S., Strand, Ø., Lindegarth, S., Christensen, H.T., Dolmer, P., Kristensen, P.S. & Mortensen, S. 2009. Massive settlements of the Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, in Scandinavia. Biol. Invasions. 10.1007/s10530-009-9535-z, 8 s.