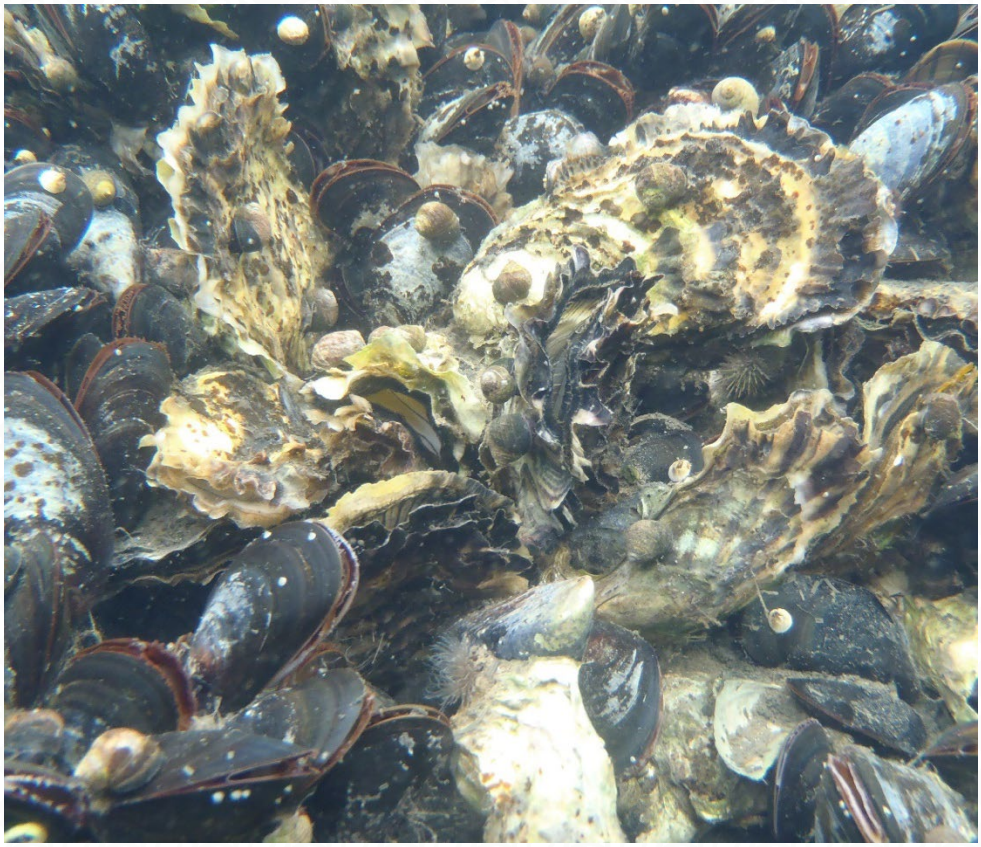


Nr C729
Januari 2023

Kunskapsunderlag för en enhetlig förvaltning av OSPAR-listade Mytilus- och Ostrea-bankar

Del 1 Nulägesanalys av Mytilus- och Ostrea-bankar i Sverige

Ane T. Laugen, Anna-Lisa Wrange, Anna-Sara Krång, Molly C. Reamon, Kristina Svedberg, Hannes Waldetoft, Åsa Strand

ivl SVENSKA MILJÖINSTITUTET

I samarbete med: Universitetet i Agder (UiA)

Författare: Ane T Laugen (UiA), Anna-Lisa Wrange (IVL), Anna-Sara Krång (IVL), Molly C. Reamon (UiA), Kristina Svedberg (Göteborgs Universitet/Bohus havsbruk), Hannes Waldetoft (IVL), Åsa Strand (IVL)
Medel från: Detta projekt har mottagit finansiering från EUs Havs- och Fiskerifond via Jordbruksverket och från Havs- och Vattenmyndigheten (HaV). Projektet är också delvis finansierat av EU Interregmedel i projektet MarGen II. Innehållet i denna rapport återspeglar författarnas åsikter och finansiärerna kan inte hållas ansvariga för innehållet eller framtida nyttjande av denna rapport.
Föreslagen citering: Laugen, A.T., Wrange, A.-L., Krång, A.-S., Reamon, M.C., Svedberg, K., Waldetoft, H., Strand, Å. (2023). Kunskapsunderlag för en enhetlig förvaltning av OSPAR-listade Mytilus- och Ostrea-bankar. Del 1 Nulägesanalys av Mytilus- och Ostrea-bankar i Sverige. Rapport C729, IVL Svenska Miljöinstitutet, 99s.
Fotograf: Åsa Strand
Rapportnummer C729
ISBN 978-91-7883-462-4
Upplaga Finns endast som PDF-fil för egen utskrift

© IVL Svenska Miljöinstitutet 2023
IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm
Tel 010-788 65 00 // www.ivl.se

Rapporten har granskats och godkänts i enlighet med IVL:s ledningssystem

Förord

Tvåskaliga blötdjur som musslor (t.ex. *Mytilus edulis*) och ostron (t.ex. *Ostrea edulis*) är viktiga komponenter i våra kustnära ekosystem. De bidrar till ökad biodiversitet, stabilisering av sediment, minskade övergödningseffekter och till många andra tjänster som är av största vikt för vårt välmående, bland annat för rekreationsaktiviteter. I tillägg utgör dessa arter värdefulla livsmedel och bidrar med arbetstillfällen och inkomster för många aktörer inom olika branscher, såväl turism, som fiske och vattenbruk. Tyvärr är dessa arter på nedåtgående, globalt sett har ostronbankar minskat med 85 procent, och både *Mytilus* och *Ostrea* finns med på OSPAR:s (Skydd av den marina miljön i Nordostatlanten) listor över särskilt skyddsvärda habitat och arter (*Ostrea* både som art och habitat och *Mytilus* som habitat). Att arbeta för bibehållen biodiversitet är av största vikt i dagens samhälle då vi befinner oss i en period av stora förändringar både vad gäller klimat, biodiversitet och resurstillgångar, vilket i förlängningen kan få allvarliga effekter på vår överlevnad.

Bakgrunden till detta projekt är det arbete som bedrivits inom bivalvgruppen på Göteborgs universitet av Mats och Susanne Lindegarth, Per Bergström, Linnea Thorngren och Åsa Strand med flera, samt av Ane Timenes Laugen (tidigare SLU, numera Universitetet i Agder). Under de senaste 10-15 åren har arbetet omfattat kartering av olika bivalvarter (framför allt *Mytilus* och *Ostrea*), analys av deras utbredning, rekryteringsprocesser och habitatval, samt utredning av påverkan av det invasiva stillahavsostronet. Under detta arbete har behovet av en omfattande kartläggning av kunskapsläget rörande inhemska *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar identifierats genom nära samarbete med förvaltande myndigheter.

Med detta projekt tar vi ett samlat grepp om nuläget för de svenska *Mytilus*- och *Ostrea*-populationernas utbredning och förekomst, hotbilden (med specifikt fokus på interaktioner med det invasiva stillahavsostronet), möjliga åtgärder för att stärka populationsutvecklingen av arterna samt om den kunskap som är relevant för etablering av en effektiv förvaltning (t.ex. spridningsmönster och populationsgenetik). Målet med projektet har också varit att identifiera viktiga kunskapsluckor för att tydliggöra vilka behov framtida forskningsaktiviteter bör möta. Projektet redovisas i tre rapporter, var och en fokuserad på ett specifikt arbetspaket. Rapporterna har en liknande struktur som bygger på en gemensam inledning och generell bakgrund, som sedan expanderas mot en mer ämnesspecifik bakgrund kopplad till respektive område. Efter detta presenteras det arbete som genomförts inom projektet, och rapporterna avslutas med en syntesdel kopplad till varje rapports tematiska område.

I denna rapport presenterar vi arbetet som gjorts med att sammanställa kunskapsläget om *Mytilus*- och *Ostrea*-populationernas historiska utbredning och jämför med nuvarande utbredning. Vi redovisar de försök som har gjorts för att studera förändring i populationerna över tid, både i lite längre perspektiv och under projektets gång. Slutligen diskuterar vi också hotbilden mot arterna, både generell hotbild och mer fokuserat på interaktioner med det invasiva stillahavsostronet. Vi hoppas att denna rapport kan användas som ett underlag för en fortsatt konstruktiv och effektiv förvaltning av våra inhemska bestånd av *Mytilus* och *Ostrea*.

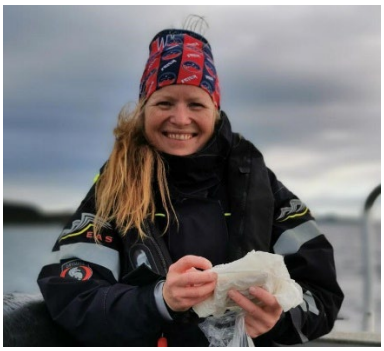
Kristineberg, 9 Januari 2023

Åsa Strand och Ane Timenes Laugen

Om projektdeltagarna

Projektet är i sanning ett samarbetsprojekt av stora mått. Författarna av rapporten har sammanställt och presenterat den information som samlats in och utvärderats under projektets gång, men är inte ensamma ansvariga för datainsamlingen. Viss förändring i organisationstillhörighet av deltagande parter har skett under projektets gång. Ane T. Laugen var vid projektstart associerad till SLU (Sveriges lantbruksuniversitet), Institutionen för ekologi, men arbetar sedan 2019 på Universitetet i Agder (UiA). På motsvarande sätt deltog Kristina Svedberg i projektet först som student på Göteborgs universitet (GU) och sedan som anställd på Bohus Havsbruk, för att nu vara associerad till 8+ fjordar. Nedan presenteras författarna kort varefter personer och organisationer som deltagit aktivt i arbetet presenteras.

Kort om författarna



Ane Timenes Laugen är docent i ekologi och professor vid Universitetet i Agder, Kristiansand, Norge. Hon har sedan 2009 forskat på stillahavsostron genom projekt i Frankrike, Sverige och Norge och är särskilt intresserad av stillahavsostronens anpassningsförmåga, invasionshastighet och bidrag till ekosystemtjänster. I projektet har Ane bidragit till planering av hela projektet, och haft särskilt fokus på arbetspaket 1 (nulägesanalys).

Anna-Lisa Wrange är marinekolog och arbetar som forskare på IVL Svenska Miljöinstitutet. Hon arbetar med frågor som rör förvaltning av marina resurser, invasiva arter och utveckling av vattenbruk av bivalver. I projektet har hon koordinerat arbetet med beståndsförstärkning och restaurering men även bidragit till det genetiska arbetet samt med samordning av fältaktiviteter, provtagningar och sammanställning av resultat.

Anna-Sara Krång är forskare i marin ekologi/ekotoxikologi på IVL Svenska Miljöinstitutet och studerar hur olika föroreningar som mikroplast, tungmetaller och undervattensbuller påverkar livet i havet. Hon arbetar även med utveckling av hållbart, marint vattenbruk. I projektet har hon bidragit med en metaanalys av födokonkurrens mellan inhemska bivalver och stillahavsostron.

Molly C. Reamon är doktorand vid Universitetet i Agder, Norge, och arbetar med modellering av nuvarande och framtida utbredning av musslor och ostron i Skandinavien samt identifikation av områden där stillahavsostron kan konkurrera med dessa arter. I projektet har hon arbetat med nischmodellering för att förutsäga överlappet mellan dessa tre arter längs den svenska västkusten både i nutid och i framtiden.

Kristina Svedberg arbetar som marinbiolog på 8+fjordar och Bohus Havsbruk. Hon har sedan sin examen 2019 arbetat i flera projekt med inriktning på forskning gällande lågtrofiskt vattenbruk och naturvårdsåtgärder med fokus på musslor och ostron. Hennes masterexamensarbete som gjordes inom projektet fokuserade på de minskande blåmusselpopulationerna, historiska data samt beståndsförstärkning och restaurering.

Hannes Waldetoft är utbildad statistiker och jobbar på IVL Svenska Miljöinstitutet med frågor som främst berör akvatisk miljö. Inom projektet har han bidragit med statistiska analyser av blåmusslor, platta ostron och stillahavsostron inom frågeställningarna kring täthetsberoende konkurrens och rensning av stillahavsostron som restaureringsmetod för inhemska bivalvbankar.

Åsa Strand jobbar på IVL Svenska Miljöinstitutet och är docent i marin ekologi. Hon har sedan 2009 bland annat arbetat med förvaltning av marina resurser med fokus på blåmusslor, inhemska ostron och det invasiva stillahavsostronet, med speciellt fokus på demografisk utveckling och spridning, ekosystemtjänster och förvaltningsmässiga åtgärder. I projektet har Åsa agerat projektledare och bidragit till genomförandet av alla aktiviteter.

Övriga medverkande partners

Fältarbete och videoanalys

Andrea Cabrera – tidigare anställd på IVL
Thomas Holthuis - Överby Naturvård
Magnus Johansson – tidigare anställd på IVL
Linnea Thorngren – tidigare anställd på IVL

Populationsutbredning och nulägesanalys

Per Bergström - Göteborgs Universitet
Youk Greeve - Göteborgs Universitet
Mats Lindegarth - Göteborgs Universitet

Beståndsförstärkning

Nicklas Åberg – 8+fjordar
Patrik Magnestam – 8+fjordar
Dan Calderon - Miljöteknik i väst
Anders B Olsson - Länsstyrelsen i Västra Götaland
Beatrice Alenius - Länsstyrelsen i Västra Götaland
Per-Olav Moksnes – Göteborgs Universitet
Eduardo Infantes – Göteborgs Universitet
Sebastiaan Wensveen – Göteborgs Universitet (tidigare anställd på IVL)

Oceanografi

Malin Gustafsson - IVL
Jon Albretsen – Havforskningsinstituttet, Norge
Göran Broström - Göteborgs universitet

Genetik

Pierre de Wit – Göteborgs Universitet
Chloé Robert - Göteborgs Universitet
Halvor Knutsen - Havforskningsinstitutet
Jakob Hemmer Hansen - DTU, MarGen II
Homère J. Alves Monteiro - DTU, MarGen II

Övriga bidragande

I tillägg till ovanstående deltagare har ett flertal studenter från Göteborgs universitet och Universitetet i Agder (UiA), samt flera praktikanter från UiA och Yrkeshögskolan NOVIA i Finland, deltagit i projektet. Flera av arbetena kopplade direkt till projektet medan andra hade mer indirekta kopplingar. De rapporter som skrivits av studenter kopplade till projektet redovisas nedan:

Björklund, L. (2019). The impact of Pacific oysters (*Magallana gigas*) on blue mussels (*Mytilus edulis*) condition and recruitment. Examensarbete för kandidatexamen i biologi (15 hp) vid Institutionen för biologi och miljövetenskaper, Göteborgs universitet. 14 pp.

Dyrland, E. (2020). Utbredelse av flatøsters (*Ostrea edulis*) i Kosterhavet nasjonalpark: på bedringens vei eller på vei mot utryddelse? Examensarbete för kandidatexamen i biologi, (Nr 158-BIO), Universitetet i Agder. 30 pp.

Fawad, A., Tveit, M.B. (2021). Competitive feeding interactions between native *Ostrea edulis* and non-native *Crassostrea gigas*. Verksamhetförlagt projekt, 15 hp.

Johansson I. (2020). Factors affecting the efficiency of oyster restoration on the Swedish coast - Deployment of *Ostrea edulis* juveniles in Kosterhavet national park. Examensarbete för kandidatexamen i marin vetenskap 15hp. Institutionen för Marina Vetenskaper, Göteborgs universitet. Pp 18.

Johansson I. (2022) Enhancement of *Mytilus edulis* in Frihamnen, Gothenburg, using 3d printed clay substrates. Examensarbete för masterexamen i marina vetenskaper (45 hp), Institutionen för Marina Vetenskaper, Göteborgs Universitet.

Johansson, H. (2021). Konsten att restaurera ostronbankar - en undersökning av predationspåverkan på restaurering av europeiskt platt ostron (*Ostrea edulis*). Examensarbete för kandidatexamen 30 hp, Institutionen för biologi och miljövetenskaper, Göteborgs Universitet, 16 pp.

Meijerbom, K. (2019). Ensemble modelling on the common blue mussel *Mytlius edulis* in Orust, Sweden. Examensarbete för masterexamen i marina vetenskaper (45 hp), Institutionen för Marina Vetenskaper, Göteborgs Universitet.

Ottilie Führer, S.T., Hellsten, S., Juell-Skielse, E., Trollsås, R., Åkerblom, A. (2020). Evaluation of threats to *Ostrea Edulis* in Skagerrak, Sweden. Student report, KTH Kungliga Tekniska Högskolan, 17 pp.

Rajesh Pavithra, R. (2021). Environmental threat analysis of native bivalves in Scandinavia. Tillämpningsarbete 15 hp, Uppsala Universitet, 6 pp.

Svedberg K. (2019). Musselbankar - Nulägesanalys och beståndsförstärkning. Examensarbete för masterexamen i Marina vetenskaper, Biologi, 45 hp. Institutionen för Marina Vetenskaper. Göteborgs universitet. 41 pp.

Waern, M. (2020). Recruitment potential and gene flow: a new management measure tested on *Mytilus edulis* beds. Examensarbete för masterexamen i marina vetenskaper 60hp, Institutionen för marina vetenskaper, Göteborgs Universitet. 63 pp.

Projektorganisation och referensgrupp

Projektet finansierades av Europeiska Havs- och Fiskerifonden via Jordbruksverket samt medfinansierades av Havs- och Vattenmyndigheten (HaV) och IVL Svenska Miljöinstitutet. Den totala projektbudgeten inklusive medfinansiering uppgick till 5 miljoner kronor. I tillägg till detta medfinansierades delar av projektet (beståndsförstärkning samt populationsgenetik av *Mytilus* och *Ostrea*) av projektet MarGenII som finansierats av Interreg. Datorberäkningar kunde genomföras tack vare resurserna i projekt SNIC2021/22-686 från Swedish National Infrastructure for Computing (SNIC) vid UPPMAX, delvis fininasierat av Vetenskapsrådets projekt no. 2018-05973.

Projektet pågick under perioden 2018–2022 och leddes av Åsa Strand, IVL Svenska Miljöinstitutet och Ane T Laugen, Universitetet i Agder (UiA). Till projektet knöts en referensgrupp inkluderande deltagare från relevanta aktörer. Referensgruppen träffades årligen för avrapportering av genomförda aktiviteter samt diskussion kring förvaltningsrelevans av framtagen information och kommande aktiviteter. Organisationer som deltagit aktivt i referensgruppen under projektets genomförande är:

- Havs- och Vattenmyndigheten
- Naturvårdsverket
- Länsstyrelsen i Västra Götaland
- Länsstyrelsen i Skåne
- Göteborgs stad
- 8+fjordar
- WWF
- Bohus Havsbruk
- Göteborgs Universitet
- Stockholms Universitet

Innehållsförteckning

Förord 3

Om projektdeltagarna 4

Kort om författarna 4
Övriga medverkande partners 6

Projektorganisation och referensgrupp 7

Innehållsförteckning 9

Sammanfattning 10

Summary 12

1 Bakgrund och syfte 14

2 Nulägesanalys 18

2.1 Definitioner 18
2.2 Kartläggning av dataunderlag 20

2.2.1 Historiska data 20
2.2.2 Nuvarande utbredning 23

2.3 Populationsutveckling av *Mytilus* och *Ostrea* 24

2.3.1 Översiktsinventering av *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar 24
2.3.2 Detaljinventering av specifika *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar 29

2.4 Generell hotbild 38

2.4.1 *Mytilus* 40
2.4.2 *Ostrea* 43
2.4.3 Kartläggning av påverkansmekanismer 43

2.5 Specifik hotbild från stillahavsostron 45

2.5.2 Födopreferenser och filtreringskapacitet 51
2.5.3 Täthetsberoende konkurrens 55

3 Syntes - nulägesanalys *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar 63

Referenser 66

Appendix 73

Appendix 1 Historiska rapporter 74
Appendix 2 Historiska rapporter som inte kunnat lokaliseras 75
Appendix 3 Högupplösta kartor över historiska förekomster av *Mytilus edulis* 76
Appendix 4 Högupplösta kartor över historiska förekomster av *Ostrea edulis* 82
Appendix 5 Kartläggning av generella hot mot *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar 87

Referenser kartläggning av hot 96

Appendix 6 Lista över referenser använda i födopreferens-analysen (kapitel 2.5.2) 98

Sammanfattning

Tvåskaliga blötdjur (bivalver) som blåmusslor (*Mytilus edulis*) och ostron (*Ostrea edulis*) är nyckelarter i kustekosystem, och de bidrar både till ökad biologisk mångfald genom att skapa livsmiljöer för andra organismer och till flera andra viktiga ekosystemtjänster. Under de senaste åren har både *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar minskat i antal och omfattning i Europa, och det finns också starka indikationer på en liknande situation för *Mytilus* i Sverige. För *Ostrea* saknas generellt kunskap om populationsstorlekar, vilket gör bedömningar av populationsutveckling problematisk. Den hotbildsanalys som genomförts av OSPAR för *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar i Europa indikerar att den primära orsaken till förlust av bivalvbankar i Europa är överexploatering av resursen och habitatförlust, samt sjukdomsutbrott orsakade av patogener. Svenska bivalvbestånd är dock mer eller mindre förskonade från dessa påverkansfaktorer, och andra aspekter kan därmed antas ha större påverkan på populationsutvecklingen. Till exempel finns det en oro bland förvaltande myndigheter att det invasiva stillahavsostronet (*Magallana gigas*) kommer att försämra förutsättningarna för livskraftiga bestånd av *Mytilus* och *Ostrea* i Sverige.

I detta projekt sammanställdes data från historiska (1970-talet och framåt) inventeringar med syfte att utvärdera om analys av förändringar av bivalvpopulationerna över tid var möjlig. Genomgången av historiska data från Bohuslän genererade inga tidsserier som kunde bidra till en värdering av populationsutvecklingen av *Mytilus* och *Ostrea*. I tillägg visade genomgången att inventeringsmetoderna som använts skiljde sig över tid och att det saknades en standardiserad definition av vad som betecknas som en bivalvbank. Sammantaget visar detta på behovet av kontinuitet och standardiserad övervakning av bivalvbankar, inkluderande en tydlig definition av vad som räknas som en bivalvbank. Detta skapar förutsättningar för uppbyggnad av tidsserier och uppföljning av trender i populationsutvecklingen av målarterna.

Sammanställningen av historiska data kombinerades också med en hotbildsanalys med fokus på interaktioner med det invasiva stillahavsostronet, med karteringar av nuvarande utbredningar och övervakning för utvärdering av populationsutveckling i nutid, samt med en analys av korttidsförändringar i populationsutbredning och/eller tätheter. Detta underlag kombinerades i en nulägesanalys för utvärdering av statusen av *Mytilus* och *Ostrea*-bankar idag. Hotbildsanalysen visade att på kort sikt är sjukdomsutbrott och parasiter troligen det största hotet mot svenska bivalvbestånd, detta på grund av den fortsatta importen av levande livsmedel som kan föra med sig patogener. I ett mer långsiktigt perspektiv är klimatförändringar och ökande förekomst av miljögifter allvarliga hot mot grunda, kustnära miljöer. Trots att det invasiva stillahavsostronet i hög grad har överlappande habitat och ekologiska funktioner som de inhemska arterna kunde vi i detta projekt inte se några tecken på negativa interaktioner. Övervakning av populationsutveckling i ett urval av bankar påvisade en minskning i individtäthet för både *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar över tid inom projektet (2018-2021), ett mönster som också stärktes för *Mytilus* genom återinventering av tidigare inventerade bankar. För *Ostrea* visade återinventeringen av tidigare inventerade lokaler ett mer spritt mönster, med en ökning av antalet ostron i vissa bankar medan antalet ostron på andra lokaler hade minskat. Sammantaget konstaterades att det är sannolikt att en minskning av framför allt *Mytilus* skett från 1990-talet och framåt, och att mer information krävs för att fastställa både omfattning och orsak till de mönster som observerats.

Baserat på resultaten rekommenderas fyra huvudåtgärder för att förbättra kunskapsläget för kustnära bivalver. För det första behöver artspecifika definitioner av vad som menas med *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar tas fram. Definitionen bör innehålla information om täckningsgrad/täthet, bankens area, fördelning av bivalver inom banken och förekomst av stillahavsostron. Definitionen bör

också likriktas med internationella ramverk och ta fältförhållanden i beaktning. För det andra bör övervakningsprogram som registrerar utbredning och förändringar i demografiska parametrar (t.ex. populationstäthet/täckningsgrad/biomassa, rekrytering, mortalitet och tillväxt) för både *Mytilus* och *Ostrea* etableras. Tidsserier av data är det enda som möjliggör analys av populationsutveckling och identifiering av hotbilder. För det tredje behöver infrastruktur och rutiner för lagring av inventeringsdata samt implementering i enlighet med FAIR-principen tas fram för att säkerställa att historiska uppgifter inte går förlorade. Mycket data förloras då det lagras inom specifika projekt och hos enskilda individer. Då data ofta samlas in inom pågående forskningsprojekt måste lösningar för lagring med publiceringsembargo för andra aktörer än de som samlat in uppgifterna utredas. Slutligen krävs fortsatt kunskapsbyggande om både generella och specifika hot och möjliga åtgärder som kan minska hotbilden. Exempel på aktiviteter kopplade till detta är generell påverkansanalys av olika riskfaktorer och kombinationer av dessa, kunskapsutveckling om effekterna av skörd av vilda *Ostrea*-bestånd och etablering av verksamhetsbaserad förvaltning samt kunskapsutveckling rörande födokonkurrens och andra interaktioner mellan stillahavsostron och våra inhemska bivalver, framför allt för *Ostrea*.

Summary

Bivalves such as mussels (*Mytilus edulis*) and flat oysters (*Ostrea edulis*) are key species in coastal ecosystems and they contribute to increased biodiversity by creating habitats for other organisms and to several other important ecosystem services. In recent years, both *Mytilus* and *Ostrea* banks have declined in number and extent in Europe, and there are also strong indications of a similar situation for *Mytilus* in Sweden. For *Ostrea*, knowledge of population sizes is generally lacking, which makes assessments of population development difficult.

The threat assessment carried out by OSPAR for *Mytilus* and *Ostrea* beds in Europe indicates that the primary cause of loss of bivalve beds in Europe is overexploitation and habitat loss, as well as disease outbreaks caused by pathogens. Swedish populations are, however, more or less spared from these factors and other aspects can therefore be assumed to have a greater impact on population development. However, other factors can also affect population development. For example, there is concern among management authorities that the invasive Pacific oyster (*Magallana gigas*) will worsen the conditions for *Mytilus* and *Ostrea* stocks in Sweden.

In this project, data from historical (1970s onwards) surveys was compiled with the aim of evaluating whether analysis of temporal changes in bivalve populations was possible. A review of historical data from Bohuslän did not generate any time series that could contribute to an assessment of the population development of *Mytilus* and *Ostrea*. In addition, the review showed that the survey methods used differed between studies and over time, and that there was a lack of a standardized definition of what is designated as a bivalve bed. Overall, this illustrates the need for continuity and standardized monitoring of bivalve beds, including a clear definition of what counts as a bivalve bed. This could support the development of time series to monitoring trends in the population development of the target species.

The compilation of the historical data was also combined with a threat analysis focusing on interactions with the invasive Pacific oyster, with mapping of current distribution patterns and monitoring to evaluate present day population development, as well as with an analysis of short-term changes in population distribution and/or densities. This information was combined in an analysis aimed to evaluate the current status of the *Mytilus* and *Ostrea* beds. The threat analysis showed that, in the short term, the main threat to the Swedish bivalve populations is probably disease outbreaks and parasites due to the continued commercial importation of live shellfish. In a more long-term perspective, climate change and the increasing presence of environmental toxins may pose serious threats to shallow, coastal, environments. Even though the invasive Pacific oyster to a large extent has overlapping habitats and ecological functions with the native species, no signs of negative interactions with the native bivalves were observed in this project. Monitoring of population development in selected bivalve beds showed a decrease in density of both *Mytilus* and *Ostrea* over the projects lifetime (2018-2021), a pattern that was also strengthened for *Mytilus* through the results of the re-survey of previously surveyed beds. For *Ostrea*, the re-survey of previously surveyed sites showed a more scattered pattern with an increase in the number of oysters in some beds while the number of oysters in other beds had decreased. Overall, it was concluded that it is likely that a reduction in *Mytilus* occurred during the 1990s and has continued onwards, and that more information is required to determine both the extent and cause of the patterns observed.

Based on the results in this project, four main actions are recommended to improve the state of knowledge for both *Mytilus* and *Ostrea*. Firstly, species-specific definitions of what is regarded as a bivalve bed should be developed. The definition should include information on coverage/density,

size, patchiness, and presence of Pacific oysters. The definition should also be aligned with international frameworks and take field conditions into account. Second, monitoring programs that record distribution and changes in demographic parameters (e.g., population density/recovery/biomass, recruitment, mortality, and growth) for both *Mytilus* and *Ostrea* should be established. Time series of data is the only thing that enables the analysis of population development and the identification of threats. Thirdly, infrastructure and routines for storing inventory data and implementation in accordance with the FAIR principle are needed to ensure that historical data is not lost. A lot of data is lost when it is stored within specific projects and with individuals. As data is often collected within ongoing research projects, solutions for storage with a publication embargo for actors other than those who collected the data should be explored. Finally, continued knowledge building is required about both general and specific threats and possible measures that can reduce the threats. Examples of such activities are impact analysis of various risk factors and combinations of these, knowledge development about the effects of harvesting of wild *Ostrea* and establishment of activity-based management, and knowledge development regarding food competition and other interactions between Pacific oysters and our native bivalves.

1 Bakgrund och syfte

Tvåskaliga blötdjur (bivalver) som blåmusslor (*Mytilus edulis*, hädanefter *Mytilus* eller musslor) och ostron (*Ostrea edulis*, hädanefter *Ostrea* eller ostron) är nyckelarter i kustekosystem, och de har två särskilt värdefulla egenskaper som bidrar till biologisk mångfald och viktiga ekosystemtjänster. Den första egenskapen är deras ekosystemingenjörsförmåga (Jones m.fl. 1994). Genom sin blotta närvaro skapar de livsmiljöer för andra organismer. Skalen skapar tredimensionella strukturer som fungerar som substrat för hårdbottenlevande arter, erbjuder skydd mot predation och bidrar med reproduktions-, uppväxt- och födosöksområden för många arter (Arve 1960, Newell 1988, Lenihan 1999). Stationära fiskarter använder till exempel tomma skal och håligheterna mellan skalen som bohålor (Figur 1, Crabtree och Middaugh 1982, Jansson m.fl. 1985, Norling m.fl. 2015).

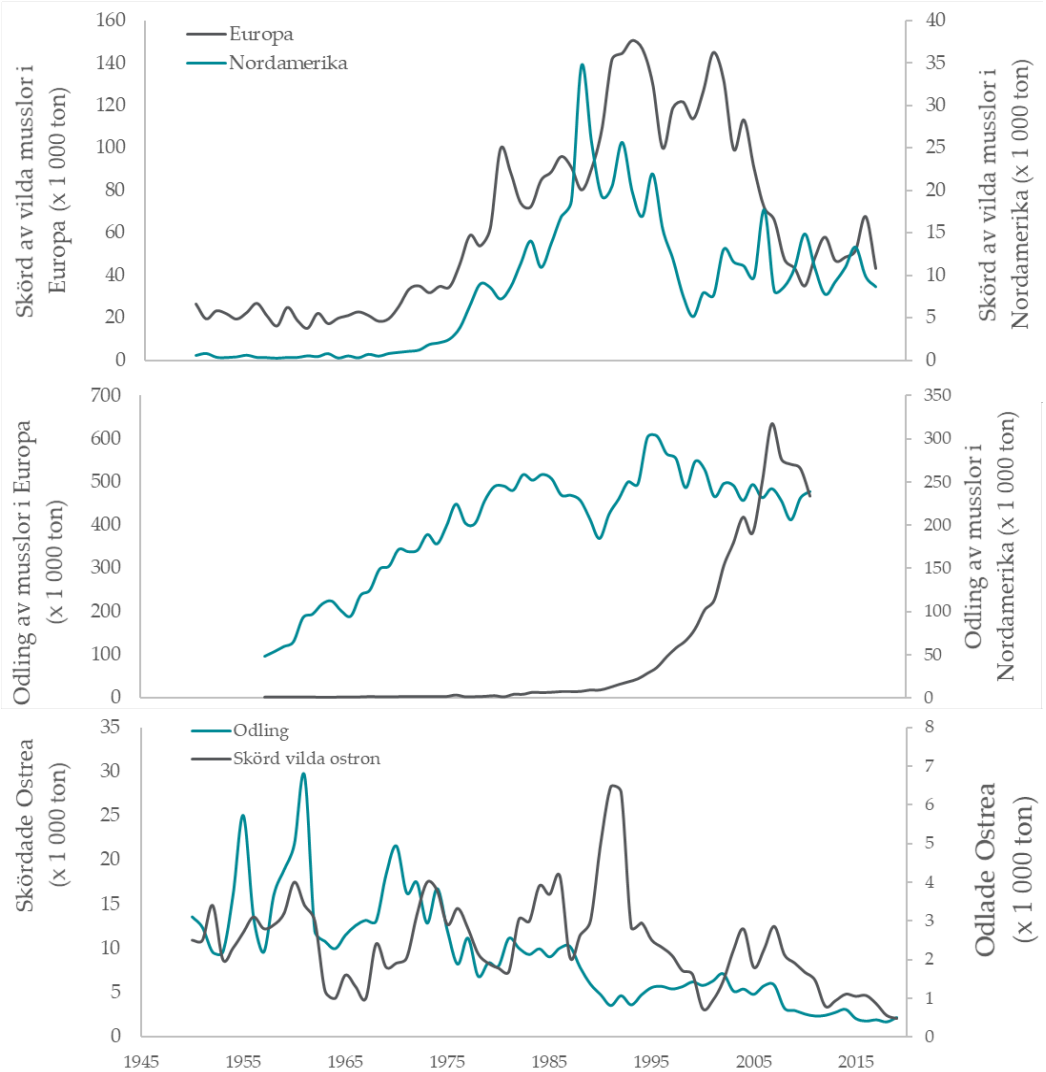
Figur 1. En tejstefisk (*Pholis gunellus*) som gömmer sig bland musslor i en *Mytilus edulis*-bank.

Den andra egenskapen är deras näringsåtervinningsförmåga. Bivalver filtrerar plankton från vattenmassan och deponerar organiskt material i sedimentet (Castel m.fl. 1989, Commito m.fl. 2008), något som minskar effekterna av övergödning och ökar produktion i bentiska system (Grabowski och Peterson 2007). Dessa två viktiga ekosystemfunktioner gör att skaldjursbankar har högre biodiversitet än många andra miljöer (Van Broekhoven 2005, Hosack m.fl. 2006, Royer m.fl. 2006, Kochmann m.fl. 2008, Troost 2010, Lejart och Hily 2011, Hollander m.fl. 2015, Norling m.fl. 2015). De stabiliserar också sediment som kan ge skydd mot kusterosion och kan även förbättra vattenkvaliteten i form av ökat siktdjup (OSPAR 2009, 2015, Venier m.fl. 2018). Bivalvbankars betydelse för biologisk mångfald och minskad övergödning framkommer därför tydligt i internationella, nationella, och regionala överenskommelser. Bankar av *Mytilus* och *Ostrea* nämns som särskilt skyddsvärda miljöer av OSPAR (OSPAR 2008), lyfts fram i det nationella åtgärdsprogrammet för havsmiljön kopplat mot marina strategin (Havs och Vattenmyndigheten 2021), och ingår i det regionala arbetet i Västra Götaland för att uppnå miljömålet ”Hav i balans samt levande kust och skärgård”.

Under de senaste åren har både *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar minskat i antal och omfattning i Europa (OSPAR 2008, Sorte m.fl. 2017, Lienart m.fl. 2020, Baden m.fl. 2021). Statistik från FAO (Food and Agriculture Organisation of the United Nations) visar också på en liknande trend med nedgång av produktionen av både av fiskade och odlade *Mytilus* och *Ostrea* i både Europa och USA (Figur 2[1]). Det finns också starka indikationer på en liknande situation för *Mytilus* i Sverige (Wernbo och Calderon 2015, Lienart m.fl. 2020, Baden m.fl. 2021). För *Ostrea* saknas generellt kunskap om populationsstorlekar, vilket gör bedömningar av populationsutveckling problematisk. De bestånd som finns i Sverige och Norge anses vara bland de största i Europa (Thorngren m.fl. 2019) och bevarande av de *Ostrea*-bestånd som återfinns i våra nordiska vatten är därför extra viktigt. Dock är kunskapen om historisk och nuvarande utbredning av både *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar begränsad och eftersom det saknas tidsserier med övervakning av demografisk utveckling av existerande bankar så är det svårt att verifiera att *Mytilus* och *Ostrea* i Sverige faktiskt minskat samt att

[1] Data från https://www.fao.org/fishery/statistics-query/en/aquaculture/aquaculture_quantity

kvantifiera omfattningen av en eventuell minskning. Det är dock osannolikt att bestånden av *Mytilus* och *Ostrea* i Sverige skulle avvika från den generella trenden i Europa.



Figur 2. Förändring i produktion av vilda och odlade *Mytilus* i Europa och i Nordamerika och för *Ostrea* i Europa över tid. Data från FAO (Food and Agriculture Organisation of the United Nations). Observera de olika skalorna på y-axlarna.

Den hotbildsanalys som genomförts av OSPAR för *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar har ett europeiskt perspektiv. Den primära orsaken till förlust av bivalvbankar i Europa är överexploatering och habitatförlust då både *Mytilus* och *Ostrea* skördats industriellt genom bottenskrapning, samt sjukdomsutbrott orsakade av patogener (OSPAR 2008). I ett historiskt perspektiv kan liknande trender i form av överexploatering av *Ostrea* ses också i Sverige, och fisket av vilda *Mytilus* har minskat sedan 2009. I dagsläget bedrivs inget fiske efter vilda *Mytilus* och fisket av *Ostrea* är mycket småskaligt. Sverige är i dagens läge också fortfarande fritt från de patogener som orsakat en minskning av *Mytilus* och *Ostrea* i Europa (Lindegarth 2012).

Det finns också andra faktorer som kan påverka populationsutvecklingen av *Mytilus* och *Ostrea.* Till exempel finns det en oro bland förvaltande myndigheter att det invasiva stillahavsostronet kommer att försämra förutsättningarna för livskraftiga bestånd av *Mytilus* och *Ostrea* i Sverige. Internationellt har både positiva och negativa effekter av stillahavsostron på *Mytilus* observerats.

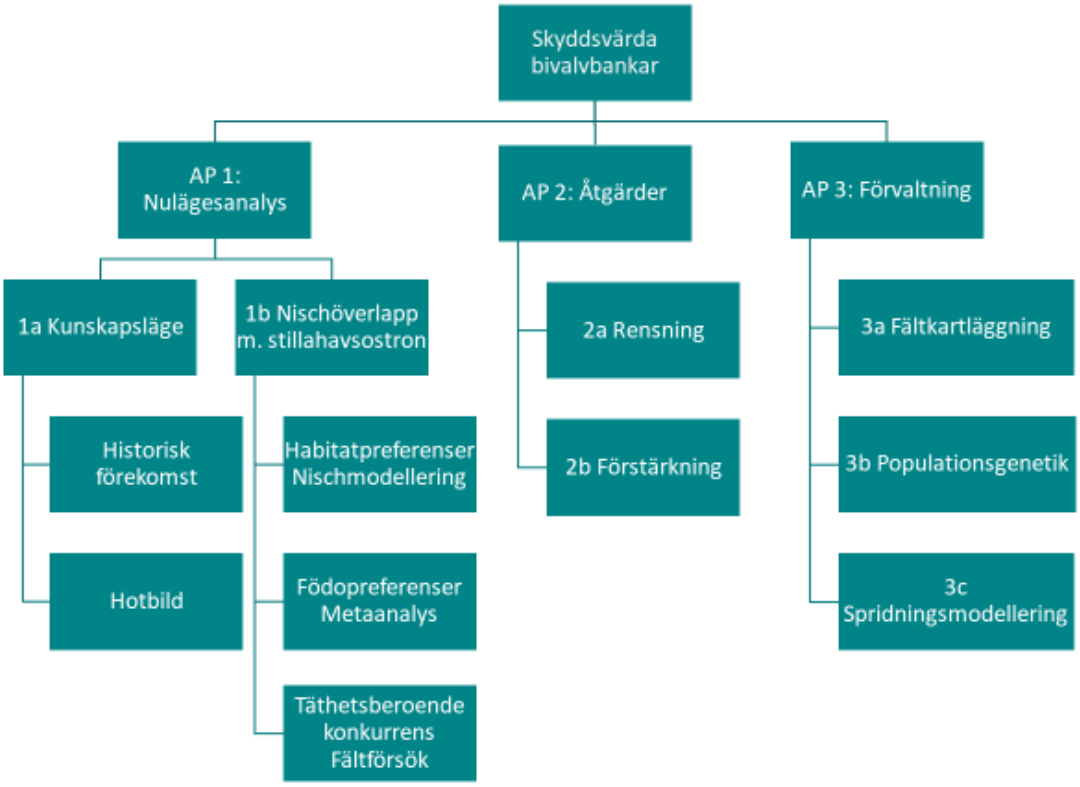
Exempelvis har *Mytilus* visat sig utnyttja stillahavsostron som substrat vid bottenfällning och som skydd mot predation (Diederich 2005, Troost 2009), men det finns också tecken på födokonkurrens mellan arterna (Troost 2009). Sammantaget tros samexistens vara möjligt (Reise m.fl. 2017). På motsvarande sätt är informationen rörande interaktioner mellan *Ostrea* och stillahavsostron splittrad. Det finns data som indikerar att det finns en risk för konkurrens mellan arterna (Laugen m.fl. 2015, Ezgeta-Balić m.fl. 2020, Bergström m.fl. 2021), samtidigt som andra studier visar på potential för samexistens (Zwerschke m.fl. 2018, Christianen m.fl. 2018, Stagličić m.fl. 2020). Hur interaktionerna mellan stillahavsostronet, *Mytilus* och *Ostrea* i Sverige ser ut är dock inte utrett.

Sammantaget finns flera skäl till att redan nu utforska vilka möjliga alternativ som finns för förstärkning av *Mytilus*- och *Ostrea*-populationerna och vilka metoder som skulle kunna användas om stillahavsostron visar sig vara ett hot mot våra inhemska bivalvpopulationer. Det kommer aldrig gå att rensa bort alla stillahavsostron, arten är permanent etablerad i svenska vatten, men rensningsinsatser kan möjligtvis vara värdefulla för att hålla nere bestånden i speciellt skyddsvärda habitat eller områden (Mortensen m.fl. 2019, 2022). Detta kräver dock metodutveckling och utvärdering för att fastställa påverkan och rimlighet av sådana aktiviteter. Det krävs också utveckling av metoder för beståndsförstärkning av *Mytilus* och *Ostrea*. Restaurering av *Ostrea*-populationer är en aktivitet som ökat alltmer i omfattning i Europa under det senaste årtiondet (Pogoda m.fl. 2019), och sedan 2018 finns ett nätverk etablerat (NORA – native oyster restoration alliance) med syfte att arbeta för ökat kunskapsutbyte och utveckling av ”best practices” kopplat till beståndsförstärkning av arten. Ännu kvarstår många utvecklingsområden för att visionen om livskraftiga *Ostrea*-populationer i Europa ska kunna realiseras. Det finns många likheter mellan *Mytilus* och *Ostrea*, och viss kunskap som tas fram för beståndsförstärkning av *Ostrea* kan tillämpas också på *Mytilus.* Artspecifika metoder behöver dock utvecklas också för *Mytilus*, men i dagsläget finns ingen samordning för musselrestaurering motsvarande den inom NORA-nätverket.

Förvaltning av vilda bestånd kräver också kunskap om vilka populationer/bankar som är speciellt värdefulla ur ett bevarandeperspektiv. Exempelvis är kunskap om populationsgenetiska strukturer, lokala mönster i rekrytering (det vill säga bottenfällning av nya musslor eller ostron) och spridning av larver av stort värde för att säkerställa en god genetisk bas för bevarande av källpopulationer och för att bibehålla en god rekryteringsbas och spridning av nya individer. Tidigare ansågs att genetisk differentiering mellan populationer av organismer i marina miljöer var obefintlig, men forskning under senare år har visat att spridningsbarriärer orsakade av till exempel strömförhållanden är vanliga, och kan resultera i genetiskt differentierade subpopulationer på geografiskt sett små skalor (Palumbi 2003). För både *Mytilus* och *Ostrea* saknas idag kunskapsunderlag om grundläggande populationsgenetiska strukturer, liksom om lokalrekryteringsmönster och larvspridning, varför en bedömning av olika bankars bevarandevärde inte är möjlig.

Syftet med detta projekt var att ta fram ett kunskapsunderlag för utformning av förvaltningsmodeller för skydd av Sveriges populationer av *Mytilus* och *Ostrea* (Figur 3). Projektet utvecklades för att täcka in de huvudsakliga frågeställningar som redovisats i ovanstående bakgrundsbeskrivning, det vill säga 1) en sammanställning av kunskapsläget rörande historisk och nutida utbredning samt hotbild, 2) metoder för förstärkning av *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar, samt 3) framtagande av underlag för bedömning av *Mytilus*- och *Ostrea*-bankars bevarandevärde ur ett förvaltningsperspektiv. Resultaten från dessa tre specifika områden kommer att redovisas i en rapportserie innehållande tre delar, en del för respektive arbetspaket. Rapporterna kommer att ha en liknande struktur som bygger på en gemensam inledning och generell bakgrund, som sedan expanderas mot en mer ämnesspecifik bakgrund kopplad till respektive område. Efter detta presenteras det arbete som genomförts inom projektet, och rapporterna avslutas med en syntesdel kopplad till varje rapports tematiska område.

I denna rapport presenterar vi arbetet som gjorts med att sammanställa kunskapsläget om historisk utbredning och nuvarande utbredning med målet att fastställa om en minskning av populationerna skett, samt rapporterar de studier som genomförts kopplade till både generell hotbild och mer specifik hotbild i förhållande till interaktioner med det invasiva stillahavsostronet (AP1). Vi redovisar också den kartering av *Mytilus* och *Ostrea* som genomförts inom AP3 i projektet (3a, fältkartläggning).



Figur 3. Projektets olika arbetspaket och aktiviteter

2 Nulägesanalys

Data till nulägesanalysen sammanställdes med flera olika metoder. För att fastställa historisk utbredning har existerande dataunderlag från tidigare genomförda inventeringar sammanställts (Appendix 1 och 2). Dataunderlaget samlades in från Länsstyrelsen i Västra Götaland, från kommunala samarbetspartners som 8+Fjordar, från konsultbolag som AquaBiota, samt från litteratur. Information om förekomster och icke-förekomster har visualiserats i kartor. Information om definitioner och inventeringsmetoder extraherades från inventeringsrapporter, kompletterades med litteratursökningar och intervjuer med författare av dessa rapporter. Slutligen jämfördes historisk utbredning med nuvarande utbredning baserad på karteringar genomförda under projektets gång (2018–2020) inom AP3. Stora delar av nulägesanalysen för *Mytilus* baseras på arbetet genomfört av Kristina Svedberg, (MSc-uppsats Svedberg 2019).

2.1 Definitioner

Vad som klassificeras som en bivalvbank har varierat över tid (Tabell 1) och mellan olika aktörer. Inom EU, i OSPAR-konventionen (OSPAR 2008), och i Sverige (intervjuade författare) används olika definitioner. Inom EU ingår definitionen av *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar i Natura-2000-habitatet biogena rev (1170, Naturvårdsverket 2014), och är en del av Art- och habitatdirektivet (Council of the European Union 1992). I detta sammanhang definieras biogena rev som ansamlingar av levande eller döda bivalver som tillsammans utgör en hårdbotten och kan användas som livsmiljö för epifauna (European commission 2007). För *Mytilus* nämner OSPAR:s definition från 2004 att områden bör rapporteras där habitatet tidigare funnits och att områden som endast innefattar döda *Mytilus* som inte sitter fast bör exkluderas. Ett förslag till förtydligande kom 2005 (OSPAR 2005), och sedan 2006 ska områden med ansamlingar av döda *Mytilus* och blandade ansamlingar av döda och levande *Mytilus* inkluderas (Tabell 1) och habitatets nuvarande skick ska noteras (OSPAR 2005).

Tabell 1. Definitioner av musselbankar som tillämpas i Sverige och Europa från fem olika typer källor; EU, OSPAR, Common Wadden Sea Sectretariat (CWSS), Länsstyrelsen i Västra Götaland (Lst VG), och författare av svenska historiska rapporter (F1-F4). Från Svedberg (2019).

	Funnits sedan	Min. täcknings-grad [%]	Bankstor-lek [m²]	Levande (L)/döda (D) musslor	Avstånd mellan bankar [m]
EU	1992	5–10*	-	LD	-
OSPAR	2004	30	25	LD	-
CWSS	2002	5	1000	L***	25
Lst VG	2010-tal	30**	-	-	-
F1	80-tal	100	1	>50% L	-
F2	80-tal	100	1	>50% L	10
F3	70/80-tal	20	1	L	-
F4	80-tal	100	1	L	-

*Definitionen ändrades från 5% till 10% 2011. **Länsstyrelsen använder OSPAR:s definition för musselbankar, men har en egen gräns vid 5% som de kallar för blåmusselbottnar. ***Står endast "samhällen av blåmusslor" i deras definition.

OSPAR:s definition av *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar inkluderar information om täthet (>30 procent täckningsgrad betecknas som hög täthet för *Mytilus* och ≥5 individer/m² för *Ostrea*), livsmiljö (tidvattensområden för *Mytilus* och 0-10 m för *Ostrea*), exponering (skyddade miljöer för både *Mytilus*

och *Ostrea*), samt substrat (för *Mytilus* allt från grus till lerbottnar och för *Ostrea* ej leriga bottnar, ibland med omfattande förekomst av skal från döda *Ostrea*, OSPAR 2009, 2015). Naturvårdsverket (2011) förtydligar definitionen i sin vägledning för habitat 1170 (Rev) som att *Mytilus*-bankar ingår i naturtypen om de har en täckningsgrad som överstiger 10 procent och rev avgränsas mot omkringliggande botten där revbildningen övergår med mer än 50 procent i mjukbottenytor och/eller där biogena bildningar understiger 10% av täckningsgraden. Den övre utbredningsgränsen avgränsas vid medelvattenståndet.

Common Wadden Sea Secretariat (CWSS) och Trilateral Monitoring and Assessment Group (2002) har definierat *Mytilus*-bank som ett bentiskt samhälle som kan bestå av flera mindre områden med ett maximalt mellanrum på fyra gånger det mindre områdets diameter (de Vlas m.fl. 2005). CWSS & TMAG anger ingen minimumsstorlek på bankar, men inventerar endast *Mytilus*-bankar större än 0.1 ha. Blandade bankar klassificeras som antigen *Mytilus*- eller stillahavsostronbankar baserat på vilken art som har högst biomassa inom banken (Marencic 2009). Saknas möjlighet att mäta biomassa kan en visuell bedömning av täckningsgrad göras, med *Mytilus*-bank definierad som <30 procent täckningsgrad av stillahavsostron, blandbank som 30 – 60 procent täckningsgrad av stillahavsostron och stillahavsostronbank som >60 procent ostron. Det kan konstateras att även om information om definitioner för *Ostrea*-bankar är mer begränsad än för *Mytilus*-bankar så kvarstår liknande problematik rörande avgränsning av bankars storlek, förekomst av levande och döda skal, och inblandning av stillahavsostron i bankarna.

Trots att OSPAR och Art- och Habitatdirektivet skapades på 90-talet (Council of the European Union 1992, OSPAR 2015), kom OSPARs definition av *Mytilus*-bankar så sent som 2004. Detta gör att definitionen av *Mytilus*-bankar i Sverige före 2000-talet varierade mycket över tid och mellan olika rapporter (Svedberg 2019). Till exempel rapporterade olika författare täckningsgrader mellan 20 och 100 procent som *Mytilus*-bankar, arean på de bankar som registrerades var som minst 1 x 1 m, och områden blev noterade som *Mytilus*-bankar om minst 50% procent av banken bestod av levande *Mytilus*, men antal eller andel levande eller döda *Mytilus* rapporterades inte. Ibland användes också definitionen att endast de levande individerna avgjorde täckningsgraden (Svedberg 2019).

I Länsstyrelsens inventeringar under senare tid har habitat definierats som blåmusselbottnar om habitatet har mellan 5 procent (EUs tidigare definition) och 30 procent (OSPAR:s definition) täckning av *Mytilus* (Svedberg 2019). Bland de genomgångna rapporterna (Svedberg 2019) använder vissa rapporter från de senaste tio åren sig av OSPAR:s eller Art- och habitatdirektivets definitioner (Loo och Pleijel 2008, Wernbo och Calderon 2015), men det är långt ifrån alla som gör detta och ju äldre rapport, desto mer diffus är definitionen av vad som observerats. I definitionerna av *Mytilus*-bank från OSPAR, EU, Vadehavet och de olika svenska rapporterna skiljer sig gränsdragningen för täckningsgrad med 95 procentenheter (dvs. från 5 procents täckningsgrad till 100 procents täckningsgrad för att klassas som *Mytilus*-bank). Detta komplicerar tolkningen av insamlad data och förvaltningen av bestånden, till exempel då hela Sverige innefattas av Art- och habitatdirektivet, men endast Skagerrak och Kattegatt innefattas i OSPAR-området (OSPAR 2008). Detta tas hänsyn till i Länsstyrelsen i Västra Götalands definition (Tabell 1), men hur detta hanteras av andra myndigheter är ännu oklart.

Även om de flesta idag är överens om att gränsdragningen borde baseras på täckningsgrad råder det oenighet om vid vilken procentuell täckningsgrad som en miljö ska klassas som musselbank (Svedberg 2019). Att fokusera enbart på täckningsgrad kan också vara problematiskt, om än tidseffektivt, då *Mytilus*-bankars tredimensionella struktur och fluktuationer i tjocklek ignoreras (Härkönen 1981). Oavsett tjocklek kommer täckningsgraden bli densamma, vilket kan göra att en eventuell minskning av *Mytilus* i en bank kan missas (Svedberg 2019). Vid övervakning av *Mytilus*-

populationer bör därför såväl täckningsgrad som biomassa och storleksfördelning inkluderas. Baserat på de definitioner av *Mytilus*-bankar som granskats har följande kriterier identifierats som viktiga för att kunna definiera en bivalvbank och för att underlätta jämförelse av data över tid.

1) **Täckningsgrad och/eller täthet**. Om täckningsgrader av *Mytilus* eller tätheter av *Ostrea* noteras på ett strukturerat sätt enligt en fastställd metodik vid inventering/kartering så kan en definition appliceras vid en senare databearbetning. Detta gör att uppgifterna från en inventering kommer att kunna användas till flera olika syften, då data kan sorteras och klassificeras för olika ändamål. Förekomsten av stillahavsostron bör dokumenteras och ingå definitionen
2) **Storleken på banken**. Om storlek på bank noteras kan förändring i utbredning studeras vid uppföljning. Avståndet mellan bankar är också en viktig faktor, liksom att definiera hur områden med musslor ska hanteras, för att undvika subjektiva bedömningar av musselbankarna. Något som enligt en definition hade setts som en stor bank kanske enligt en annan är flera separata mindre bankar.
3) **Döda eller levande bivalver**. I många fall är det i nuläget oklart vid täckningsgradsbedömningar om bedömningen inkluderar täckningsgrad av levande individer, av skal, eller av både och. Både levande och döda individer kan ha en viktig roll som habitat (bland annat då båda varianterna utgör en hård yta på mjuka bottnar). Genom att notera förhållandet mellan levande och döda skal så kan eventuella förändringar i populationsutvecklingen noteras, till exempel så kan en ökning av andelen skal i förhållande till levande organismer indikera att en bank håller på att försvinna.
4) **Frånvaro av bivalver**. I de inventeringar som tidigare genomförts finns förekomstdata registrerat, men det saknas observationer av var bivalverna inte påträffats. Detta är värdefull information för att kunna följa populationsutveckling över tid.

2.2 Kartläggning av dataunderlag

För att utreda om tidigare inventeringsdata kan bidra till att identifiera trender rörande populationsutvecklingen av *Mytilus* och *Ostrea* i Sverige sammanställdes inventeringsrapporter publicerade mellan åren 1971 och 2015 (Appendix 1). Data från inventeringar och rapporter identifierades genom tips från experter, Länsstyrelsen i Västra Götaland och genom litteratursökningar. Data som inte tidigare registrerats digitaliserades manuellt. Ett omfattande arbete genomfördes också för att koppla rapporter till tillhörande dataset baserat på en sammanställning utförd av AquaBiota 2017 och Länsstyrelsen i Västra Götaland. Vid genomgång av data och rapporter noterades vilken metod och definition av *Mytilus*-bank som använts, förekomst av *Mytilus* och *Ostrea*, om data baserades på levande eller döda bivalver, om data visade om bivalver var närvarande och/eller frånvarande, samt vilket område som inventerats. I de fall metoder och definitioner saknats i rapporterna genomfördes intervjuer med rapportförfattarna. Data visualiserades med hjälp av programmeringsspråket R, version 4.2.1 (R Core Team 2022) och paketet Leaflet, version 2.1.1 (Cheng et al, 2022).

2.2.1 Historiska data

Antalet genomförda inventeringar av bivalvbankar varierar stort mellan områden och årtionden. Under 1970-talet utfördes endast två inventeringar; en i Byfjorden och en vid öarna runt Tjärnö (Figur 4, 5). Under 1980-talet utfördes tio kommuninventeringar längs med större delen av västkusten; i området från Göteborg till Strömstad inventerades alla kommuner förutom Tjörn, Orust och

Göteborg. I tillägg till *Mytilus*-förekomster registrerades t.ex. också ålgräs och brunalger. Under 1990-talet genomfördes tre inventeringar mellan Göteborg och Uddevalla (Appendix 1). Av de åtta inventeringar som gjordes under 2000-talet genomfördes tre av åtta inventeringar i Göteborgs och Öckerös kommuner (Figur 4; 5; Appendix 3, 4). Resterande inventeringar var spridda längs med kusten (Kungälv, Orust, Tanum och Strömstad kommun). Under de senaste tio åren har antalet inventerade områden ökat och närmar sig antalet från 1980-talet, främst beroende på det arbete som bedrivits av Länsstyrelsen i Västra Götaland. 2013–2014 utfördes inventeringar över stora delar av kusten med ett fokus på fjordsystemet runt Orust. Inga inventeringar gjordes dock i Öckerö, Tjörn och Sotenäs kommuner. För *Ostrea* har omfattande inventeringsinsatser också drivits av Göteborgs universitet, ofta i samarbete med Länsstyrelsen (Lindegarth m.fl. 2014).

Sedan de första inventeringarna gjordes har få lokaler återinventerats. Byfjorden i Uddevalla är det enda område som har inventerats en gång per årtionde med undantag för 00-talet. Trots att samma fjord har återinventerats har dock inte alla inventeringspunkter blivit uppföljda vid varje tillfälle eftersom syftet med nya inventeringar inte har varit att följa upp gamla lokaler utan att inventera så stora ytor som möjligt (Svedberg 2019). I tillägg har olika kvantifieringsmetoder använts vid de olika inventeringstillfällena. På 70-talet registrerades t. ex. täthetsdata och vid senare tillfällen har täckningsgrad noterats. Tillsammans gör detta att uppgifterna inte kan kombineras till en kontinuerlig tidsserie. Med undantag för ovan nämnda Byfjorden har flera olika områden inventerats två gånger under perioden 1970–2018, med ett tidsspann mellan inventeringar på 5–30 år.

Figur 4. Översikt över studier som rapporterar historiska (1970-2017) förekomster och frånvaron av *Mytilus* från Göteborg till Strömstad. Kartorna finns i större versioner i Appendix 3.

Figur 5. Översikt över studier som rapporterar historiska (1970-2017) förekomster och frånvaron av *Ostrea* från Göteborg till Strömstad. Notera att säkerställda data från 1990-talet saknas i denna översikt. Kartorna finns i större versioner i Appendix 4.

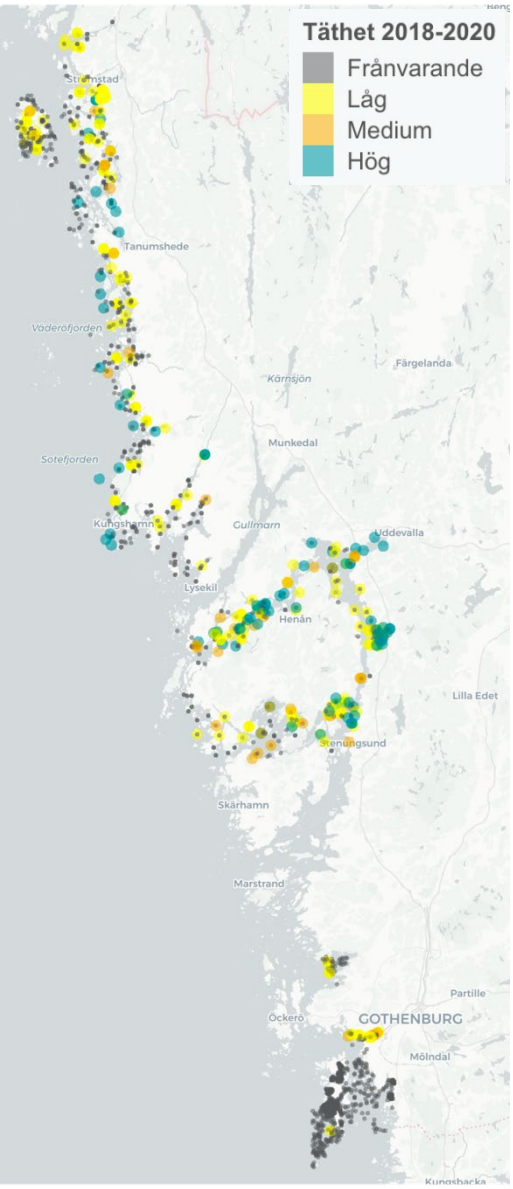
Metoderna som har använts vid inventering av bivalvbankar har varierat genom åren. Den vanligaste metoden har varit vattenkikare, som har använts kontinuerligt från 1970-talet fram till idag (Svedberg 2019) men också skrapa, dykning, flygbildstolkning, videofilmning och undervattenskamera har används i flera studier. Dykning och flygbildstolkning har använts kontinuerligt, medan skrapa användes under 70-, 80- och 90-talen (Svedberg 2019). Skrapan har ersatts med undervattenskamera och videofilmning, vilket skedde under sent 1990-tal. För- och nackdelar med respektive metod finns sammanfattade i Tabell 2 . För att data ska klassas som ”frånvaro av bivalver” behöver man aktivt ha letat efter blåmusslor men inte hittat några. Vid vissa inventeringsmetoder som t.ex. video bör sannolikheten för falsk frånvaro (dvs. bivalver finns även om de inte upptäcks med inventeringsmetoden) bedömas.

Tabell 2. Möjligheter och begränsningar med olika metoder för inventering av *Mytilus*- och *Ostrea*- bankar. Metodernas möjligheter och begränsningar är klassade som "Ja", "Delvis" eller "Nej". Baserat på Svedberg (2019).

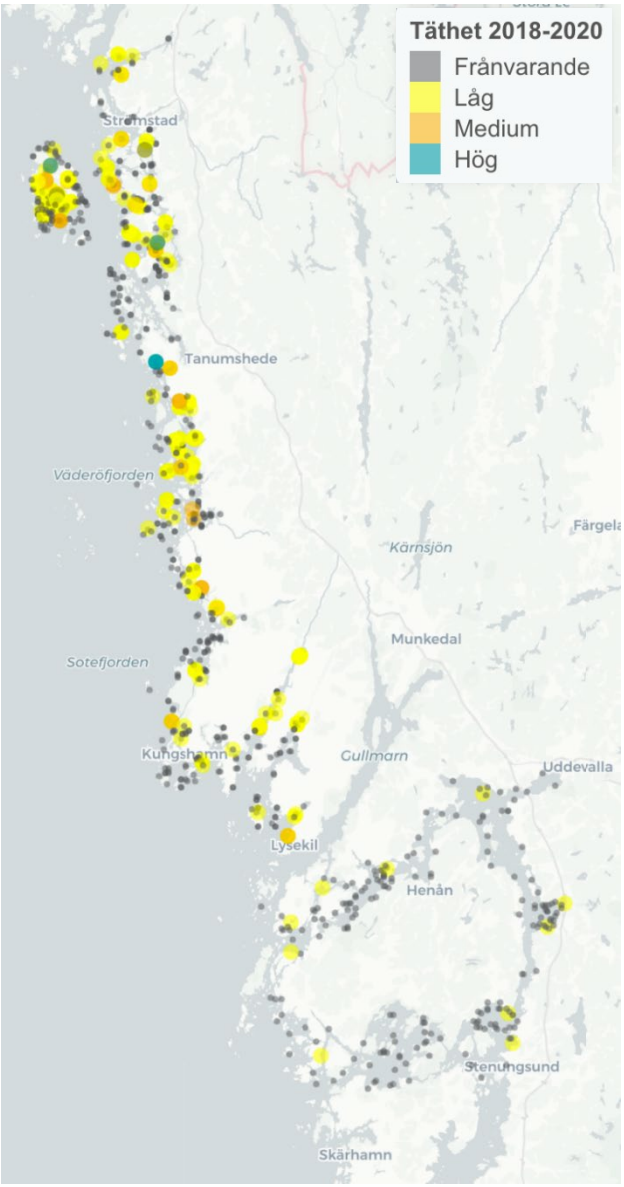
Metod	Vatten-kikare	Dykning	Skrapa	Undervattens-kamera	Flygbilds-tolkning	Drop-video
Kan inventera stora områden på kort tid	Ja	Nej	Nej	Delvis	Ja	Delvis
Siktberoende	Ja	Ja	Nej	Delvis	Ja	Delvis
Billigt	Ja	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej
Djupberoende	Ja	Nej	Nej	Delvis	Ja	Delvis
Går att fastställa förekomst	Ja	Ja	Ja	Ja	Delvis	Ja
Går att fastställa utbredning/täckningsgrad	Ja	Ja	Nej	Ja	Delvis	Ja
Går att fastställa storlek	Delvis	Ja	Ja	Delvis	Nej	Delvis
Går att fastställa täthet	Delvis	Ja	Ja	Delvis	Nej	Delvis

2.2.2 Nuvarande utbredning

Den nuvarande utbredningen av *Mytilus* och *Ostrea* visas i Figur 6 respektive 7. Huvuddelen av denna översikt består av inventeringar som utfördes inom detta projekt samt i samarbete med Göteborgs universitet under perioden 2018-2020. Kartläggningen av både *Mytilus* och *Ostrea* planerades på ett sådant sätt att data kan användas till habitatmodellering samt beräkning av populationsstorlekar. I området Strömstad till Lysekil valdes lokaler som tidigare (2013/2014) hade inventerats av Göteborgs universitet med syfte att studera förekomst av *Ostrea*. Lokalerna valdes som en del i uppbyggnaden av en tidsserie för övervakning av utvecklingen av *Ostrea*-populationen i detta område. Ett antal lokaler inom djupområde 0-0,5 m lades till de ursprungliga inventeringspunkterna för att bättre representera också provtagning av *Mytilus*. I tillägg till dessa lokaler kompletterades inventeringen med lokaler runt Orust-området.



Figur 6. Nuvarande (2018-2020) utbredning av *Mytilus* från Göteborg till Strömstad.



Figur 7. Nuvarande (2018-2020) utbredning av *Ostrea* från Tjörn till Strömstad

Inventeringspunkterna slumpades ut baserat på djup- och exponeringskategorier för att ge en heltäckande bild av *Mytilus*- och *Ostrea*-förekomsterna i området. Djupare områden (0,5–6 m) inventerades med videokamera (för metodbeskrivning, se Lindegarth m.fl. 2014, Thorngren m.fl. 2017, samt Mortensen m.fl. 2022). Grundare områden (0-0,5 m) inventerades med rutor av standardiserade storlekar (Mortensen m.fl. 2022). För båda arterna visas observerade tätheter som följande kategorier; hög (≥5 individer per m²), medium (mellan 1 och 5 individer per m²) och låg (<1 individ per m²).

Kartorna över nuvarande utbredning inkluderar också inventeringar utförda inom LONA-projektet i Göteborgs kommun där flera inventeringar aktivt har letat efter blåmusslor (Miljöförvaltningen Göteborgs Stad 2019a,b,c; 2020a,b,c). Där blåmusslor har hittats har täckningsgrad registrerats. För att kunna visualisera detta tillsammans med projektets inventeringar har vi översatt täckningsgrad till täthet på följande sätt: täckningsgrad 1- 24 procent = låg täthet, 25 – 49 procent medium täthet, 50 -100 procent = hög täthet.

Figur 6 och 7 visar inventerade lokaler och tätheter för *Mytilus* respektive *Ostrea*. *Mytilus*-förekomster med höga tätheter (87 av 1943 observationspunkter) påträffades spridda över det mesta av området, men flertalet av förekomsterna hade antigen låg (197 lokaler) eller medium täthet (45 lokaler). För 1614 av observationerna var *Mytilus* frånvarande. För *Ostrea* var motsvarande siffror 6 (hög), 150 (låg), 29 (medium) och 731 (frånvarande).

2.3 Populationsutveckling av *Mytilus* och *Ostrea*

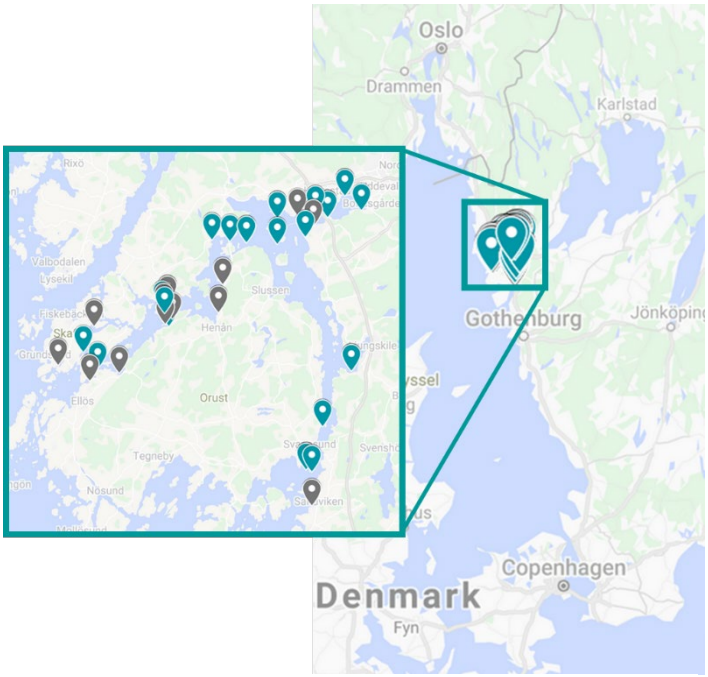
För att studera populationsutveckling av M*ytilus*- och *Ostrea*-bankar har, förutom sammanställningen av historiska data, två studier genomförts. En för att studera storskaliga förändringar för många lokaler över ett längre tidsperspektiv (kapitel 2.3.1 Översiktsinventering av *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar) och en för att studera småskaliga förändringar genom detaljinventering av få lokaler (kapitel 2.3.2 Detaljinventering av specifika *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar).

2.3.1 Översiktsinventering av *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar

För att utreda storskaliga förändringar i förekomst av *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar genomfördes återbesök av lokaler som tidigare inventerats. Målet var ursprungligen att genom analys av historiska inventeringar (genomförda från 1970-talet och framåt) identifiera områden och lokaler som inventerats upprepade gånger och sedan återinventera dessa med liknande metodik. Dock visade sig dataunderlaget baserat på historiska undersökningar vara av sådan kvalitet att det var svårt att hitta lämpliga lokaler att följa upp, bland annat för att det ofta saknades definitioner av vad som inkluderats i inventeringarna, metoderna var otillräckligt beskrivna och/eller det saknades kvantifiering av *Mytilus* och *Ostrea* (dvs. den mesta informationen bestod av förekomstdata). Därför beslutades att använda data från en inventering av *Mytilus* runt Orust genomförd av länsstyrelsen i Västra Götaland under perioden 2012-2014, samt data från en studie av *Ostrea* genomförd av Göteborgs universitet (Lindegarth m.fl. 2014, Thorngren m.fl. 2019, Bergström m.fl. 2021) under perioden 2013-2014.

2.3.1.1 *Mytilus*

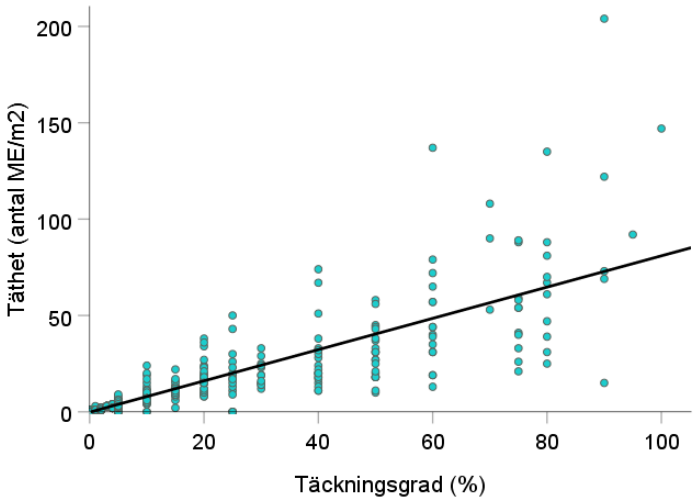
Länsstyrelsen i Västra Götaland inventerade under perioden 2012-2014 *Mytilus*-bankar i Orustområdet (Figur 8). Inventeringarna genomfördes från båt med olika tekniker (vattenkikare, dropvideo) men *Mytilus*-bankarnas utbredning bestämdes också via flygfoto. Ofta verifierades flygfotodata via fältbesök. Täckningsgrad av levande *Mytilus* noterades för varje lokal. Data digitaliserades med polygoner för respektive identifierad lokal med *Mytilus*.



Figur 9. Lokalisering av *Mytilus*-bankar inventerade 2012-2014 och 2018. Gröna markörer = lokaler med hög täckningsgrad av *Mytilus* (>30%), grå markörer = lokaler med låg täckningsgrad av *Mytilus* (0-10%). Karta från Google maps.

Baserat på detta dataunderlag valdes 19 lokaler i området ut som vid inventeringen 2012-2014 uppvisade medeltäckningsgrader >30 procent *Mytilus*, och 13 lokaler som vid inventeringen 2012-2014 uppvisade medeltäckningsgrader på 0–10 procent *Mytilus*. Dessa lokaler inventerades 2018 med släpvideo enligt förbestämda transekter. Transekterna planerades genom utplacering inom lokalspecifika polygoner i ett dataskikt framtaget av länsstyrelsen i Västra Götaland. Transekterna planerades så att de täckte in det längsta avståndet från ena sidan av polygonen till den andra (i en rak linje). I vissa fall var polygonerna oregelbundna och två transekter placerades ut för att täcka polygonen på ett representativt vis. För varje transekt identifierades start- och slutkoordinat, och denna sträcka filmades sedan i fält. Vid analys av videofilmerna plockades en stillbildsruta ut från videofilmen med 2 m mellanrum längs transekten. Antalet stillbilder per lokal påverkades med andra ord av områdets storlek och de filmade transekternas längd. Som minst analyserades åtta stillbilder och som mest 79 bilder per lokal. För varje ruta bedömdes täckningsgrad av levande *Mytilus*. På varje stillbild räknades antalet *Mytilus* och täckningsgrad av levande *Mytilus* (%) bedömdes.

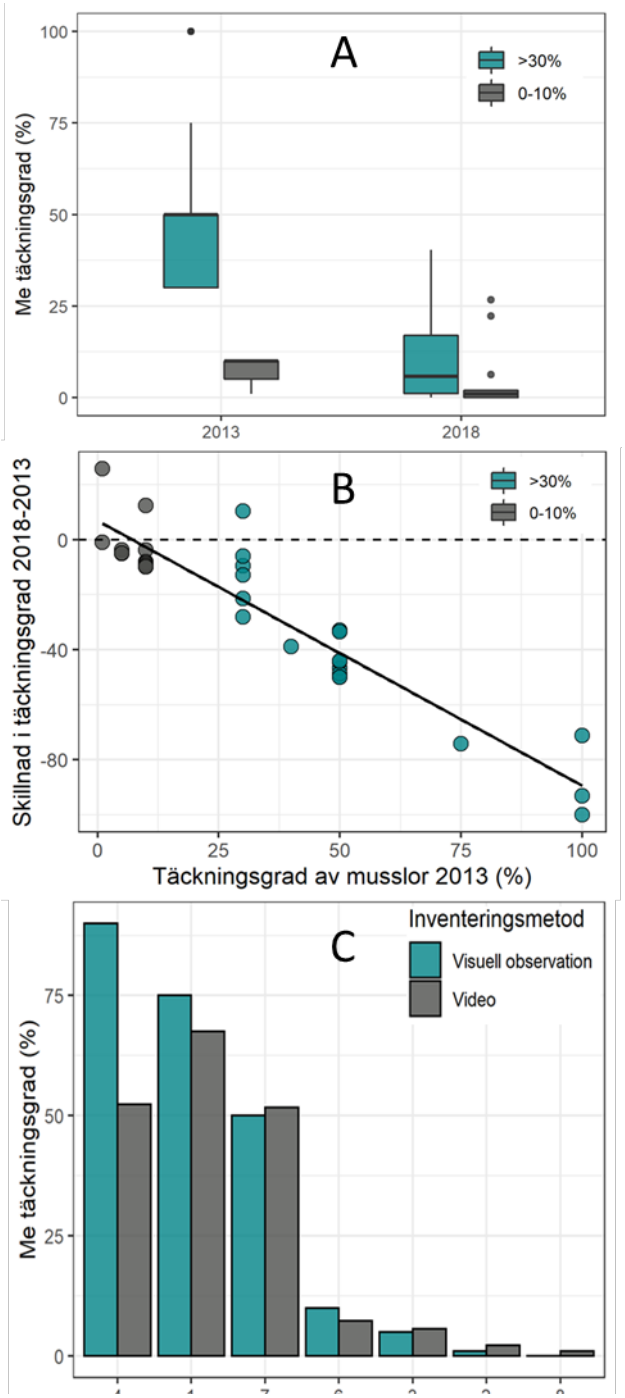
Som förväntat fanns en signifikant korerlation mellan täckningsgrad och uppmätt täthet av *Mytilus* (Figur 9, Linjär regression, R^2=0,73, $F_{1,1265}$=3498, P<0,001, Y=bX, b=0,807) med ökande varians vid högre tätheter av *Mytilus*. 80–100 procent täckningsgrad av *Mytilus* motsvarades på dessa lokaler av en täthet av 15-204 individer/m², med en median på 70 individer/m².



Figur 8. Korrelation mellan täckningsgrad (%) och täthet (antal individer/m²) vid videoinventering av *Mytilus*-bankar.

Trots transformering uppvisade täckningsgradsdata icke-homogena varianser varför en robust ANOVA (Brown-Forsythe) användes för att analysera skillnader i täckningsgrad av *Mytilus* mellan lokaler med hög täckningsgrad (>30 procent) och lokaler med låg täckningsgrad (0-10 procent). Som förväntat skiljde sig täckningsgraden av *Mytilus* åt mellan dessa två kategorier år 2013 med högre täckningsgrad i den högre kategorin (Brown-Forsythe, $F_{1, 19}$=63,5, P<0,001), men samma mönster upprepades inte år 2018 (Brown-Forsythe, $F_{1, 29}$=2,5, P=0,125, Figur 10A). Parvisa jämförelser mellan år för hög- och lågtäthetslokaler separat visade också att täckningsgraden i högtäthetsområdena har minskat signifikant från 2013 till 2018 (Wilcoxon signed ranks test, P<0,001) medan täckningsgraden av *Mytilus* i lågtäthetsområdena inte skiljde sig åt signifikant mellan åren (Wilcoxon signed ranks test, P=0,096, Figur 10A). Detta innebär att täckningsgraden av *Mytilus* i högtäthetsområden minskat under den tidsperiod som studerats medan täckningsgraden av *Mytilus* i lågtäthetsområden var oförändrad. Det fanns också ett mycket tydligt samband mellan täckningsgrad av *Mytilus* 2013 och förändring i täckningsgrad över tid (Figur 10B), med ökande förlust av *Mytilus* med ökande täckningsgrad. Att lokaler med låg täckningsgrad uppvisade en liten förändring är naturligt då få musslor kunde förloras, däremot är den stora förlusten av musslor på lokaler med hög täthet anmärkningsvärd.

För att säkerställa att den observerade skillnaden mellan lokaler över tid inte var en artefakt orsakad av skillnader i inventeringsmetodik genomfördes 2020 en metodutvärdering där sju lokaler med varierande täckningsgrad av *Mytilus* i Orustområdet inventerades dels med släpvideo, dels med vattenkikare och visuell uppskattning av täckningsgrad av *Mytilus*. Liksom i föregående analys användes ett icke-parametriskt test anpassat för parvisa jämförelser av samma objekt. Analysen visade att täckningsgraden av *Mytilus* bestämd med de två inventeringsmetoderna inte skiljde sig åt signifikant (Wilcoxons signed ranks test, P=0,499, Figur 10C). Visuellt kan observeras

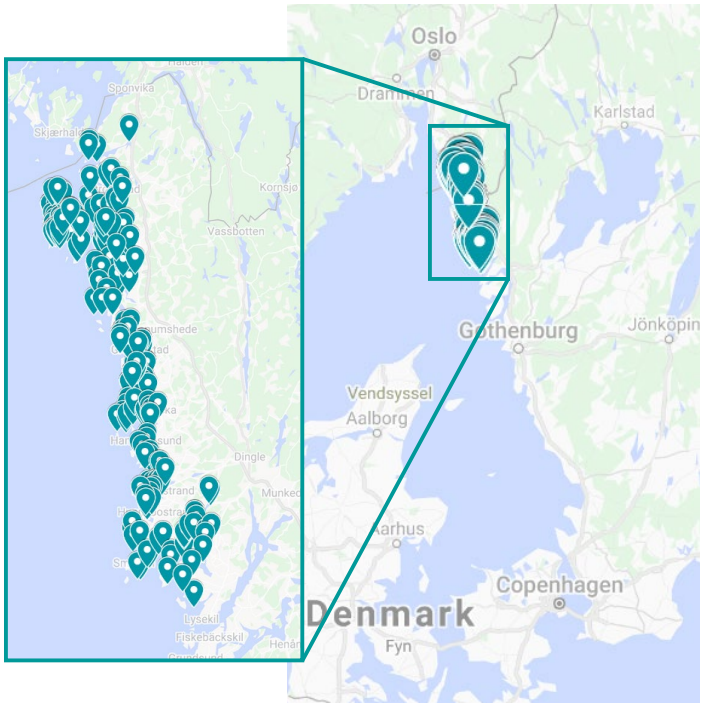


Figur 10. A: Täckningsgrad av *Mytilus* på lokaler med hög (>30%, gröna boxar) och låg (0-10%, grå boxar) täckningsgrad vid inventeringen 2012-2014. Varje box representerar maxvärde (övre stapeln), minimumvärde (nedre stapeln), medianen (den tjocka linjen i varje box), nedre kvartilen (nedre delen av boxen 25% av data) och övre kvartilen (övre delen av boxen, 25% av data). B: Skillnad i täckningsgrad för *Mytilus* mellan 2013 och 2018 i förhållande till ursprunglig täckningsgrad (%) på respektive lokal. C: Skillnad i täckningsgrad för *Mytilus* inventerade med två olika metoder på lokaler med olika täckningsgrad av musslor. X-axeln representerar olika lokaler.

att generellt är avvikelserna mellan de två metoderna små utom för en av lokalerna där täckningsgraden av *Mytilus* skiljde sig åt med ca 40 procent mellan metoderna (Figur 10C). Vad detta beror på är svårt att avgöra. Den observerade förändringen i täckningsgrad av *Mytilus* över tid i föregående studie bör därmed vara ett resultat av andra orsaker än metodskillnader.

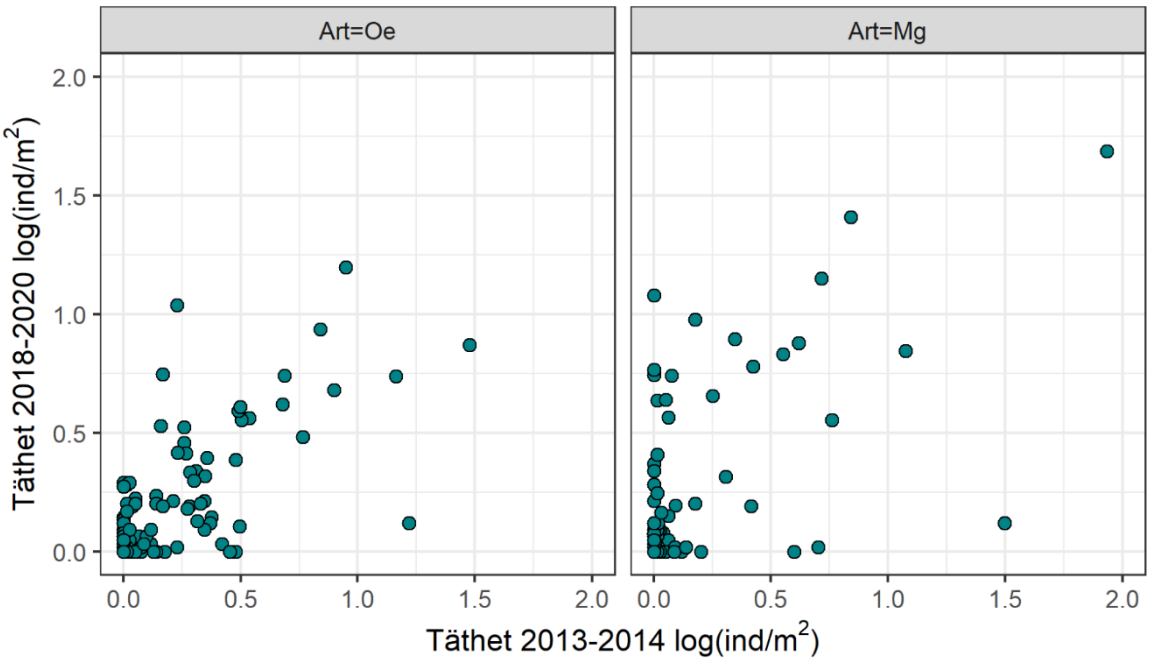
2.3.1.2 *Ostrea*

För att studera storskaliga förändringar i populationer av *Ostrea* användes inventeringsdata från Göteborgs universitet från studier genomförda 2013-2014. Metoder för datainsamling finns beskrivet i Lindegarth m.fl. (2014), Thorngren m.fl. (2019) och Bergström m.fl. (2021). Kort sammanfattat slumpades lokaler ut inom olika djup och exponeringsstrata inom ett område som sträckte sig från Strömstad till Lysekil och lokalerna filmades med släpvideo. Datasetet som samlades in bestod av två studier, dels drygt 200 lokaler inventerade för forskningsändamål fördelade från Koster i norr till Lysekil i söder (Thorngren m.fl. 2019, Bergström m.fl., 2021), dels drygt 200 lokaler inventerade runt Koster inom ett tilläggsuppdrag via länsstyrelsen i Västra Götaland (Lindegarth m.fl. 2014). Ytterligare tolv lokaler, som använts för yngelsamling inom det projektet under samma år, lades till det totala datasetet på >400 lokaler innan urvalet av lokaler för återbesök i detta projekt gjordes. De tolv lokalerna hade inventerats på motsvarande sätt som övriga lokaler 2013/2014 och bedömdes som viktiga då de utgjorde högtäthetsområden för *Ostrea*. Av detta dataset återinventerades majoriteten av de ursprungliga lokalerna från Thorngren m.fl. (2019) och Bergström m.fl. (2021) samt yngelsamlingslokalerna, totalt 202 lokaler (Figur 11), under perioden 2018-2020. Extralokalerna runt Koster inkluderades däremot inte i återinventeringen.



Figur 11. Lokalisering av *Ostrea* lokaler inventerade 2012-2014 och 2018. Karta från Google maps.

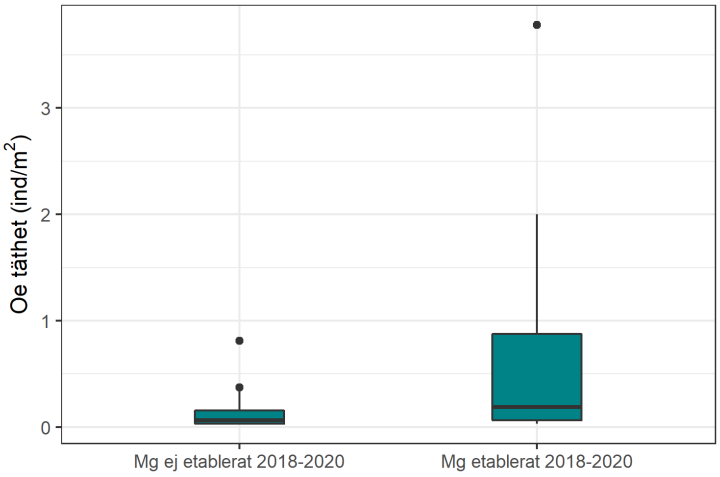
År 2013-2014 var max och medeltätheterna på alla inventerade lokaler 28,9 och 0,67 individer/m² för *Ostrea* och 84,7 och 0,82 individer/m² för stillahavsostron. År 2018-2020 var motsvarande siffror 14,8 och 0,54 för *Ostrea* och 47,7 och 0,89 för stillahavsostron. Då data inte uppfyllde förutsättningarna för parametriska tester användes icke-parametriska test för att utvärdera om tätheten (antal individer/m²) på respektive lokal och för respektive art ändrats från 2013-2014 till 2018-2020. För *Ostrea* observerades inga signifikanta förändringar i täthet på lokalerna (Wilcoxons signed ranks test, P=0,097, Figur 12), dvs. det observerades varken en generell ökning eller en generell minskning av *Ostrea* över tid. I enlighet med detta kan från Figur 11 observeras att tätheten av *Ostrea* på vissa lokaler har ökat medan den på andra har minskat. För stillahavsostron har tätheten av ostron ökat signifikant under perioden (Wilcoxons signed ranks test, P<0,001, Figur 12), framför allt i lokaler som hade låga tätheter av stillahavsostron 2013/2014.



Figur 12. Antal *Ostrea* (OE) och antal stillahavsostron (Mg) per m² inventerat med släpvideo 2013-2014 och antal av båda arterna inventerade på samma lokaler med samma metod 2018-2020. Data är Log10 transformerade då tätheterna på lokalerna skiljde sig mycket åt.

För att utreda om förekomsten av stillahavsostron på en lokal påverkade utvecklingen av *Ostrea*-bestånden på samma lokal analyserades förändring i täthet av *Ostrea* (dvs. täthet av *Ostrea* 2013/2014 - täthet av *Ostrea* 2018/2020) mot täthet av stillahavsostron 2013 med linjär regression. Analysen påvisade en signifikant ökning av *Ostrea* med ökande täthet av stillahavsostron (Linjär regression, R^2=0,068, $F_{1, 200}$=14,5, P<0,001, Y=a+bX, a=-0,033, b=2,57). Det låga R^2 värdet indikerar dock att det är en liten del av variationen som förklaras av sambandet mellan *Ostrea* och stillahavsostron, och det är mer troligt att lokalspecifika förhållanden är viktigare för ostronpopulationernas utveckling än interaktionen arterna emellan.

År 2013-2014 påträffades 40 lokaler som enbart hade *Ostrea* och inga stillahavsostron på lokalen. År 2018-2020 hade antalet lokaler utan stillahavsostron minskat till 27, en minskning med en tredjedel. De *Ostrea*-lokaler som stillahavsostron etablerat sig på hade signifikant högre täthet av *Ostrea* än de lokaler som stillahavsostronen inte hade etablerat sig på (Kruskal-Wallis H test, N=40 (13 med Mg och 27 utan Mg), df=1, P=0,022, Figur 13). Resultaten indikerar att förhållandena på lokaler som gynnar *Ostrea* också är fördelaktiga för stillahavsostron.



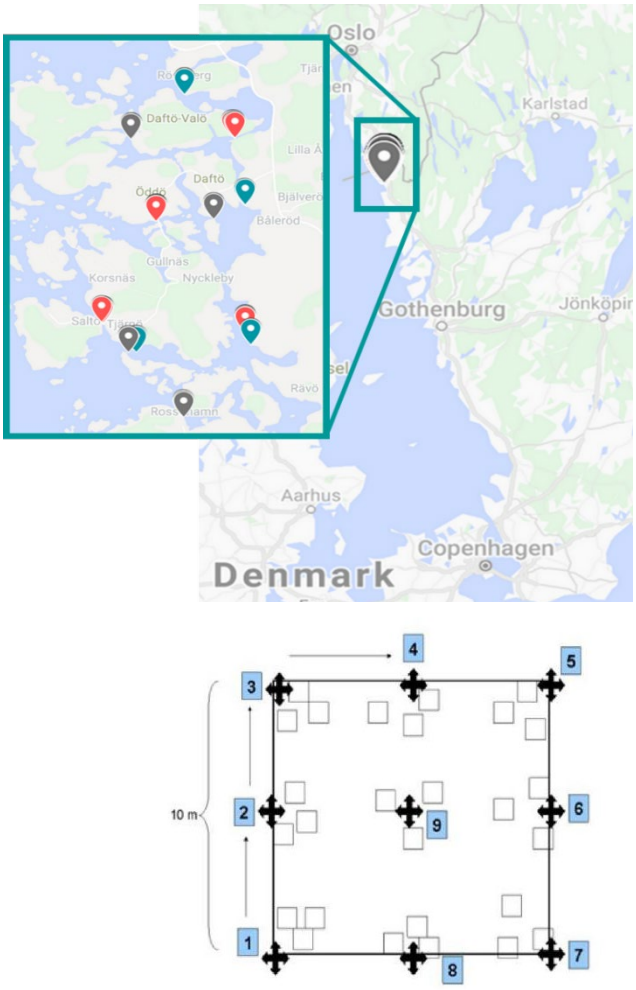
Figur 13. Täthet (N ind./m²) av *Ostrea* på lokaler som 2013-2014 inte hade några stillahavsostron (Oe, men som 2018-2020 hade, respektive inte hade, etablerade stillahavsostron. Varje box representerar maxvärde (övre stapeln), minimumvärde (nedre stapeln), medianen (den tjocka linjen i varje box), nedre kvartilen (nedre delen av boxen 25% av data) och övre kvartilen (övre delen av boxen, 25% av data).

2.3.2 Detaljinventering av specifika *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar

För att välja ut lokaler för detaljerad uppföljning av specifika *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar genomfördes en översiktsinventering av området Strömstad-Lysekil via båt. En databas med lokaler med (uppskattad) hög förekomst av *Mytilus* (täckningsgrad), *Ostrea* (täthet), och stillahavsostron (täthet) skapades. Databasen innehöll förutom information om placering (koordinater), art och uppskattad förekomst också information om storlek på bank (primärt för *Mytilus*) samt djup. Baserat på detta underlag valdes två områden ut, ett för *Mytilus* och ett för *Ostrea*. I respektive område identifierades 3-4 lämpliga målartsbankar (dvs. antingen *Mytilus*- eller *Ostrea*-bankar), 3-4 stillahavsostronbankar och 3-4 mixbankar (där förekomsten av målarten och stillahavsostron bedömdes vara likvärdig, för *Mytilus* baserat på täckningsgrad och för *Ostrea* baserat på täthet av ostron). Lokalerna inventerades sedan årligen.

2.3.2.1 *Mytilus*

Studien av *Mytilus*-bankar förlades till Tjärnområdet. Detta var det enda område som påträffades under översiktsinventeringen som hade flera *Mytilus*-bankar av lämplig storlek inom ett relativt begränsat område. Kriterier för urval av lokaler var förutom storlek på banken och hög täckningsgrad av *Mytilus* att lokalerna skulle ligga så pass skyddade att det skulle gå att arbeta på dem även under icke-optimala förhållanden och att bottenssubstratet skulle möjliggöra arbete med vadarbyxor i tillägg till snorkling. Totalt valdes fyra *Mytilus*-bankar, fyra stillahavsostronbankar och fyra lokaler med en blandning av båda arterna ut (mixlokaler, Figur 14).



Figur 14. Lokalisering av *Mytilus*-bankar inventerade 2018-2021 för detaljerad uppföljning av beståndsutveckling (övre figur). Orange = mixbankar med både *Mytilus* och stillahavsostron, grön = *Mytilus*-bankar, grå = stillahavsostronbankar. Karta från Google Maps. Provtagningsstruktur för bankarna i studien (nedre figur).

Alla lokaler inventerades årligen i juni. Mixbankarna inventerades både i juni och i slutet av sommaren (slutet av augusti/början av september). På varje bank placerades en försöksruta (10x10m, men ibland fick rutans storlek anpassas till lokalens utseende och kunde bli smalare, t.ex. 10x5m). Från varje hörn, från mitten av varje långsida och centrerat i rutan kastades sedan en inventeringsram ut slumpmässigt 3 gånger (se ex. Figur 14). Inventeringsramen var 0,5x0,5m. Vid tillfällen med mycket höga *Mytilus* tätheter användes en inventeringsram med storlek 0,25x0,25 m i stället för den större ramen. I varje ruta

registrerades täckningsgrad av levande *Mytilus* och stillahavsostron och antal individer av respektive art. För *Mytilus* registrerades alla individer (inklusive nyrekryter). Stillahavsostron förökar sig under sommaren (efter juni) och det fanns därför risk att årsrekryter påträffades under höstinventeringen. Eftersom vi enbart var intresserade av nyrekryter som överlever vintern (dvs. som kan registreras som 1+ i juni efterföljande år) sattes storleksgränsen för nyrekryter av stillahavsostron till 15 mm (baserat på tidigare data).

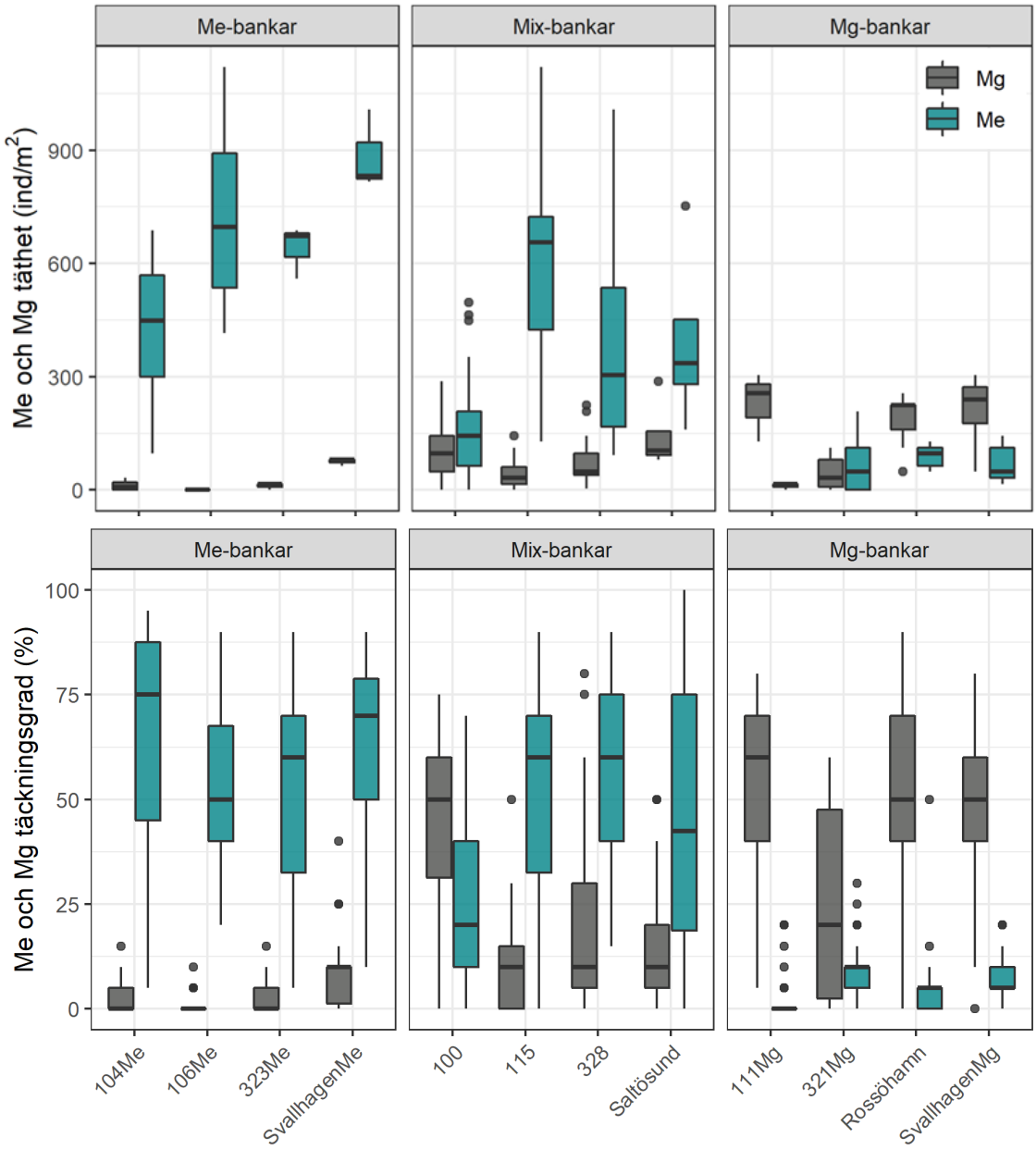
Figur 15 visar starttätheter (år 2018) av *Mytilus* och stillahavsostron vid de bankar som användes i studien. Från de första provtagna inventeringsrutorna på varje bank mättes också alla *Mytilus* och stillahavsostron i rutorna. Längdmätningen fortsatte ruta för ruta tills minst 100 individer av varje art var längdmätta (vilket resulterade i varierande antal rutor per lokal beroende på täthet av *Mytilus* och stillahavsostron) eller för högtäthetslokaler tills individer från minst tre rutor längdmätts. Medeldjup på alla lokalerna var ca 50cm (i förhållande till normalvattenstånd) men varierade från 24 cm till 72 cm mellan lokaler.

Populationsutvecklingen av *Mytilus* i de olika lokaltyperna studerades genom analys av utveckling av täthet av *Mytilus* över tid och genom analys av förändring i medelstorlek över tid (då detta kan indikera nyrekrytering eller mortalitet). Linjära mixade modeller användes för analyserna. I modellen som utvecklades användes täthet av *Mytilus* som responsvariabel. Inventeringstidpunkt (år) och typ av bank (Me – *Mytilus*, Mix – båda arterna, eller Mg –stillahavsostron) användes som förklaringsvariabel (fixed-effect). Då visuell inspektion av data indikerade att responsen (förändring i täthet) av *Mytilus* varierade mellan lokaler så inkluderades en interaktion mellan ”År” och ”Typ av bank” i modellen. Ett problem med denna analys är att antagandet i linjära modeller om oberoende observationer inte kan uppfyllas. Anledningen är att mätningar gjorts vid samma lokaler vid flera tillfällen, vilket innebär att samma musslor kan ha mätts flera gånger. Därför användes i denna modell lokal som en random-effect. Inkludering av lokal som random-effect innebär att modellen tar i beaktning att musslor från samma lokal kan uppvisa korrelation. För att dessutom inkludera provtagningen (inventeringsrutorna) inom lokaler i analysen sattes ”Ruta” som en random-effect nestad inom ”Lokal”. Den resulterande modellen beskrivs med följande ekvation.

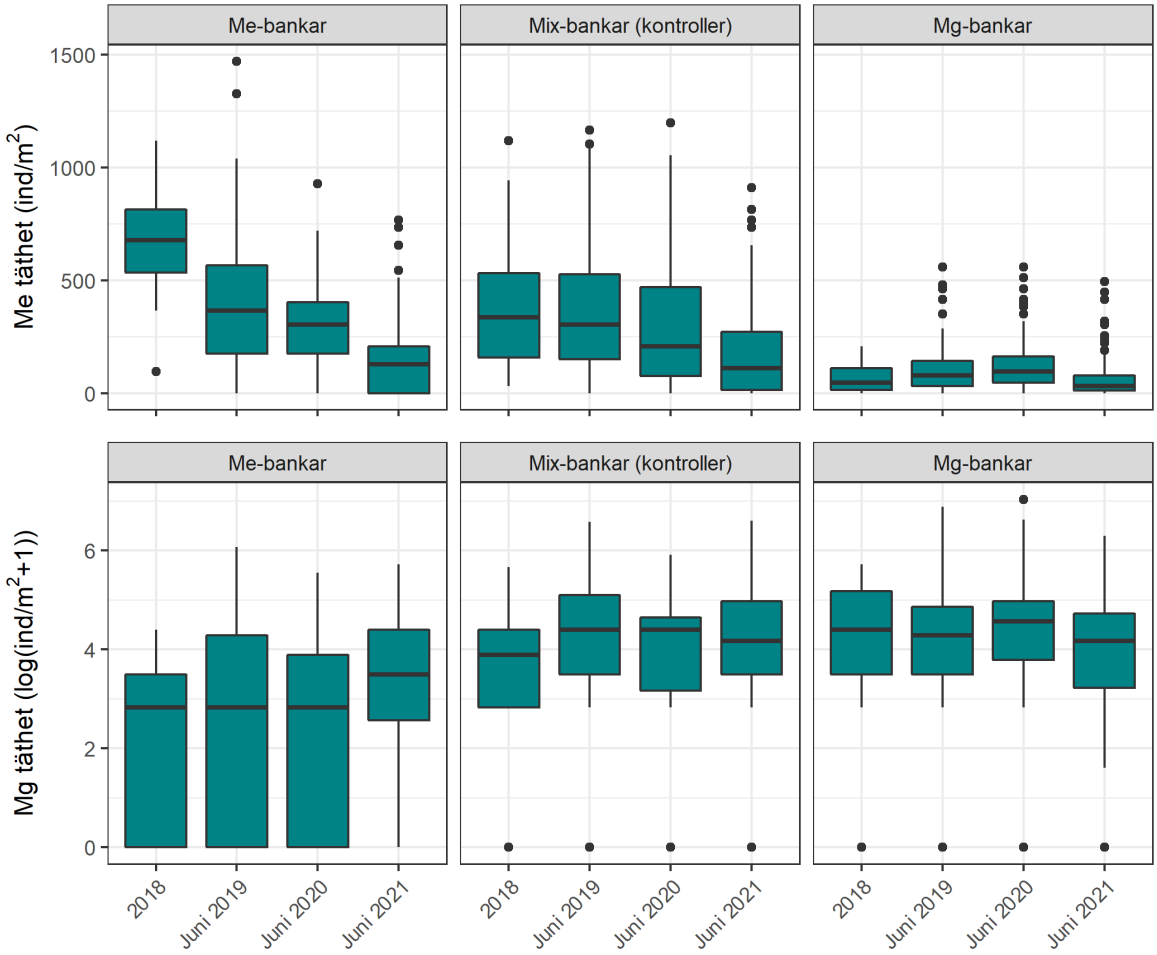
$$Täthet_{ME} = \beta_0 + \beta_1 \text{År} + \beta_2 Typ\ av\ bank + \beta_3 Tid * Typ\ av\ bank + Lokal(Ruta)$$

β_0, β_1, β_2, och β_3, utgör parameterestimat för de olika faktorerna (intercept, År, Typ av bank och för interaktionen), Lokal(Ruta) är random effects för rutor nestade inom lokal.

Både tidpunkt och typ av bank visade sig påverka tätheten av *Mytilus* signifikant (Linjär mixad modell, tidpunkt: $P<0{,}001$; typ av bank: $P<0{,}001$, Figur 16, 17). Generellt sett observerades en minskning av täthet av *Mytilus* över tid inom alla typer av bankar (Figur 16, 17). I tillägg fanns en signifikant interaktion mellan tidpunkt och typ av bank (Linjär mixad modell, P<0,001). Analyser per banktyp visade att tätheten av *Mytilus* i alla tre olika typer av bankar (rena Me-bankar, Mix-bankar och Mg -bankar) minskade över tid, dock var minskningen större i rena blåmusselbankar (Linjär mixad modell, $P<0{,}001$) och i mixlokaler (linjär mixad modell, P<0,001) än i stillahavsostronbankar (Linjär mixad modell, $P=0{,}0167$). Figur 17 illustrerar trendlinjer för täthetsutveckling av *Mytilus* baserade på parameterestimat för modeller för olika typer av bankar.



Figur 15. Täthet och täckningsgrad av *Mytilus* och stillahavsostron på bankar betecknade som *Mytilus*-bankar (Me-bankar), blandlokaler med båda arterna (Mix-bankar) och stillahavsostronlokaler (Mg-bankar) vid övervakningens start (2018). Lokalerna användes för uppföljning av populationsutveckling av *Mytilus* på lokal nivå. Varje box representerar maxvärde (övre stapeln), minimumvärde (nedre stapeln), medianen (den tjocka linjen i varje box), nedre kvartilen (nedre delen av boxen 25 % av data) och övre kvartilen (övre delen av boxen, 25 % av data).



Figur 16. Översikt över förändring av täthet av blåmusslor (överst) och stillahavsostron (botten) i olika typer av bivalvbankar. Data för stillahavsostron är log10 transformerat för att underlätta tolkning av eventuella mönster då spridningen i data annars gjorde detta svårt att uppnå. Varje box representerar maxvärde (övre stapeln), minimumvärde (nedre stapeln), medianen (den tjocka linjen i varje box), nedre kvartilen (nedre delen av boxen 25 % av data) och övre kvartilen (övre delen av boxen, 25 % av data).

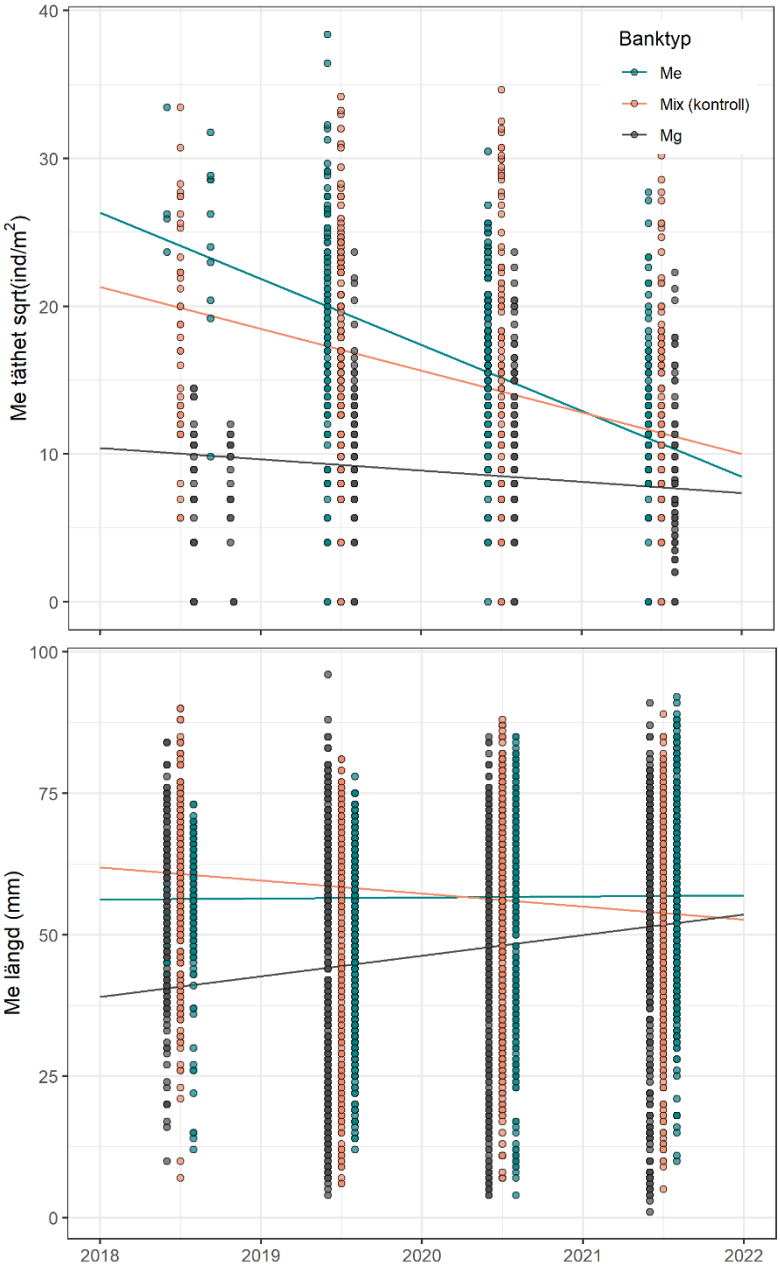
Utvecklingen av antalet stillahavsostron i de olika lokaltyperna analyserades på motsvarande sätt. För stillahavsostron visade sig endast typ av bank påverka tätheten av stillahavsostron signifikant (Linjär mixad modell, $P<0{,}0158$, Figur 16), och en signifikant interaktion mellan typ av bank och tidpunkt observerades (Linjär mixad modell, $P<0{,}001$). Generellt sett observerades en minskning av täthet av stillahavsostron över tid i stillahavsostronbankar medan antalet stillahavsostron var oförändrat eller något ökande i mix- och musselbankar.

För analys av längdutvecklingen för *Mytilus* i de olika typerna av bankar över tid (Figur 17) användes en liknande modell som för analys av täthet.

$$Längd_{ME} = \beta_0 + \beta_1 \text{År} + \beta_2 Typ\ av\ bank + \beta_3 Tid * Typ\ av\ bank + Lokal(Ruta)$$

β_0, β_1, β_2, och β_3, utgör parameterestimat för de olika faktorerna (intercept, År, Typ av bank och för interaktionen), Lokal(Ruta) användes som random effect för rutor nestade inom lokal.

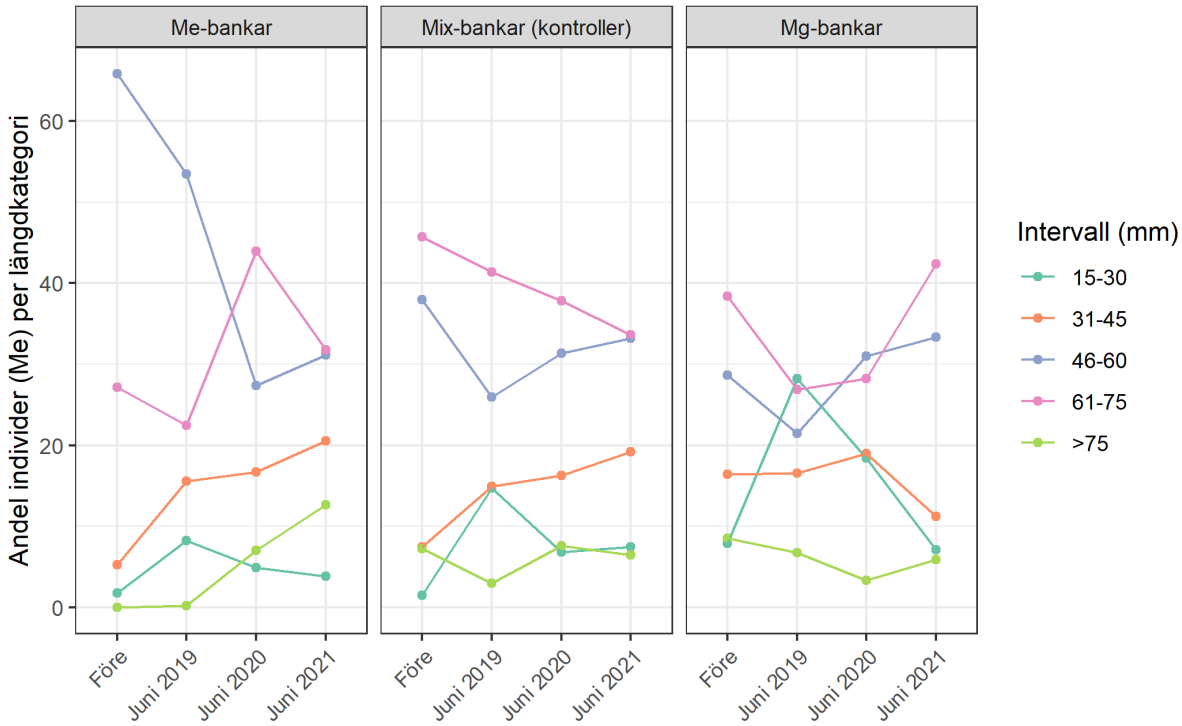
Både tidpunkt och typ av bank visade sig påverka musslornas medellängd signifikant (Linjär mixad modell, tidpunkt: *P*=0,05 typ av bank: *P*=0,003). I tillägg fanns en signifikant interaktion mellan tidpunkt och typ av bank (Linjär mixad modell, P<0,001). Interaktionen innebär att förändringen i musslornas medellängd över tid uppvisade olika mönster i de olika typlokalerna. Analys per lokaltyp visade att musslornas medellängd minskade signifikant över tid i mixlokaler (Linjär mixad modell, P<0,001), ökade signifikant i stillahavsostronlokaler (Linjär mixad modell, *P*<0,001) och var oförändrad i rena blåmussellokaler (Linjär mixad modell, *P*=0,7,Figur 17). Enligt modellerna var parameterestimatet per år i stillahavsostronbankar +3,6 (dvs. medellängden på musslorna ökade med 3,6 mm per år), -2,3 i mixbankar (dvs. medellängden på musslorna minskade med 2,3 mm per år) och +0,2 i musselbankar (dvs. medellängden på musslorna ökade med 0,2 mm per år).



Figur 17. Översikt över verkliga (gröna markörer - blåmusselbankar, orange markörer – mixbankar, och grå markörer – stillahavsostronbankar) och predikterade (gröna, orange och grå linjer) blåmusseltätheter (övre figur) och blåmussellängder (undre figur) i olika typer av bivalvbankar.

För att avgöra om förändringarna i medellängd berodde på rekrytering eller mortalitet så delades längddata för musslorna på de olika lokaltyperna in i storlekskategorier och andelen musslor i varje storlekskategori i de tre olika typerna av bankar beräknades och plottades över tid (Figur 18). Vid analys av temporal variation av antal musslor inom respektive storlekskategori kunde en rekryteringstopp observeras 2019 i alla tre lokaltyperna. Antalet nyrekryter föreföll öka från musselbankar till mixbankar och till stillahavsostronbankar (Figur 18). Övriga år observerades rekrytering på årlig basis men inte i lika stor omfattning som 2019. Efter transformering med roten ur (sqrt(x+1)) uppfyllde data förutsättningarna för parametriska test och skillnader i rekrytering mellan behandlingarna årsvis analyserades därför med ANOVA med antal individer i den minsta storlekskategorin

som variabel och behandling (Me-bank, Mg-bank eller Mix-bank (kontroll)) som faktor. Inga signifikanta skillnader i rekrytering mellan banktyperna observerades dock (ANOVA, P > 0.05).



Figur 18. Ändring i andel *Mytilus*- individer per längkategori i olika typer bivalvbankar.

2.3.2.2 *Ostrea*

Studien av *Ostrea*-bankar förlades till området Grebbestad-Kämpersvik då det i detta område finns flera mycket fina *Ostrea*-bankar (Oe-bankar), men i tillägg också både bankar med både *Ostrea* och stillahavsostron (Mix-bankar) samt bankar dominerade i huvudsak av stillahavsostron (Mg-bankar). Kriterier för urval av lokaler var för Oe-bankar dominans av förekomst av *Ostrea*, för Mg-bankar dominans av förekomst av stillahavsostron och för Mix-bankar likvärdig förekomst av *Ostrea* och stillahavsostron. Bankarna valdes ut baserat på den översiktsinventering som genomfördes (se 2.3.1) och baserat på tidigare erhållen inventeringsdata från området. Lokaler inom produktionsområden för vattenbruk uteslöts för att minska risken för påverkan från skörd på populationsutvecklingen.

Totalt valdes tre *Ostrea*-bankar, tre stillahavsostronbankar och tre mix-lokaler ut (Figur 19). Medeldjupet på lokalerna varierade mellan 1,5 och 3,1 m (i förhållande till normalvattenstånd) och var i medeltal 2,0 m för alla lokaler gemensamt. På varje lokal markerades en 10 x 10 m ruta vid området på lokalen med högst täthet av ostron. Som markeringar användes betongklumpar med en repstump och ett flöte som placerades i hörnen av varje ruta. Vid inventering filmades tre transekter i varje ruta med släpvideo. Alla lokaler inventerades årligen i oktober/november. De filmade transekterna analyserades och antalet *Ostrea* och stillahavsostron på varje transekt räknades. Stillbilder placerades ut längs med de filmade transekterna och 100 *Ostrea* längdmättes från bilderna. En sammanfattning av de olika lokaltypernas ostrontätheter vid start av övervakningen visas i Figur 20.

Populationsutvecklingen av *Ostrea* i de olika lokaltyperna; *Ostrea*-bankar (Oe-bankar), Mix-bankar och stillahavsostronlokaler (Mg-bankar) studerades genom analys av utveckling av täthet av *Ostrea* över tid samt genom analys av förändring i medelstorlek över tid. Linjära mixade modeller användes för analyserna. För mer detaljerad beskrivning av modellens komponenter, se 2.3.2.1 I modellen användes täthet av ostron som responsvariabel. Inventeringstidpunkt (år) samt Typ av bank användes som förklaringsvariabler (fixed-effects). Utöver utvecklingen av täthet över tid så var det av relevans att undersöka huruvida täthetens utveckling över tid påverkades av typ av bank. Därför inkluderades en interaktion mellan ”År” och ”Typ av bank” i modellen. För att inkludera provtagningen (transekterna) inom lokaler i analysen, sattes ”Transekt” som en random-effect nestad inom ”Lokal”, som också är en random-effect. Den resulterande modellen beskrives med följande ekvation.

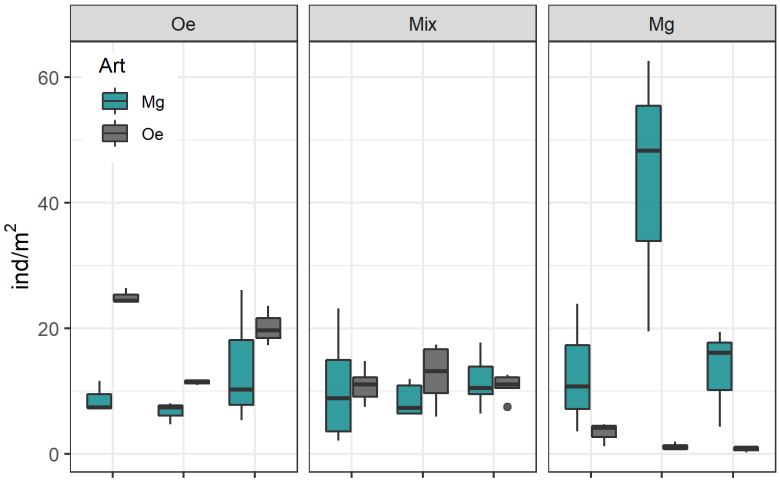
Figur 19. Lokalisering av *Ostrea*-lokaler inventerade 2018-2021 för detaljerad uppföljning av beståndsutveckling. Grön = *Ostrea*-lokaler, grå = stillahavsostronlokaler, orange = mix-lokaler med både *Ostrea* och stillahavsostron, Karta från Google Maps.

$$Täthet_{OE} = \beta_0 + \beta_1 \text{År} + \beta_2 Typ\ av\ bank + \beta_3 Tid * Typ\ av\ bank + Lokal(Transekt)$$

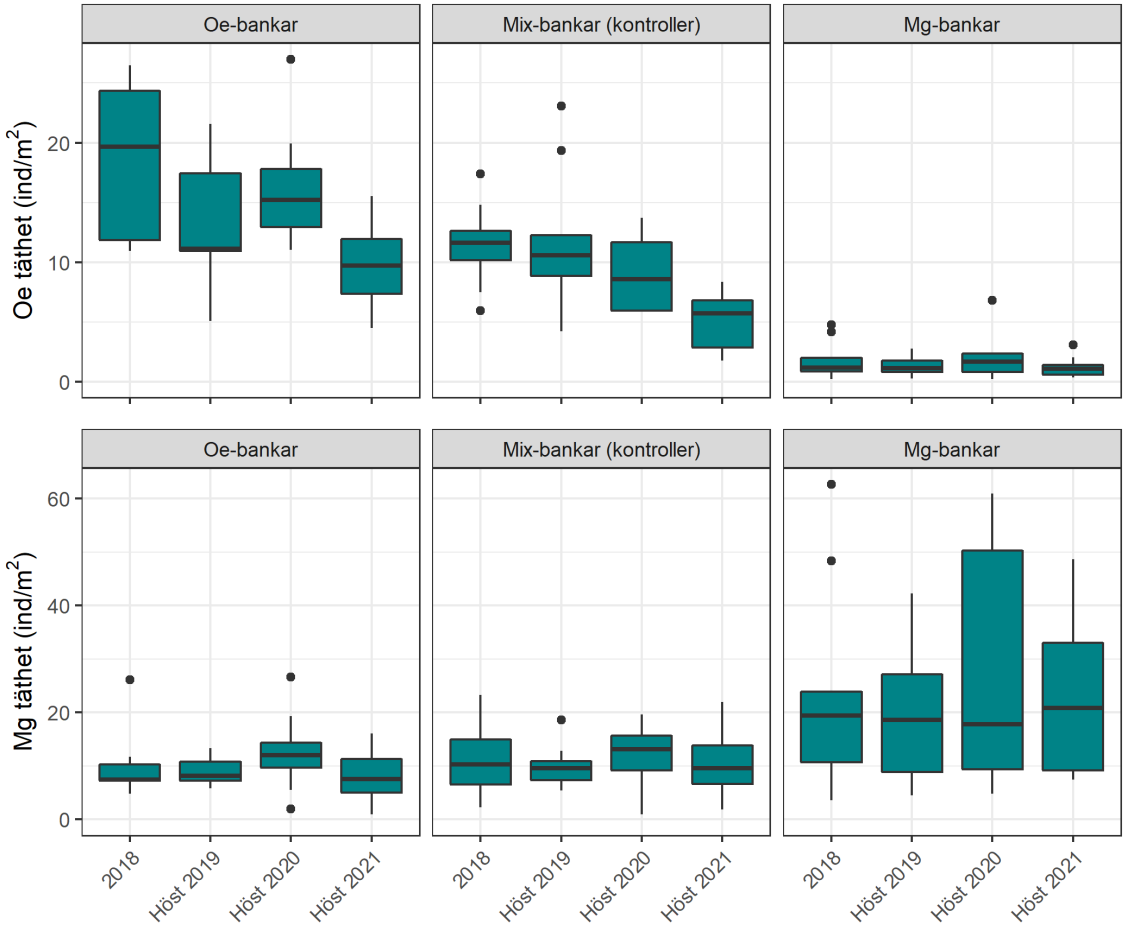
β_0, β_1, β_2, och β_3, utgör parameterestimat för de olika faktorerna (Intercept, År, Typ av bank och för interaktionen), Lokal(Transekt) är random effects för transekter nestade inom lokal. Då data inte uppfyllde förutsättningarna för parametriska test så kvadratrotstransformerades de före analys.

Både tidpunkt och typ av bank visade sig påverka tätheten av *Ostrea* signifikant (Linjär mixad modell, tidpunkt: P<0,001; typ av bank: P=0,016, Figur 21). Generellt sett observerades en minskning av täthet av *Ostrea* över tid. I tillägg fanns en signifikant interaktion mellan tidpunkt och typ av bank (Linjär mixad modell, P<0,001). Detta innebär att förändringen i *Ostrea*-täthet över tid uppvisade olika mönster i de olika typlokalerna. Analyser per lokaltyp visade att tätheten av *Ostrea* i rena *Ostrea*-lokaler (Linjär mixad modell, P=0,003) och i mixlokaler (Linjär mixad modell, P<0,001) minskade signifikant över tid medan tätheten av *Ostrea* i stillahavsostronbankar inte förändrades signifikant över tid (Linjär mixad modell, P=0,747).

En motsvarande analys gjordes för stillahavsostron. Dock visade sig varken tidpunkt eller typ av bank påverka stillahavsostronens abundansutveckling (Linjär regression, P>0,05). Figur 22 illustrerar trendlinjer för täthetsutveckling av *Ostrea* baserade på parameterestimat för modeller för olika typer av bankar.



Figur 21. Täthet av plattostron och stillahavsostron på olika lokaler betecknade som *Ostrea*-lokaler (Oe-bankar), blandlokaler med båda arterna (Mix-bankar) och stillahavsostronlokaler (Mg-bankar) vid övervakningens start (2018). Varje box representerar maxvärde (övre stapeln), minimumvärde (nedre stapeln), medianen (den tjocka linjen i varje box), nedre kvartilen (nedre delen av boxen 25 % av data) och övre kvartilen (övre delen av boxen, 25 % av data).



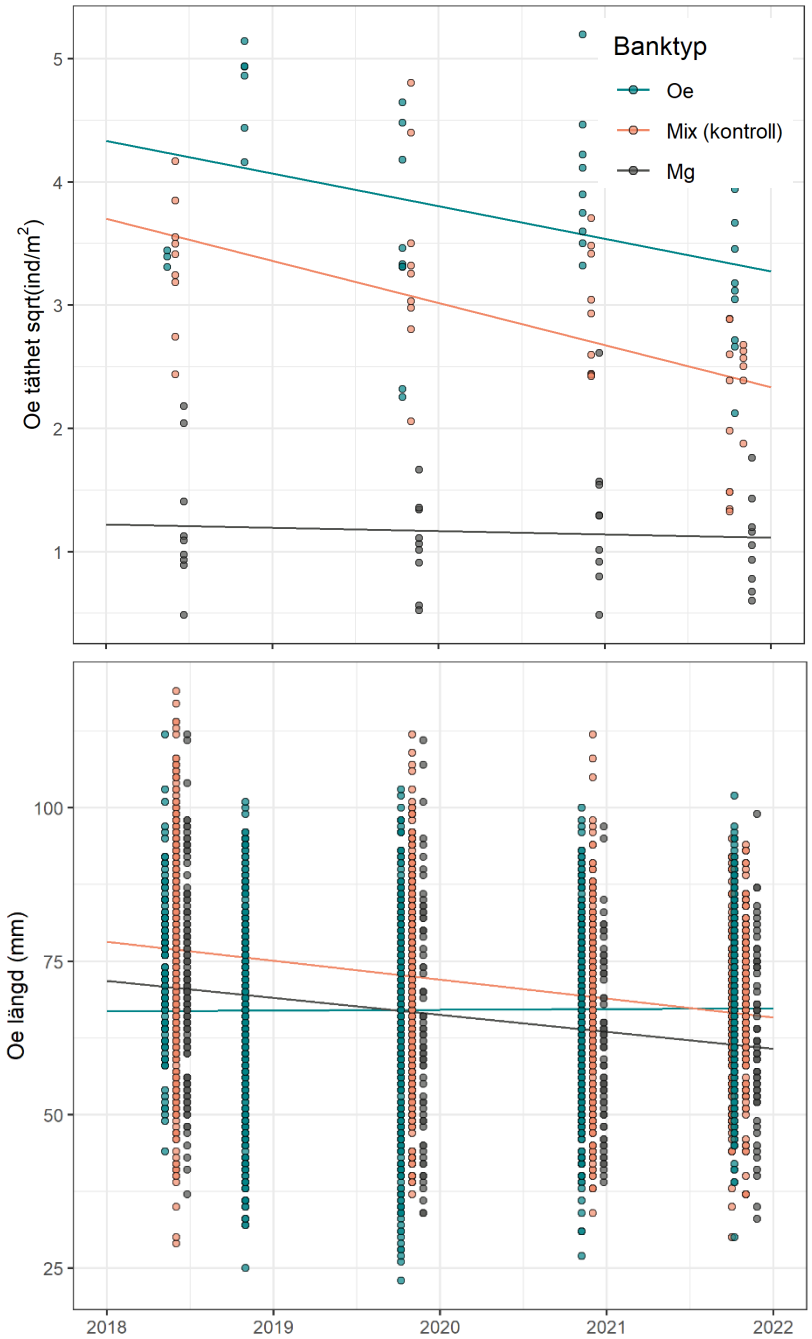
Figur 20. Översikt över förändring i täthet av plattostron (överst) och stillahavsostron (nederst) i olika typer av bivalvbankar. Varje box representerar maxvärde (övre stapeln), minimumvärde (nedre stapeln), medianen (den tjocka linjen i varje box), nedre kvartilen (nedre delen av boxen 25 % av data) och övre kvartilen (övre delen av boxen, 25 % av data).

För analys av längdutvecklingen för *Ostrea* i de olika bankkategorierna över tid användes en liknande modell som för analys av täthet.

$$Längd_{OE} = \beta_0 + \beta_1 \text{År} + \beta_2 Typ\ av\ bank + \beta_3 Tid * Typ\ av\ bank + Lokal(Transekt)$$

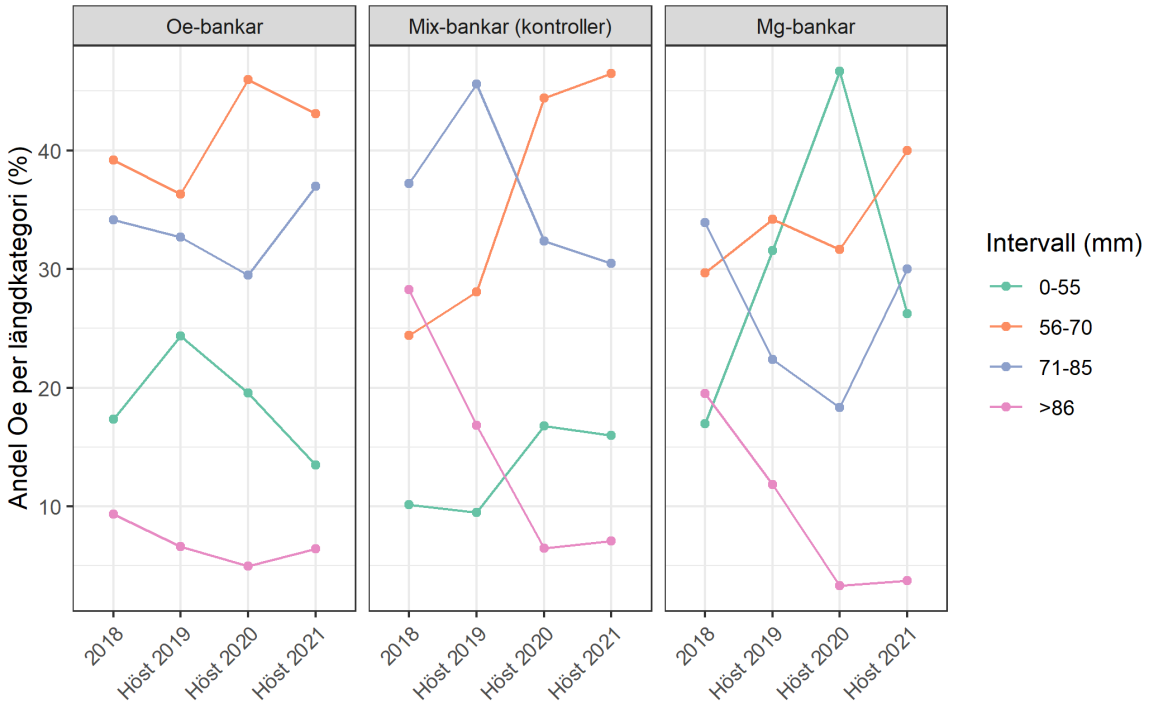
β_0, β_1, β_2, och β_3, utgör parameterestimat för de olika faktorerna (Intercept, År, Typ av bank och för interaktionen), Lokal(Transekt) var random effects för rutor nestade inom lokal. Data uppfyllde förutsättningar för parametriska tester utan transformering.

Både tidpunkt och typ av bank visade sig påverka *Ostreas* medellängd signifikant (Linjär mixad modell, P<0,001; typ av bank: P<0,001, Figur 22). I tillägg fanns en signifikant interaktion mellan tidpunkt och typ av bank (Linjär mixad modell, P<0,001). Interaktionen innebär att förändringen i ostronens medellängd över tid uppvisade olika mönster i de olika typlokalerna. Analyser per lokaltyp visade att ostronens medellängd minskade signifikant över tid i mixlokaler (Linjär mixad modell, P<0,001) och i stillahavsostronbankar (Linjär mixad modell, P<0,001), men inte i *Ostrea*-bankar (Linjär mixad modell, P=0,660). Parameterestimat per år i *Ostrea*-bankar var 0,11 (dvs. medellängden på ostronen ökade med 0,11 mm per år), i mixbankar- 3.1 (dvs. medellängden på ostronen minskade med 3,1 mm per år) och i stillahavsostronbankar - 2.8 (dvs. medellängden på ostronen minskade med 2,8 mm per år).



Figur 22. Översikt över observerade (gröna -Oe (*Ostrea*), orange - Mix (både Oe och Mg) och grå - Mg (*Magallana*) markörer) och predikterade (gröna, orange och grå linjer) tätheter (övre figur) och längder (nedre figur) i olika typer av bivalvbankar.

För att avgöra om förändringarna i medellängd berodde på rekrytering eller mortalitet så delades längddata för *Ostrea* på de olika lokaltyperna in i storlekskategorier och andelen *Ostrea* i varje storlekskategori i de tre olika typerna av bankar beräknades och plottades över tid (Figur 23). Då data inte uppfyllde förutsättningarna för parametriska tester analyserades skillnader i rekrytering mellan behandlingarna årsvis med Kruskal-Wallis test med antal individer i den minsta storlekskategorin som variabel och behandling (Oe-bank, Mg-bank eller Mix-bank (kontroll)) som faktor. Inga signifikanta skillnader i rekrytering mellan banktyperna observerades (ANOVA, $P > 0.05$). Genom att studera fördelningen av *Ostrea* i olika storleksklasser kan det dock konstateras att minskningen i längd över tid i stillahavsostronlokaler och mix-bankar orsakas av att stora individer försvunnit istället för att nyrekryter kommit till. Vad orsaken till minskningen av stora *Ostrea* är går inte att säga, men olika förklaringsmodeller som skulle kunna utredas vidare är skörd, konkurrens med stillahavsostron eller naturlig död (åldersrelaterad mortalitet). Inga tydliga tecken på nyrekrytering kan observeras.



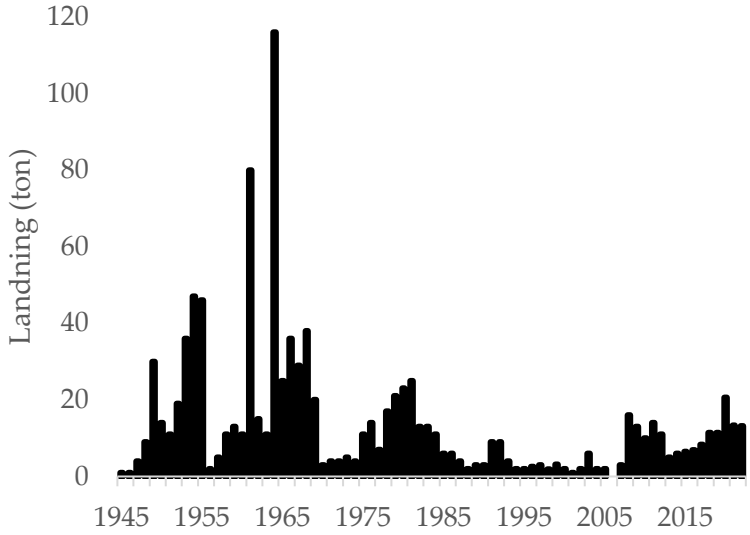
Figur 23. Fördelning av olika storlekskategorier av *Ostrea* inom olika banktyper över tid. Storleksklasserna representerar; 1: 0-55 mm, 2: 56-70 mm, 3: 71-85 mm, 4: >86 mm. Storlekskategori 4 representerar marknadsstorlek på Ostrea.

2.4 Generell hotbild

De senaste åren har det kommit flera rapporter om att biogena rev som mussel- och *Ostrea*-bankar håller på att minska i Europa (Herlyn och Millat 2000; OSPAR 2008, Baden m.fl. 2021). På grund av avsaknad av övervakning och et definierat utgångsläge (så kallad ”baseline”) för hur utbredningen av arterna sett ut så är det svårt att konkretisera minskningen, men kvalitativt så finns det starka indikationer på att en minskning har skett. Det finns flera hypoteser kring vad som orsakat minskningen (se Baden m.fl. 2021) men bakomliggande skäl är fortfarande inte fastställda och hotbilden mot våra inhemska bivalver behöver därför utredas närmare. Varken hotbilden i sig, eller

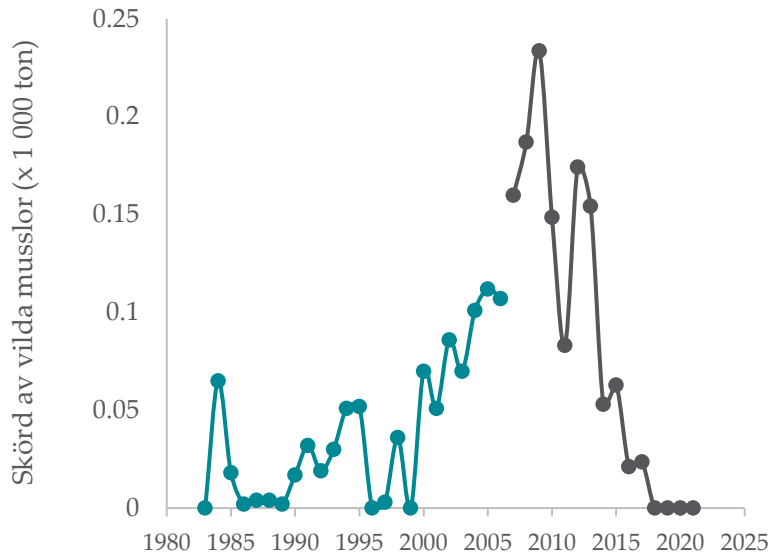
intensiteten och frekvensen av identifierade hot mot bivalvbäddar som observerats i andra delar av Europa, är dock nödvändigtvis desamma i Sverige som i Europa.

Ett exempel på detta är exploateringen av *Mytilus*- och *Ostrea*-bäddar som i Sverige är mycket låg jämfört med i många andra delar av Europa. Efterfrågan på musslor och ostron för konsumtion i Sverige täcks framför allt genom import, men det sker också en begränsad skörd av vilda bestånd och lokal odling av *Mytilus* och *Ostrea* i Sverige. Insamling av bottenfällda musselyngel genom skrapning minskar musselpopulationernas återväxt på europeisk nivå (OSPAR 2008). Denna typ av verksamhet är dock mycket begränsad i Sverige, vars musselproduktion baseras på insamling av mussellarver genom uthängning av kollektorer. I ett historiskt perspektiv kan liknande trender i form av överexploatering av *Ostrea* också ses också i Sverige (Figur 24), och fisket av vilda *Mytilus* har minskat sedan 2009 (Figur 25).



Figur 24. Landningar av *Ostrea* i Sverige över tid. Data från FAO.

I dagsläget bedrivs inget fiske efter vilda *Mytilus* i Sverige och fisket av *Ostrea* är mycket småskaligt. Det svenska *Ostrea*-fisket är dock i stort sett oreglerat och exploaterade bankar förvaltas av entreprenörerna själva. När återväxten i en *Ostrea*-bank minskar läggs den vanligtvis i "träda" under några år för att sedan exploateras vidare när beståndet stabiliserat sig. Detta är en gångbar metod vid låga skördevolymer, men ökande inhemsk efterfrågan kombinerat med beståndsnedgång i Europa skulle kunna öka fisketrycket på *Ostrea* även i Sverige. Lokalt kan *Ostrea*-bestånd utsättas för ett högt tryck då det endast är ett fåtal entreprenörer som utövar dessa aktiviteter. Industrins möjligheter att sprida belastningen över ett större område/över fler populationer begränsas idag av fiskelagstiftningen som erkänner ägarrätt av *Ostrea* till markägaren. Hur exploateringstrycket på bivalver påverkar utvecklingen av svenska bestånd, och om fisket sker enligt en ekologisk hållbarhetsprincip, är idag



Figur 25. Fiske efter vilda *Mytilus* i Sverige över tid. Grön linje är data från FAO, grå linje är data från svenska Livsmedelsverket.

inte känt. Exploatering kan kontrolleras både på nationell nivå genom fiskereglering, men kan också utvecklas som ett samarbete mellan industri och samhälle genom nyttjande av skördemodeller, ett verktyg som möjliggör beräkning av hållbart nyttjande av marina resurser. Det finns i dagsläget dock inga liknande modeller utvecklade för skörd av *Ostrea* i Sverige.

För att påbörja arbetet med en systematisk bedömning av de potentiella hot som kan påverka utvecklingen av bivalvpopulationer negativt genomfördes inom ramarna för detta projekt en översiktlig kartläggning av olika påverkansfaktorer. Kartläggningen fick av tidsskäl begränsas till att ge en översikt av möjliga, dokumenterade, hot och bör inte ses som heltäckande. Den utgör dock ett underlag att fortsätta arbetet med att utreda hotbilden mot *Mytilus* och *Ostrea* i Sverige.

2.4.1 *Mytilus*

För att studera hotbilden mot *Mytilus* genomfördes litteratursökningar på Göteborgs universitets funktion supersök, samt på Google Scholar och Web of Science, med sökord som ”ocean acidification”, ”polylepis”, ”decrease”, ”fucus”, ”fisheries”, ”marteilia”, ”predation”, ”gigas” och ”miljögifter” kombinerat med ”*Mytilus edulis*” eller ”mussel beds”. Litteraturhänvisningar har även gjorts av experter på området, samt identifierats via referenser i andra rapporter som ingår i denna studie. Resultatet har kompletterats med information från Baden m.fl. (2021) som på ett genomgående sätt beskrivit hotbilden mot *Mytilus.* De identifierade hoten beskrivs översiktligt i nedanstående delkapitel och sammanfattas i Tabell 3.

2.4.1.1 Övergödning

Blåmusslornas föda består huvudsakligen av växtplankton och andra organiska partiklar som finns i vattenmassan. Musslorna tar därför upp näringsämnen (kväve och fosfor) som bundits in i växtplankton i havet. Kväve och fosfor kommer till havet framför allt från avrinning från land. I områden där näringstillförseln till havet är så stor att den skapar negativa effekter brukar man tala om att näringen bidrar till övergödning av havsmiljön. Näringstillförseln från land orsakar ett antal negativa effekter för havsmiljön inklusive algblomningar och ökad förekomst och påväxt av fintrådiga alger vilket leder till syrebrist när det organiska materialet från algblomningar och fintrådiga alger bryts ner, samt fluktuationer i pH orsakat av respiration från nedbrytare (organismer som tar hand om det döda organiska materialet). Ökad påväxt kan även påverka rekrytering då larver föredrar miljöer som inte har mycket påväxt (Diederich 2005). Risken för sedimentation ökar också vid påväxt då påväxt kan minska flödeshastigheterna (Albrecht och Reise 1994). Påväxt kan även skada musselbankarna genom att friktionskrafter från strömmar och vågor ökar. Sammantaget gör detta att musslornas rekrytering och överlevnad kan påverkas negativt av övergödning. Samtidigt har övergödningen av våra svenska hav också bidragit till en hög födotillgång för bland annat *Mytilus* (Baden m.fl. 2021).

2.4.1.2 Fysisk störning

Grunda vikar är ett habitat som ofta är gynnsamt för musselbankar, men de är även attraktiva för människor. Detta innebär att dessa miljöer ofta utsätts för fysisk påverkan, t.ex. etablering av småbåtshamnar, muddring, ankring, mm (Jenneborg 2005). Dessa aktiviteter innebär en negativ effekt för *Mytilus* genom direkt störning och ökad sedimentation (Dare och Edwards 1976, Seed och Suchanek 1992), samt utsläpp av miljögifter som varit inlagrat i sediment eller från t.ex. småbåtar (båtfärger och bensinspill; Moksnes m.fl. 2019). Vilda *Mytilus*-bankar skadas även av yrkesfisket. Denna faktor är dock inte överhängande i Sverige då skrapning i grunda miljöer är förbjudet. I dagsläget skördas inga vilda *Mytilus* i Sverige.

2.4.1.3 Biotoxiner och miljögifter

Vissa typer av plankton kan innehålla toxiner, som kan skada den marina faunan. Detta skedde på 1980-talet, då en stor algblomning av arten *Prymnesium polylepis* orsakade ökad dödlighet hos marin fauna (Havsmiljöinstitutet 2017). *P. polylepis* kan också reducera fertilitet och försämra larvutveckling hos blåmusslor. Norska studier pekar på att orsaken till blomningen bland annat berodde på förhöjd yttemperatur och en hög N/P-kvot (Gjøsæter m.fl. 2000). Eftersom övergödningen av de svenska vattnen har minskat över tid har också risken för att detta inträffar igen minskat, dock kan den ökande havstemperaturen ge gynnsamma förhållanden för algblomningar (Tabell 3). Andra planktonblomningar, till exempel vissa toxinproducerande dinoflagellatarter, är mer vanligt förekommande. Även om dessa kan orsaka Diarrhetic Shellfish Poisoning (DSP) hos människor (Svensson 2003), verkar musslorna inte påverkas. *Mytilus* används ofta som indikatorarter för miljögifter (Nyberg m.fl. 2014). Det finns dock ytterst lite dokumenterat om hur *Mytilus* påverkas av ex. PCB, HCB, DDT m.m. PAH:er har dock bevisats ha en negativ effekt på *Mytilus* vilket kan göra dem mer mottagliga för andra gifter (Cajaraville m.fl. 1995). En ny typ av förorening som diskuterats senaste åren är förekomst av mikro- och nanoplastpartiklar. Då musslor fångar sin föda genom att filtrera ut växtplankton finns risken att de även fångar in mikroplastpartiklar. Det finns några få studier som har tittat på förekomst av mikroplaster i *Mytilus* från svenska västkusten och som visar på generellt sett låga koncentrationen av mikroskräp i vilda *Mytilus* (Andersson 2019; Gustafsson 2016). Dock saknas information om påverkan av mikroplaster på arten.

2.4.1.4 Predation och patogener

Predation tros vara en begränsande faktor för *Mytilus* djuputbredning i vissa områden. Vanliga predatorer är strandkrabba, (*Carcinus maenas*), vanlig sjöstjärna (*Asterias rubens*) och i vissa fall purpursnäcka (*Nucella lapillus*) (Holt 1998). *Mytilus* är även ett vanligt byte för sjöfåglar som ejder, *Somateria mollissima* och strandskata, *Haematopus ostralegus* (Nyström m.fl. 1991, Seed och Suchanek 1992, Holt 1998). Det finns dock inga indikationer på att dessa predatorer skulle ha blivit ett större problem de senaste åren med undantag för krabbor (Svedäng & Bardon 2003, Eriksson m.fl. 2011). Tvärtom finns det indikationer på att ejdern har minskat, framförallt i Östersjön, men även på norra västkusten (Andersson och Tjernberg 2012, Ekroos m.fl. 2012).

Mytilus kan även få sjukdomar och parasiter. Parasiten *Marteilia pararefringens* kom till Europa på 1960-talet, och upptäcktes för första gången i Sverige 2009. Parasiten kan orsaka sjukdomen marteilios. Sjukdomen ligger latent under vinterhalvåret, och kan under sommaren orsaka dödlighet hos *Mytilus* vid temperaturer över 17 grader (Statens Veterinärmedicinska Anstalt 2018). Ökade temperaturer p.g.a. klimatförändringar kan göra så att dessa typer av utbrott blir allt vanligare (Statens Veterinärmedicinska Anstalt 2018).

2.4.1.5 Invasiva arter

Stillahavsostronet anses vara invasiv (Dolmer m.fl. 2014), och en oro har funnits sedan etableringen i Sverige att stillahavsostron ska konkurrera ut våra inhemska mussel- och ostronbankar. Studier av stillahavsostronens påverkan på inhemska bivalver och nischöverlapp (Diederich 2005, Troost 2009, Reise m.fl. 2017) visar att stillahavsostron och *Mytilus* verkar kunna samexistera. Mussellarver kan också bottenfälla på skal av stillahavsostron (Diederich 2005) och få skydd mot predation av ostronen (Diederich 2005, Troost 2009). Studier har dock också visat att endast 0,1-1,3% av blåmussellarverna överlever larvifagi av bivalver dvs. när adulta bivalver filtrerar in sina egna larver (Troost 2009).

Andra invasiva arter som är ett potentiellt hot mot *Mytilus* är bland annat ostronpest, *Crepidula fornicata*, och amerikansk kammanet *Mnemiopsis leidyi*. Studier har visat att ostronpest kan minska tillväxten och överlevnaden hos *Mytilus* (Thieltges 2005) genom födokonkurrens (Havs och

Vattenmyndigheten 2005). Den amerikanska kammaneten är en predator som livnär sig på zooplankton (Havsmiljöinstitutet 2016), men även på fisklarver och veligerlarver, vilket kan orsaka minskad överlevnad och minskad bottenfällning hos bivalver.

2.4.1.6 Klimatförändringar

Klimatet håller på att förändras, och detta påverkar våra hav. Havstemperaturen ökar och pH i havet förväntas minska med 0,14-0,35 enheter under 2000-talet enligt IPCC (Solomon m.fl. 2007). Detta kommer att påverka stora delar av den marina faunan, däribland *Mytilus.* Den ökade temperaturen under sommaren i Norden kan leda till minskad utbredning, och minskad tillväxt, då temperaturökningen kan leda till abiotisk stress (Jansen m.fl. 2007). Ökad temperatur kan dock också innebära att musslorna reproducerar sig fler gånger per år, vilket kan leda till en ökad nyrekrytering. Ökade temperaturer och havsförsurning kan också göra *Mytilus* mer mottaglig för sjukdomar (Gazeau m.fl. 2010, Andersen m.fl. 2017). Det livsstadium som påverkas mest av försurningen är larverna, och försurning kan orsaka försämrad larvutveckling i form av tunnare skal, minskad tillväxt och mindre lyckad bottenfällning (Gazeau m.fl. 2010, Ventura m.fl. 2016). Thomsen m.fl. (2013) har dock funnit att även om *Mytilus* påverkas av försurning så är födotillgången en viktigare faktor, och så länge det finns stor födotillgång verkar *Mytilus* kunna upprätthålla en motståndskraft mot havsförsurning (Thomsen m.fl. 2013), i alla fall i områden där stora fluktuationer i pCO_2 är vanligt förekommande.

Klimatförändringarna orsakar inte bara varmare hav och försurning, utan kan även orsaka extremväder i form av kallare vintrar och mer stormar. Kyla är i sig inte ett hot. *Mytilus* kan klara temperaturer ner till 0 grader (MARBIPP 2018). Isläggning kan dock orsaka hög dödlighet genom mekanisk skada eller förflyttning vid islossning och kan ha stor effekt mellan latitud 48 – 65 grader (Dionne 1998, Donker m.fl. 2015). Stormar orsakar i sin tur inte bara mortalitet genom att musslorna slits bort, utan sedimentet som resuspenderar kan även kväva musslorna (Dare och Edwards 1976, Seed och Suchanek 1992), något som kan öka med minskande bestånd då musselbankar stabiliserar sedimentet och minskar resuspension (OSPAR 2009).

Ovanstående information sammanfattas i Tabell 3.

Tabell 3. Översikt över hot mot blåmusslor i Sverige.

Hot		Typ av effekt
Övergödning	Påväxt	Minskad rekrytering p.g.a. minskad yta hårt substrat (Diederich 2005).
	Födotillgång	Minskad födotillgång i och med minskad övergödning
Fysisk störning	Exploatering	Ökad dödlighet p.g.a. skörd
	Muddring	Ökad dödlighet p.g.a. störning vid muddring. Ökad dödlighet och försämrad nyrekrytering p.g.a. ökad sedimentation relaterad till muddring eller konstruktion (Jenneborg 2005).
Biotoxiner, miljögifter	Toxiner	Ökad dödlighet (Havsmiljöinstitutet 2017). Försämrad fertilitet och larvutveckling (Granmo m.fl. 1988).
	PAH	Mindre moståndskraft mot gifter p.g.a. förstorade lysosomer (Cajaraville m.fl. 1995)
	Övriga miljögifter	Okänt
Predation, patogener	Sjöfågel	Ökad dödlighet
	Evertebrater	Ökad dödlighet
	Patogener	Minskad överlevnad p.g.a. ökad frekvens av sjukdomsutbrott (Statens Veterinärmedicinska Anstalt 2018)
Invasiva arter	*Mnemiopsis leidiy*	Ökad dödlighet hos larver p.g.a. predation (Havsmiljöinstitutet 2016)

	Crepidula fornicata	Minskad tillväxt p.g.a. födokonkurrens (Havs och Vattenmyndigheten 2005, Thieltges 2005)
	Magallana/ Crassostrea gigas	Ökad substratförekomst (Diederich 2005) Ökat predationsskydd (Diederich 2005, Troost 2009) Larvifagi (Troost 2009) Födokonkurrens (se kap 2.5.2)
Klimat-förändringar	Ökande sommar-temperaturer	Ökad reproduktion Ökad risk för sjukdomsutbrott (Statens Veterinärmedicinska Anstalt 2018) Minskad tillväxt och utbredning (Jansen m.fl. 2007) Mer påväxt
	Mer frekvent extremväder	Ökad överlevnad p.g.a. högre närsaltstillförsel (-->föda) från ökad avrinning. Ökad dödlighet p.g.a. islossning (Dionne 1998, Donker m.fl. 2015), mer frekventa stormar (fysisk förflyttning), kvävning p.g.a ökad sedimentation från stormar (Dare och Edwards 1976, Seed och Suchanek 1992)
	Minskad isläggning	Ökad överlevnad
	Havs-försurning	Minskad motståndskraft mot sjukdomar och gifter (Gazeau m.fl. 2010, Andersen m.fl. 2017). Försämrad larvutveckling och sämre rekrytering (Gazeau m.fl. 2010, Ventura m.fl. 2016)

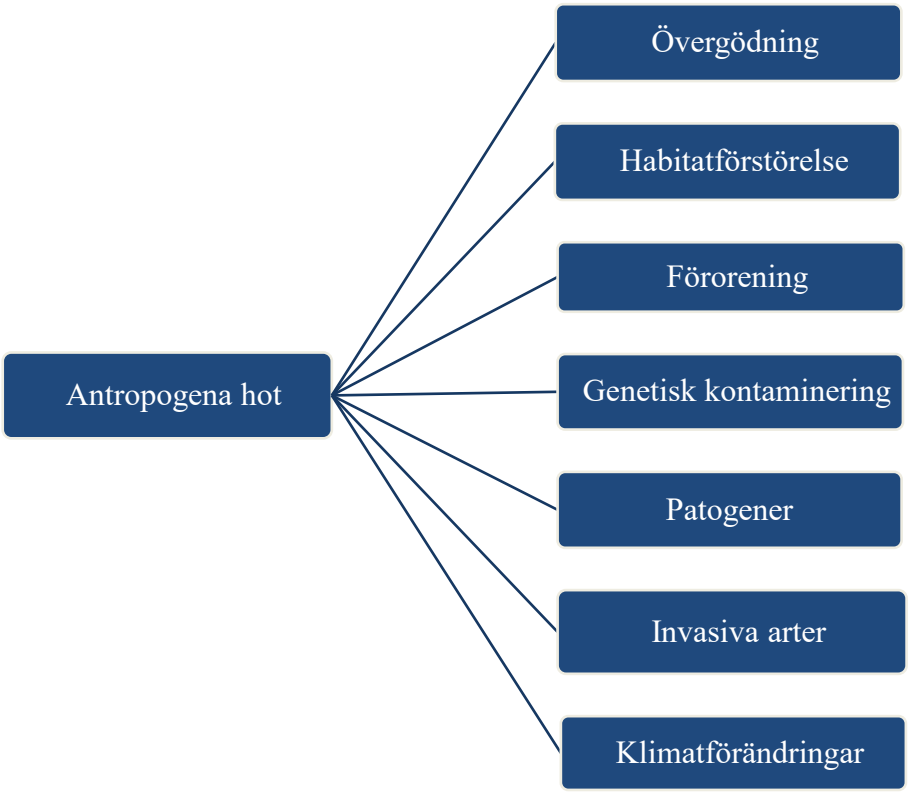
2.4.2 *Ostrea*

Hot mot *Ostrea*-bankar är i Skandinavien framför allt sjukdomsutbrott och parasiter som har decimerat *Ostrea*-bestånden i Europa (OSPAR 2008). Sverige är i dagens läge fortfarande fritt från dessa patogener (Lindegarth 2012), men ständig import av ostron från odlingar utomlands ökar riskerna för spridning även till Sverige. Övriga faktorer som har föreslagits påverka förekomst av *Ostrea* är planktonblomningar (OSPAR 2008) och kemiska substanser som tungmetaller och miljögifter som inte bara påverkar arternas överlevnad utan också deras reproduktionsförmåga (Jones m.fl. 1999). Exempelvis förekommer båtfärg innehållande tributyltenn (TBT) — trots användningsförbud i Sverige sedan 1993 — fortfarande i höga halter t.ex. i marinor. Främmande arter som stillahavsostron (*Magallana/Crassostrea gigas*) och ostronpest (*Crepidula fornicata*, OSPAR 2008) har också förts fram som möjlig orsak till minskad förekomst av *Ostrea*. Ostronpest finns idag endast i låga tätheter i Sverige och bedöms inte utgöra ett problem (Främmande arter i svenska hav 2006). Stillahavsostron finns dock i stora mängder (Laugen m.fl. 2015, Mortensen m.fl. 2022), och påträffas ofta i *Ostrea*-bankar. Möjliga hot från stillahavsostron redovisas i detalj i nästa kapitel. I övrigt påverkar de faktorer som beskrivits för *Mytilus* också *Ostrea* även om påverkan är sämre dokumenterad än för *Mytilus.* Kunskapsläget om vilka faktorer som påverkar *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar varierar med andra ord mycket beroende på vilken faktor och vilken art som beaktas.

2.4.3 Kartläggning av påverkansmekanismer

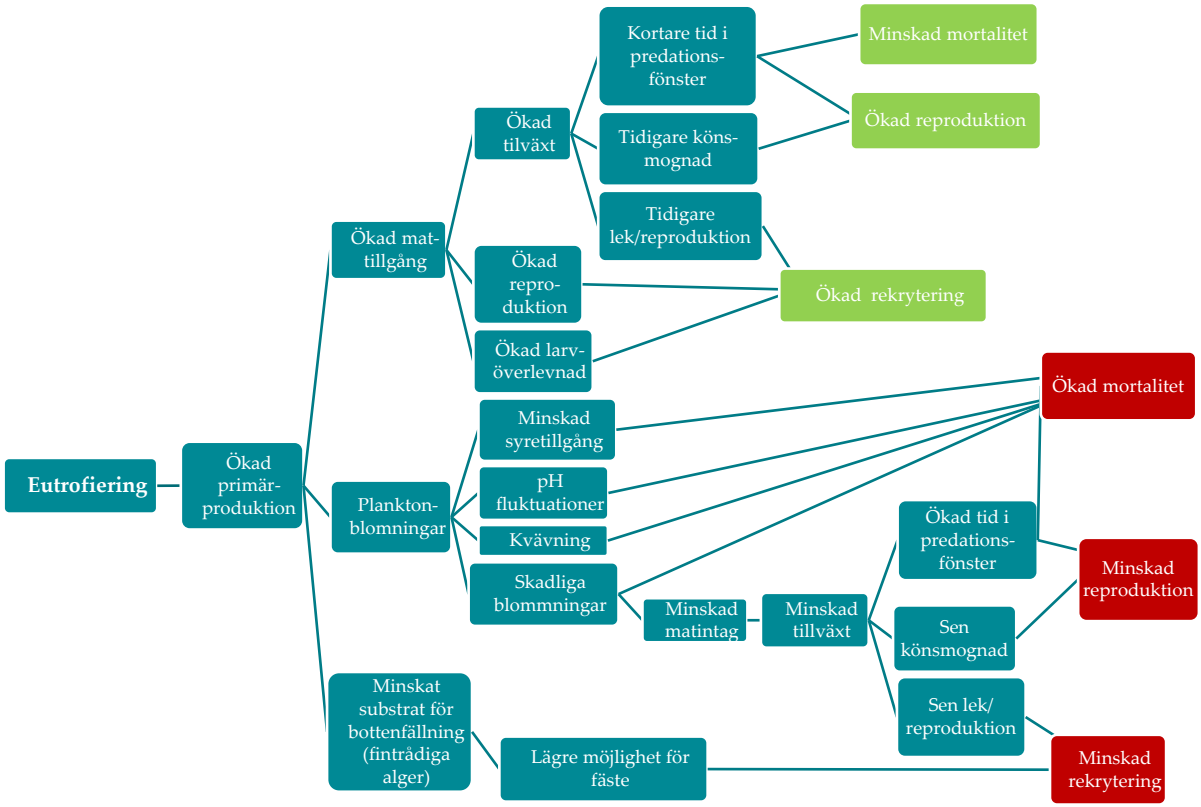
Det är tydligt från litteraturgranskningen att många olika faktorer kan påverka *Mytilus* och *Ostrea*s förutsättningar i grunda kustnära områden och att det också förekommer kunskapsluckor vad gäller påverkan, framför allt i komplexa system som påverkas av flera olika faktorer. De komplexa samspelen mellan flera av faktorerna kan dessutom ytterligare förstärka påverkan av de olika faktorerna. Det är svårt att fastställa vad som påverkar bivalvpopulationerna mest då både positiva och negativa effekter dokumenterats. Det finns med andra ord ett behov av en strukturerad risk- eller påverkansanalys för att sammanfatta de mest uttalade påverkansfaktorerna till en

sammantagen bild samt utreda möjligheten till åtgärder av specifika påverkansfaktorer. Detta låg tyvärr utanför ramarna för projektet, men som ett första steg i denna process genomfördes en kartläggning av påverkansmekanismer för sju olika typer av påverkan; övergödning, mänskliga aktiviteter, kontaminering, genetiska föroreningar, patogener, invasiva arter och klimatförändringar (Figur 26). Information hittades genom litteratursök i Web of Science och Google Scholar, samt expertbedömningar. För varje typ av påverkan identifierades följande negativa konsekvenser: högre dödlighet och minskad reproduktion. I vissa fall noterades även positiva effekter som lägre dödlighet och ökad reproduktion/ökad rekryteringsframgång.



Figur 26. Schematisk representation av de sju antropogena hot som hotkartläggningen inkluderade.

Kartläggningen som visas nedan (Figur 27) illustrerar en av sju detaljerade hotbildskartläggningar. Den visar effekter av övergödning som leder fram till både positiva (gröna, i.e. minskad mortalitet, ökad reproduktion, ökad rekrytering) och negativa (röda, i.e. ökad mortalitet, minskad reproduktion, minskad rekrytering) effekter. Övergödning kan initialt ge en ökning av primärproduktionen som sedan leder till ökad födotillgång, men också till minskad tillgång till bottenfällningssubstrat (Rosenberg och Loo 1988, Rosenberg m.fl. 1990, Mainwaring m.fl. 2014). Var och en av dessa påverkansfaktorer leder till sin egen serie av effekter med sex diskreta slutpunkter. Liknande kartläggningar utfördes för de andra sex hoten och finns redovisade i Appendix 5. Kartläggningen ska ses som en utgångspunkt för vidare studier och är i vissa avseenden inte heltäckande men kan användas för vidare riskbedömning och analyseras med tanke på sannolikhet, konsekvens och frekvens, vilket är avgörande information för att evidensbaserade restaurerings- och bevarandeinsatser ska kunna genomföras.



Figur 27. Flödesschema som visar positiva (grönt) och negativa (rött) effekter av eutrofiering på *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar.

2.5 Specifik hotbild från stillahavsostron

Invasiva arter kan ha omfattande påverkan på inhemska ekosystem. För *Mytilus* och *Ostrea* i Sverige är den invasiva art som mest påtagligt kan påverka populationerna det invasiva stillahavsostronet (*Magallana gigas*) som kom till Sverige 2006. För *Mytilus* har under ett antal år en omfattande debatt om effekten av stillahavsostron på *Mytilus*-beståndens utveckling förts, då minskningen av *Mytilus* framför allt i Vadehavet sammanföll med en ökning av stillahavsostron (Reise 1998, Nehring 2003). Konkurrens om utrymme anses generellt vara ett litet problem då *Mytilus* har visat sig utnyttja stillahavsostron som substrat vid bottenfällning och som skydd mot predation (Diederich 2005, Troost 2009), men födokonkurrens mellan *Mytilus* och stillahavsostron går inte att utesluta (Troost 2009). Sammantaget finns dock numera starka indikationer på att de två arterna kan samexistera, om än med reducerad tillgång och kvalitet av *Mytilus* som föda för sjöfågel (Scheiffarth m.fl. 2007, Laursen m.fl. 2010). Klimatförändringar, t.ex. ökande temperaturer, stormar, och havsförsurning (Essink m.fl. 2005, Nehls m.fl. 2006, Cardoso m.fl. 2007, Bechmann m.fl. 2011, Nehls m.fl. 2011, Mackenzie m.fl. 2014), är troligen mer bidragande till minskningen av *Mytilus* än etableringen av stillahavsostron (se dock kapitel 2.4 Generell hotbild).

Till skillnad från *Mytilus* saknas kunskap om konkurrens mellan stillahavsostron och *Ostrea*. Resultat från yngelsamlingsförsök i Sverige visar att stillahavsostronlarver gärna slår sig ner på *Ostrea*-bankar (Holthuis m. fl. 2014), och stillahavsostron påträffas ofta i bankar med höga tätheter av *Ostrea* (Bergström m. fl 2021). Dessutom förekommer *Ostrea*-bankar grundare än man tidigare trott

(Lindegarth m.fl. 2014, Thorngren m.fl. 2019, Bergström m.fl. 2021), och *Ostrea* och stillahavsostron förekommer därmed i samma miljöer. I tillägg har stillahavsostron också en högre tillväxthastighet och större reproduktionspotential än *Ostrea*. Det finns också indikationer på överlapp i arternas födoval och på att stillahavsostron kan vara en predator på *Ostrea* larver (Ezgeta-Balić m.fl. 2020). Sammantaget indikerar detta att det finns en risk för konkurrens mellan arterna. Det bör dock tilläggas att det finns områden där de två arterna observerats samexistera (Christianen m.fl. 2018, Zwerschke m.fl. 2018, Stagličić m.fl. 2020).

2.5.1 Nischöverlapp

Ekologisk nischmodellering (ENM) kan användas för att förutsäga lämpliga områden för en viss art enligt dess kända miljöpreferenser samt för att analysera abiotiska nischöverlapp mellan arter (Guisan m.fl. 2017). I tillägg till detta kan ENM användas för att förutsäga hur utbredningsområdet för arter kan komma att förändras under olika klimatförändringsscenarier. I följande kapitel använder vi ENM för att analysera möjliga nischöverlapp, och uppskattade framtida förändringar i utbredning och överlapp, mellan stillahavsostron, *Mytilus*, *och Ostrea*. Prognostiseringskapaciteten är en stor fördel vid denna typ av modellering, men analyserna är begränsade till miljövariabler som har framtida förutsägelser. Tillgängliga miljövariabler som har sådana framtidsscenarier i databasen där vi extraherat miljödata (Bio-ORACLE) är begränsade till temperatur, salthalt, strömhastighet och istjocklek. Detta innebär att andra variabler som kan vara mer ekologiskt relevanta kanske inte ingår i modellen eftersom de inte finns som framtida lager. Därför måste modellens förutsägelser tolkas med de variabler som har inkluderats i åtanke.

2.5.1.1 Dataunderlag – förekomster och miljövariabler

Studieområdet för ENM i detta projekt begränsades till den svenska västkusten samt den danska sidan av Öresund (längdgrad: 55,3 – 59,1; breddgrad: 10,8 – 13,1). Information om förekomster av de tre ingående arterna sammanställdes från egna observationer, från samarbetspartners och från öppna arkiv såsom Swedish LifeWatch Analysis Portal (https://www.analysisportal.se) och Global Biodiversity Information Facility (http: //gbif.org). Endast observationer efter år 2000 inkluderades. Alla observationer från öppna databaser kvalitetsgranskades, och de som fanns på land eller på orimligt djupt (> 10 meter) vatten exkluderades. För att undvika rumslig autokorrelation tunnades förekomsterna ut med hjälp av paketet R-paketet "spThin" (R Core Team, 2022). Denna procedur tar bort observationer som är inom en radie på 200 m från andra observationer och behåller samtidigt information om arternas förekomst (Aiello-Lammens m.fl. 2015). Detta betyder att om det fanns tre förekomster och tre frånvaroregistreringar inom 200 m från varandra, behandlades detta som en (1) närvaropunkt. Efter denna process återstod 714 *Ostrea*-observationer (314 förekomster, 400 frånvaropunkter), 757 stillahavsostronobservationer (478 förekomster, 279 frånvaropunkter) och 771 *Mytilus*-observationer (499 förekomster, 272 frånvaropunkter).

Miljövariablerna i modellen extraherades från Bio-ORACLE (https://www.bio-oracle.org) med en rumslig upplösning på 5 bågminuter (Assis m.fl. 2018, Tyberghein m.fl. 2012). Variablerna extraherades med R-paketet {sdmpredictors} (Bosch och Fernandez 2021). Det finns många biotiska, geofysiska och miljömässiga variabler tillgängliga som nuvarande lager från Bio-ORACLE. Men de data som är tillgängliga som framtida lager är begränsade till fyra variabler: havstemperatur, salthalt, strömhastighet och istjocklek. Eftersom ett av syftena med denna modellering var att förutsäga framtida utbredning, så begränsades vår analys till dessa fyra variabler. Först inkluderades alla skikt (både havsbotten och -yta) för dessa variabler. Sedan uteslöts variabler som var korrelerade och de lager som ansågs vara mest ekologiskt relevanta för målarterna behölls. Det slutgiltiga urvalet av parametrar var; havsytans temperaturvariation (°C), medeltemperatur vid botten (°C), medelsalthalt vid botten (PSU) och maximal istjocklek (m). Framtidsprojektionerna för 2050 härleddes

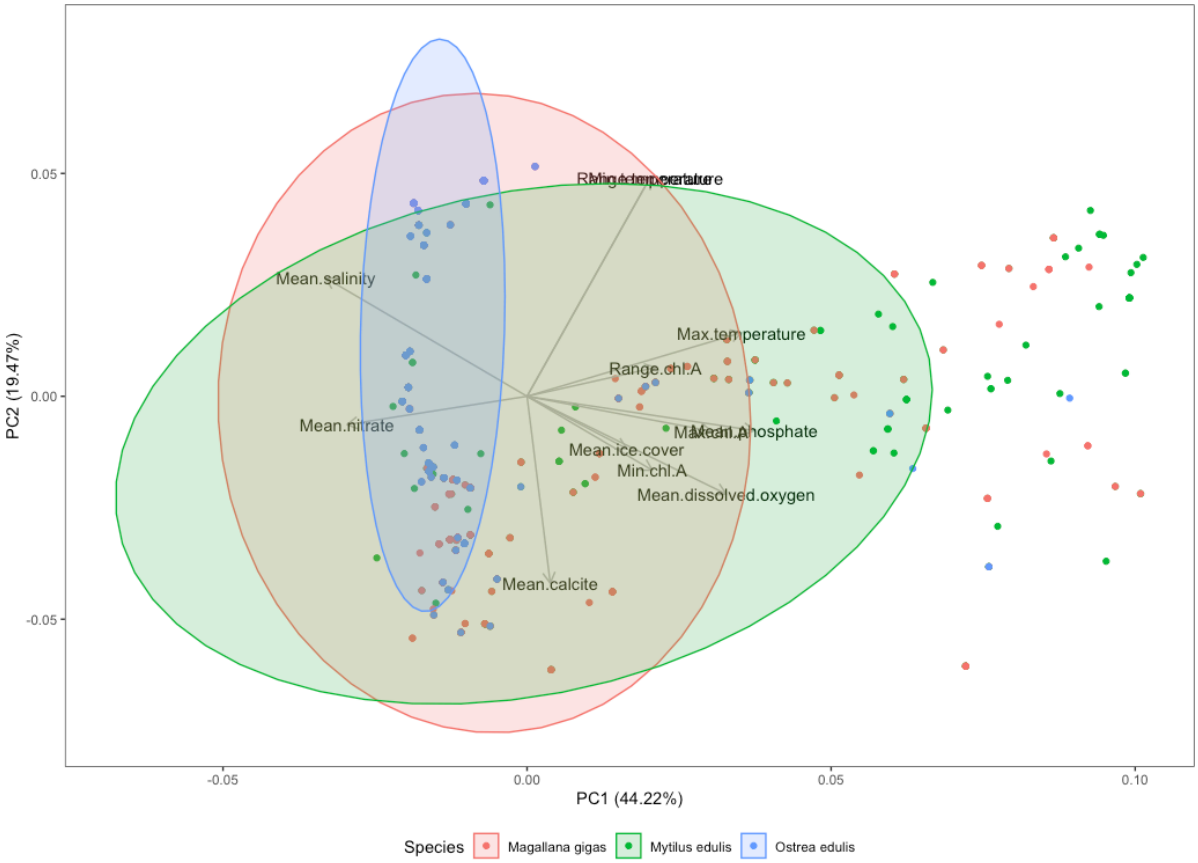
från IPCC:s klimatmodell 4.5 (RCP45) och 6.0 (RCP60; IPCC, 2014) som är de mellanliggande scenarierna där koncentrationerna av växthusgaser stabiliseras mot slutet av 2000-talet.

2.5.1.2 Analys av nischöverlapp

För att jämföra de tre arternas nisch av abiotiska faktorer utfördes en principalkomponentanalys som visualiserades som en 12-dimensionell hypervolym (Figur 28). Eftersom syftet med analysen var att jämföra miljöutrymme som upptas i nutid användes ett bredare spektrum av miljövariabler än vad som ingick i nischmodellen som begränsas av tillgängliga framtidsscenarier (se kap 2.5.1.1 Dataunderlag – förekomster och miljövariabler). Variablerna som inkluderades var:

1) Medelvärden av
    - nitrat (mikromol/l)
    - bentiskt löst syre (ml/l)
    - bentiskt fosfat (mikromol/l)
    - kalcitkoncentration (mol/m^3)
    - bentisk salthalt (PSU)
    - havsistjocklek (m)
2) Maximumvärden av
    - bottentemperatur (°C)
    - klorofyll A-koncentration (mg/m^3)
3) Minimumvärden av
    - bottentemperatur (°C)
    - klorofyll A-koncentration (mg/m^3)
4) Intervall av
    - bottentemperatur (°C)
    - klorofyll A-koncentration (mg/m^3)

Resultaten från analysen visar att både *Mytilus* och stillahavsostron upptar relativt breda nischer, medan *Ostrea* har en mycket smalare nisch (Figur 28). Nischerna för alla tre arterna överlappar i stor utsträckning, och endast små delar av deras nischer skiljer sig från varandra (Figur 28). Det är viktigt att komma ihåg att de visualiserade nischerna i Figur 28 är sammansatta av klimatvariabler som temperatur, salthalt, syre, nitrat etc. och att variabler som djup, bottensubstrat och vågexponering inte beaktas. Dessa tre variabler (djup, substrat, exponering) har dokumenterats som viktiga prediktorvariabler för de två ostronarterna (Bergström m.fl. 2021). Om dessa variabler ingick i analysen skulle nischöverlappet i Figur 28 kunna se något annorlunda ut.



Figur 28. Nischöverlapp av *Mytilus edulis, Ostrea edulis* och stillahavsostron (*Magallana gigas)* Figuren visar huvudkomponentanalysdiagrammet för miljömässig "hypervolym" för 12 prediktorvariabler. Prickar representerar närvaron av varje art på miljömässigt unika platser. Färgkoder: *Magallana gigas* (rosa), *Mytilus edulis* (grön) och *Ostrea edulis* (blå)

2.5.1.3 Nuvarande och framtida förekomster av lämpliga habitat

För att prediktera arternas utbredningsområde i form av lämpliga/gynnsamma habitat, användes ensemblemodellering. I motsats till att använda endast en modelltyp, implementerar ensemblemodellering flera modelleringsverktyg för att ”kartlägga huvudtrender (dvs. medelvärde, median) och övergripande variation (och därmed osäkerhet) över alla modeller" (Guisan m.fl. 2017). Ensemblemodeller utvecklades separat för varje målart i detta projekt med hjälp av "BIOMOD2"-paketen (Thuiller m.fl. 2016) inkluderade i programmeringsspråket R (R Core Team 2022). Ensemblemodellerna baserades på sex olika metoder; generaliserade linjära modeller, generaliserade boostingmodeller, Random Forest-modeller, generaliserade additativa modeller, Flexible Discriminant Analysis och multivariata Adaptive Regression Splines. Observationsdata delades slumpmässigt upp i 70 procent träningsdata och 30 procent testdata för validering av modellerna, vilket gjorde det möjligt att utvärdera modellernas noggrannhet och deras prediktiva prestanda. Modellernas prestanda utvärderades med två olika mått: 1) arean under ROC-kurvan (AUC) och 2) true skill statistic (TSS) som är vanliga mått i habitatmodellering (Guisan m.fl. 2017). Modeller med AUC-värden på minst 0,8 och TSS-värden på minst 0,55 inkluderades och kombinerades till de slutliga ensemblemodellerna. Sedan utvärderades ensemblemodellerna enligt måtten AUC, sensitivitet och specificitet. Sensitivitet hänför sig till procentandelen förekomster som är korrekt förutsagda medan specificitet relaterar till procentandelen frånvaro korrekt förutsagd (Guisan m.fl. 2017, Tabell 4). Slutligen projicerades och visualiserades ensemblemodellerna i både nutid och framtida miljö.

Ensemblemodeller fungerade bra för alla tre arterna som ingick i studien med AUC-värden på > 0,9 (Tabell 4). Modellerna för alla tre arterna hade högre sensitivitetsvärden än specificitetsvärden, vilket innebär att de var bättre på att förutsäga närvaro än frånvaro (Tabell 4).

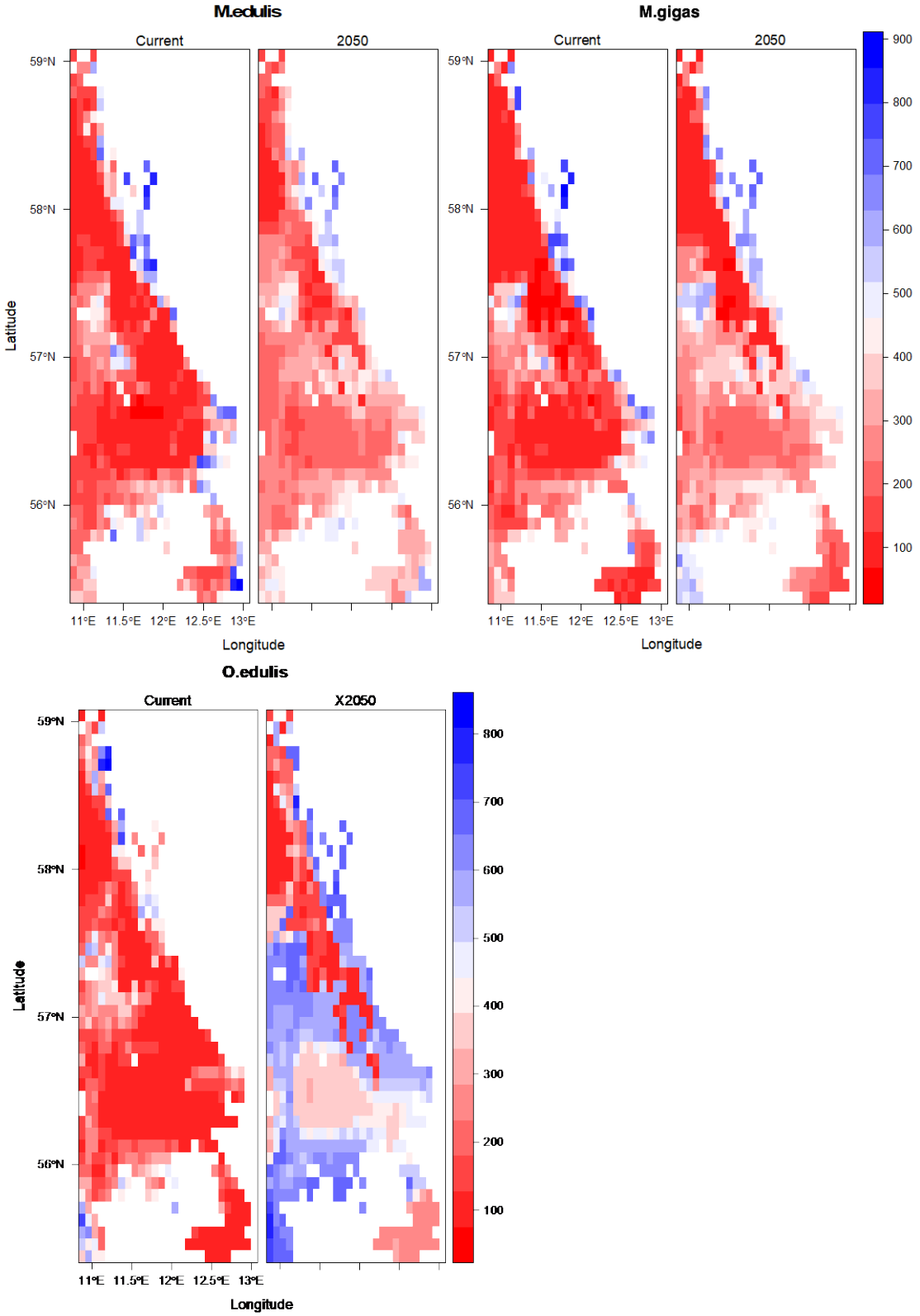
Tabell 4. Prestanda för ensemblemodeller för tre kustbivalvarter genom extern validering av testdata.

Art	AUC	Sensitivitet	Specificitet	Gränsvärde
Mytilus edulis	0,94	92,0	87,2	425,0
Ostrea edulis	0,92	90,7	82,3	406,5
Magallana gigas	0,94	92,9	85,2	407,0

De geografiska projektionerna för nutida habitatförekomst för *Mytilus* och stillahavsostron var relativt lika och uppvisade hög lämplighet av habitat norr om Göteborg och särskilt på insidan av Orust och Tjörn (Figur 29). Det fanns tre platser där de två arterna inte delade liknande livsmiljö, stillahavsostron hade högre grad av lämpliga livsmiljöer mellan Rossö och Havstenssund, medan *Mytilus* hade högre grad av lämpliga livsmiljöer vid Mölle (norr om Helsingborg) och i Malmö. En möjlig förklaring till bristen på lämplig livsmiljö för stillahavsostron så långt söderut som Malmö är låg salthalt från Östersjön. Fram till nyligen hade stillahavsostron inte observerats i själva Östersjön, men enstaka fynd av arten observerades för första gången 2020 i Kiel (Ewers-Saucedo m.fl. 2020). Ingen ytterligare bottenfällning har dock observerats i området efter detta tillfälle. Det är möjligt att ovanligt höga salthalter sedan sommaren 2018 underlättade etableringen av stillahavsostron i detta område (Ewers-Saucedo m.fl. 2020). Framtidsprognoserna för stillahavsostron tyder på att livsmiljöernas lämplighet i Öresund kommer att minska till 2050, men de tyder också på att det kommer att finnas större area med lämpliga livsmiljöer i Stora Bält som också är ett område med låg salthalt (Figur 29). Det kan bero på att salthalten i Öresund är ännu lägre än i Stora Bält. Det är dock viktigt att komma ihåg begränsningarna i modellen som inte tar hänsyn till evolutionär anpassning till lägre salthalter.

Prediktionerna för *Ostrea* skiljde sig mycket både från *Mytilus* och stillahavsostron (Figur 29). Modellen förutsade relativt låg habitatlämplighet för *Ostrea* längs hela Sveriges västkust, söder om Fiskebäckskil. Ett av de få områden där hög habitatlämplighet för *Ostrea* observerades var mellan Rossö och Havstenssund, där det också förutspås vara mycket lämpligt habitat för stillahavsostron. Detta stämmer väl överens med observerad nutida utbredning av *Ostrea*. Ur ett förvaltningsperspektiv kan detta därför vara ett viktigt område för att noggrant följa *Ostrea*-populationernas utveckling och hur deras överlapp med stillahavsostron förändras över tid.

Prediktionerna för 2050 för *Ostrea* står också i skarp kontrast till de för *Mytilus* och stillahavsostron, eftersom en ökning av lämpliga livsmiljöer längs stora delar av den svenska västkusten predikteras. Resultaten bör dock tolkas med försiktighet då modellen endast inkluderar fyra klimatvariabler (medelsalthalt, maximal istjocklek, genomsnittlig bottentemperatur och temperaturintervall). Mer detaljerade modeller inkluderande fler abiotiska variabler bör utvecklas för att utreda var lämpliga habitatet för *Ostrea* kan komma att utvecklas över tid.



Figur 29. Habitatlämplighet för *Mytilus edulis (M. edulis)*, *Magallana gigas (M. gigas)* och *Ostrea edulis* (*O.edulis*) i dagsläget (vänster) och 2050 (höger). Blått indikerar hög lämplighet av livsmiljö medan rött indikerar låg lämplighet av livsmiljö.

2.5.2 Födopreferenser och filtreringskapacitet

Stillahavsostronet kan konkurrera med inhemska bivalvarter om de föredrar samma slags föda och dessutom har en liknande eller högre födokapacitet. Detta i sin tur beror bland annat på arternas filtrerings- och selektionskapacitet och tröskelvärden för filtrering baserat på partikelstorlek och partikelkoncentration. För att svara på frågan om det förekommer födokonkurrens mellan stillahavsostronet, *Mytilus* och *Ostrea* genomfördes en så kallad metaanalys baserad på tidigare publicerad litteratur som jämför arternas födopreferenser och filtreringsbeteenden. En metaanalys är en samling statistiska metoder för en kvantitativ syntes av resultaten från hittills publicerade, oberoende studier som undersöker samma sak på ett jämförbart sätt, för att på så sätt kunna dra generella slutsatser utifrån dessa studier. Utfallet från de enskilda studierna som ingår i metaanalysen formuleras som effektstorlek och på så sätt uttrycks alla studier på samma, jämförbara, skala. Varje effektstorlek viktas mot studiens storlek och dess precision, dvs. studier med fler replikat och mindre varians viktas tyngre än mindre studier med sämre precision. Metaanalysen räknar sedan ut hur stor medeleffekten är av alla studier och om denna effekt är signifikant skild från noll, med andra ord om det finns en signifikant och konsekvent effekt när alla studier beaktas. Det finns också möjlighet att testa om skillnader i utfall kan förklaras av specifika faktorer (moderatorer) som varierar mellan de olika studierna, t,ex, skillnader i vilka arter som ingår, om studierna genomförts i olika slags habitat eller geografiska områden, skillnader i vilken experimentell metodik som använts, mm.

2.5.2.1 Metaanalys enligt PICO-metoden

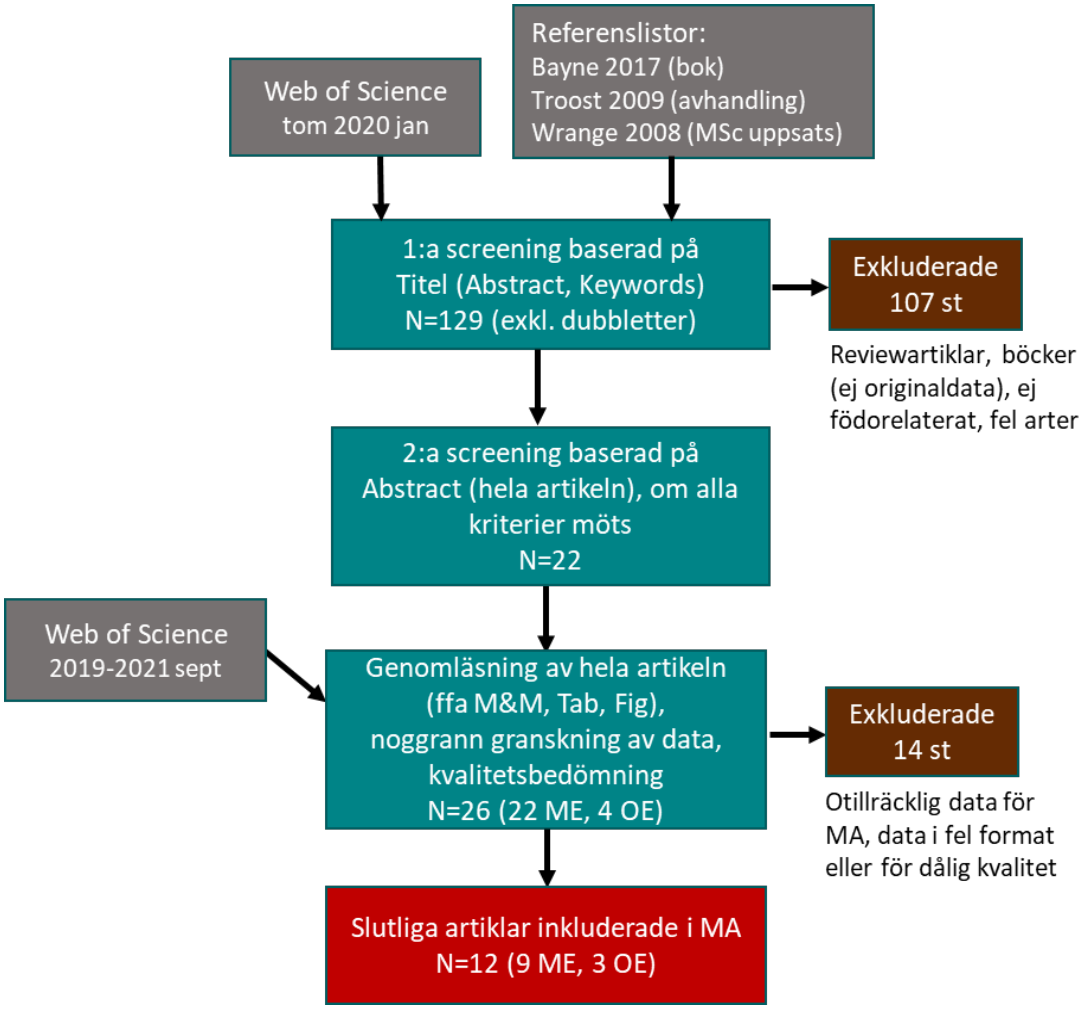
Frågeställningen som skulle besvaras med hjälp av metaanalysen utformades enligt PICO-metoden (förkortningen PICO står för population, intervention, comparator och outcome). Typen av studieorganism (populationen) var filtrerande, revbyggande bivalver; ”behandlingsgruppen” (interventionen) var de inhemska arterna *Mytilus (Me)* och *Ostrea (Oe)*; den grupp som behandlingsgruppen skulle jämföras med (comparator) var stillahavsostron; och mått på utfall (outcome) var födoförmåga/födopreferens. Utifrån detta formulerades frågeställningen: ”Hur är födoförmågan för de inhemska bivalvarterna jämfört med födoförmågan för det introducerade stillahavsostronet?

Kravet för de studier som skulle ingå i metaanalysen var att de måste innefatta stillahavsostron (*M. gigas*), samt *Mytilus* och/eller *Ostrea.* Dessutom krävdes att studien behandlar födorelaterat beteende eller förmåga av något slag som kan påverka födokonkurrensen mellan arterna. Litteratursökningar gjordes i flera steg enligt specifika sökkriterier där urval av artiklar skedde enligt ett specifikt protokoll för urvals/exkluderingskriterier (Figur 29). En första större litteratursökning gjordes i databasen Web of Science i januari 2020 med följande sökkriterier:

Ingående arter: (*Crassostrea gigas* OR *Magallana gigas*) AND (*Mytilus edulis* OR *Ostrea edulis*)/bivalve, oyster, mussel, *Crassostrea gigas*, *Magallana gigas*, *Mytilus edulis*, *Ostrea edulis*.

Termer: Allt födorelaterat: Feeding OR clearance OR filtration or ventilation OR pumping OR ingestion OR absorption OR assimilation OR food selection or retention efficiency OR (selection AND efficiency OR index) OR (particle AND uptake OR sorting OR selection OR capture).

Utöver Web of Science genomsöktes referenslistor från faktaboken Bayne (2017), samt en avhandling (Troost, 2009) och en Masteruppsats (Wrange, 2008) i ämnet. Denna första litteraturgenomsökning baserades på titel, samt om tveksamhet uppstod även sammanfattning (Abstract) och nyckelord (Keywords). Sammanlagt identifierades 129 artiklar (exklusive dubbletter) som intressanta för vidare undersökning.



Figur 30. Flödesdiagram för litteratursökning inför metaanalysen (MA). Gråa rutor indikerar litteraturkällor, turkosa rutor indikerar screeningmoment och datainsamling

I ett andra steg läses alla sammanfattningar och ibland hela artikeln för att avgöra om kraven för metaanalysen uppfylldes. Studier som inte innehöll originaldata, som behandlade fel arter eller icke-födorelaterade mätningar uteslöts, vilket resulterade i 22 kvarvarande artiklar som gick vidare till det tredje och sista bedömningssteget. Eftersom det dröjde över ett år mellan första litteratursökningen och slutliga analysen genomfördes i september 2021 även en kompletterande litteratursökning i Web of Science, för litteratur publicerad från 2019 fram till söksdatum. I denna kompletterande litteratursökning baserades sökkriterier endast på **ingående arter:** (*Crassostrea gigas* or *Magallana gigas*) AND (*Mytilus edulis* or *Ostrea edulis*)/bivalve, oyster, mussel, *Crassostrea gigas*, *Magallana gigas*, *Mytilus edulis*, *Ostrea edulis*. Vid den kompletterande litteratursökningen identifierades 32 artiklar, varav endast fyra (två med Me och två med Oe) uppfyllde alla kriterier och lades till de tidigare utvalda artiklarna. Detta betyder att sammanlagt 26 artiklar (22 med Me och 4 med Oe) ingick i det tredje och sista bedömningssteget (Appendix 6).

Det sista bedömningssteget bestod av full genomläsning av hela artikeln, framför allt med fokus på material och metoder, figurer, tabeller och andra resultat, för noggrann granskning av data och kvalitetsbedömning. Endast de studier där all nödvändiga data finns tillgänglig (eller gick att få tag i), där resultaten var av rätt format (eller gick att omräkna till rätt format) och som höll tillräckligt hög kvalitet ingick i den slutliga metaanalysen. För vår metaanalys krävdes data för medelvärde, standardavvikelse (STDEV) och antal replikat (N) för aktuella mätvariabler för

stillahavsostron och för *Mytilus* och *Ostrea*. Exempel på resultat av dålig kvalitet var att studien använt pseudoreplikering, olämpliga metoder och att samma individer använts för flera olika mätningar. Data för medelvärde, STDEV och N extraherades från varje artikel, oftast från figurer via ImageJ and WebPlotDigitizer-4. Extraherade data sammanställdes i en databas där varje rad representerar en individuell studie, eller en specifik mätvariabel. För flera artiklar där data fattades eller där metodiken eller resultaten var otydliga, kontaktades respektive artikelförfattare för förtydligande eller för att få tillgång till saknade data, vilket erhölls i samtliga fall. Utöver resultatdata sammanställdes ett flertal moderatorer som skulle kunna påverka eller förklara variationer i effektstorlek mellan olika studier, däribland vilken sorts föda (algart) födostorlek och flödeshastighet som använts vid experimentet, geografi/land där studien genomförts, säsong på året, habitat som experimentorganismerna härstammar ifrån, om det var en experimentell eller fältbaserad studie och vilken experimentell metodik som använts.

I det sista bedömningssteget exkluderades till sist ytterligare 14 artiklar, vilket resulterade i att endast 12 artiklar (9 med Me, 3 med Oe) ingick i den slutliga metaanalysen. Även de flesta moderatorer uteslöts, då det fattades data i allt för många av studierna. För att i möjligaste mån säkerställa att endast oberoende data ingick i analysen användes i de allra flesta fall endast en effektstorlek per studie. Oftast innehöll dock studier flera mätparametrar och flera algarter, algkoncentrationer, tidpunkter eller lokaler. Urvalet av mest lämpliga data för att beräkna effektstorlek följde ett förutbestämt bedömningsprotokoll för att undvika partiska urval enligt följande; då det var möjligt användes en effektstorlek som representerade studien genom sammanslagning av data (medelvärde, STDEV och N) från flera grupper (enligt Higgins och Green, 2011). På så sätt erhölls även fler replikat per studie. I de fall där sammanslagning inte ansågs lämplig valdes istället de data som uppmäts vid bivalvernas maximala kapacitet. För två av studierna bedömdes olika mätningar vara så pass oberoende av varandra att två separata mätresultat togs med i metaanalysen.

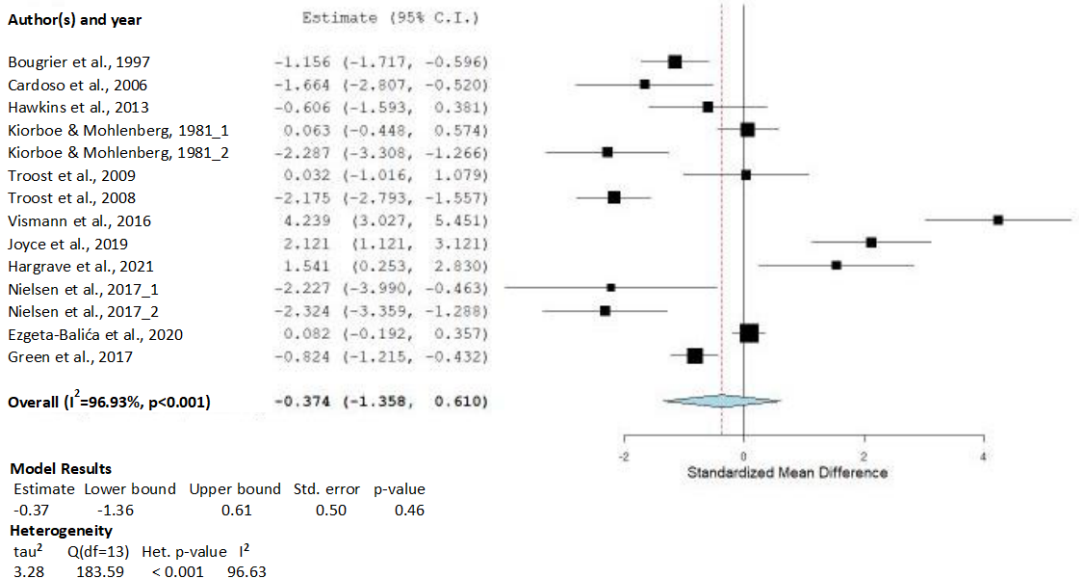
Själva metaanalysen utfördes i OpenMEE, en mjukvara specifikt framtagen för just metaanalyser. Som mätvärde för effektstorlek användes Hedges' d (baserat på medelvärde och STDEV). För att erhålla ett mer generellt resultat, som inte bara svarade på om det är skillnad mellan just de studier som ingår i metaanalysen, användes en slumpmässig effektmodell (random-effects model). Denna modell antar att det finns en sann skillnad mellan studierna (τ^2) där variationen inte bara beror på slumpmässiga skillnader i provtagning inom varje studie. Metoden som användes var Restricted Maximum Likelihood (metodik baserad på Koricheva m.fl., 2013).

Som moderatorer testades om effektstorleken för *Mytilus* och *Ostrea* skiljde sig åt (Me vs. Oe). Även för moderatorerna försöksmiljö (Lab vs. Fält) och födokälla (Enskild algart vs. Mix av specifika algarter vs. Naturlig mix av alger i havsvatten) fanns data för flera av studierna, men inte tillräckligt för genomförande av analys.

2.5.2.2 Analys av födokonkurrens

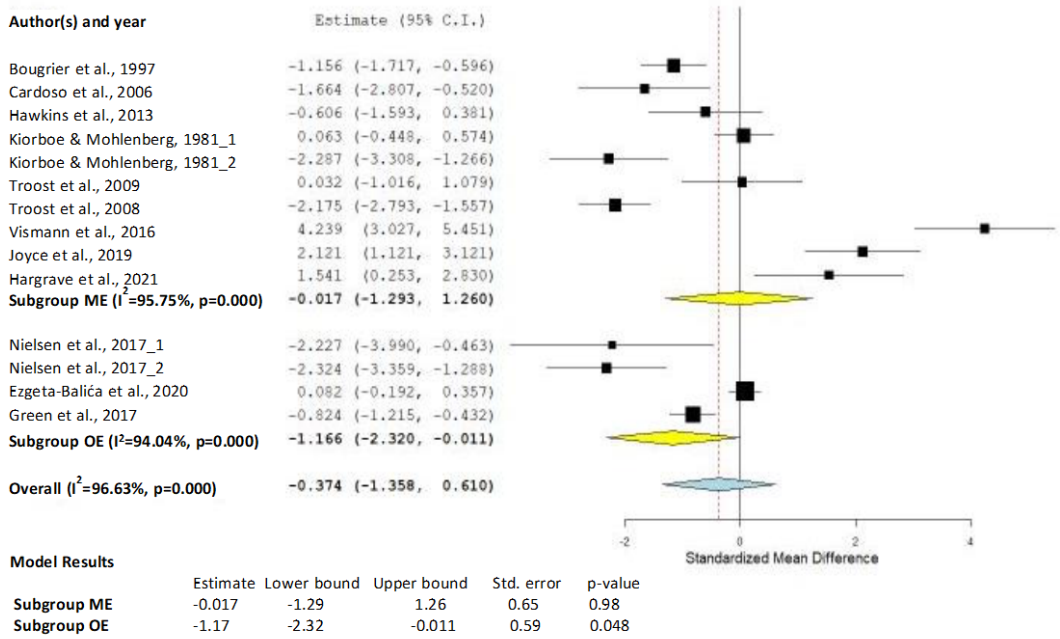
De enskilda studierna som ingick i metaanalysen visade på stor spridning i födokapacitet. Det fanns både studier där man visat på högre födokapacitet för våra inhemska bivalvarter jämfört med för stillahavsostron och studier som visat på lägre födokapacitet, medan man i ett fåtal studier inte sett några skillnader. Effektstorleken av de olika studierna som ingick och deras konfidensintervall redovisas i en s.k. forest plot (Figur 31). Nollvärdet som redovisas i denna forest plot är effektstorleken för stillahavsostron, som de två andra arterna jämförs med. Ett negativt värde visar på lägre effektstorlek, dvs. lägre födokapacitet, jämfört med stillahavsostron, medan ett positivt värde visar på högre effektstorlek/födokapacitet. När alla studier vägdes samman i själva metaanalysen observerades ingen skillnad mellan stillahavsostron och de inhemska bivalvernas födokapacitet (P=0,46). Resultaten visade även att det var en stor och signifikant heterogenitet (varians)

mellan studierna (*P*<0,001). I Figur 31 redovisas även hur stor vikt de olika studierna som ingick hade för resultaten, där viktningen beror på antalet replikat (N) och datamaterialets varians.



Figur 31. Forest plot som redovisar effektstorlek för de enskilda studierna som ingick i metaanalysen (svarta fyrkanter) och deras konfidensintervall, samt resultaten av metaanalysen (blå romb, samt text underst i figuren). Tau2 (Ʈ2)=mellanstudie-varians, Q=heterogenitet, I²=% av totala heterogeniteten som kan förklaras av mellanstudie-varians.

För att se på skillnader mellan studier utförda med *Mytilus* och *Ostrea* delades studierna upp i undergrupper och en s.k. undergrupps-metaanalys kördes för dessa undergrupper (Figur 32). Resultaten visade att *Ostrea* verkade ha en något lägre födokapacitet än stillahavsostron (*P*=0,048), men eftersom resultaten baseras på ett fåtal studier (fyra effektstorlekar från tre enskilda studier) kan bör detta undersökas närmare för att fastställa att resultatet inte är en effekt av den låga replikeringen.



Model Results

	Estimate	Lower bound	Upper bound	Std. error	p-value
Subgroup ME	-0.017	-1.29	1.26	0.65	0.98
Subgroup OE	-1.17	-2.32	-0.011	0.59	0.048

Figur 32. Undergrupps-forest plot som redovisar effektstorlek för de enskilda studierna utförda med *Mytilus* (Me) och *Ostrea* (Oe) var för sig (svarta fyrkanter) och deras konfidensintervall, samt resultaten av undergrupps-metaanalysen (gula romber, samt text underst i figuren). Se text för ytterligare beskrivning.

Litteratursammanställningen visade att det finns mycket få studier av den relativa födokapaciteten hos stillahavsostronet och de inhemska bivalvarterna. Även om det var något fler studier (8/14, 57%) som visade på lägre födokapacitet, dvs. konkurrensnackdel, för de inhemska bivalvarterna jämfört med stillahavsostronet, så är det stor varians mellan olika studier och det fanns även en del studier som påvisat högre födokapacitet, dvs. konkurrensfördel, och även en del studier där ingen skillnad i födokapacitet mellan arterna observerats. När alla studier vägdes samman i metaanalysen observerades inte någon signifikant skillnad mellan stillahavsostron och de inhemska bivalvernas födokapacitet. Även om *Ostrea* verkar ha något lägre födokapacitet än stillahavsostron så kan inga slutsatser dras då resultaten baseras på ett fåtal studier. Sammanfattningsvis kan alltså inga generella slutsatser om det förekommer födokonkurrens mellan arterna dras. Litteraturgenomgången visade istället på stora kunskapsluckor. Det hade varit intressant att kunna jämföra filtreringskapacitet och tröskelvärden för filtrering, t.ex. beroende på algartsammansättning, partikelstorlek och partikelkoncentration, men också flödeshastighet, och även jämföra bivalver från olika habitat och områden, såsom man har gjort i enskilda studier. Det finns därför behov av fler experimentella studier där man jämför dessa parametrar mellan arterna.

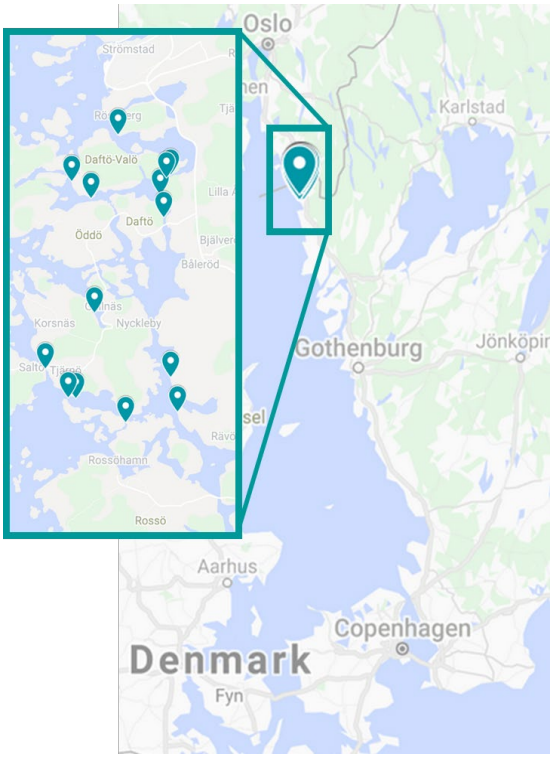
2.5.3 Täthetsberoende konkurrens

För att undersöka täthetsberoende konkurrens i fält mellan *Mytilus* och stillahavsostron samt mellan *Ostrea* och stillahavsostron genomfördes två studier. Syftet med studierna var att studera konditionsfaktorn, ett mått på hur bra organismerna mår, för *Mytilus* och *Ostrea* på lokaler med olika tätheter av stillahavsostron. För musslor och ostron beskriver konditionsfaktorn köttinnehåll i relation till storlek av individerna. Om en individ är mager kommer konditionsfaktorn att vara låg medan om den är välgödd är konditionsfaktorn hög. Detta innebär att olika faktorer som t.ex. födotillgång, födokonkurrens (både inom art och mellan arter) samt säsongsbundna fysiologiska

processer som reproduktion kommer att påverka konditionsfaktorn. Studierna designades därför för att minimera påverkan av reproduktionsmönster genom att alla prover samlades in inom en begränsad tidsperiod förlagd utanför arternas reproduktiva säsong. Vid insamlingen av *Mytilus* och *Ostrea* gick det av praktiska skäl inte att koppla specifika individer till specifika provrutor. Av denna anledning har konditionen hos varje individ undersökts i relation till lokalvisa medelvärden av täthetsmått och andel biomassa av stillahavsostron.

2.5.3.1 *Mytilus* och stillahavsostron

För att studera täthetsberoende konkurrens mellan *Mytilus* och stillahavsostron valdes 14 lokaler ut (Figur 33). Urvalet baserades på tidigare kunskap om förekomst av båda arterna samt att de vid visuell inspektion bedömdes som likvärdiga vad avser tätheter och täckningsgrad av organismer. På varje lokal identifierades sedan det området med tätast förekomst av *Mytilus* och stillahavsostron och en inventeringsruta (0,25x0,25 m) placerades ut. I varje ruta bedömdes täckningsgrad av levande *Mytilus* och stillahavsostron, antalet levande individer av varje art räknades och total biomassa för varje art vägdes på en fältvåg. I varje ruta samlades också alla *Mytilus* med en totallängd mellan 55 och 65 mm in. Detta upprepades tills 30 musslor inom rätt storleksintervall samlats in, vilket resulterade i att antalet inventeringsrutor varierade mellan lokaler. Som minst inventerades tre rutor och som mest nio rutor per lokal. Alla prover samlades in under perioden 9-23 september (2019). Baserat på respektive arts förekomst beräknades andel stillahavsostron på lokalerna som täckningsgrad (%), täthet (N. ind/m²) eller biomassa (kg) av stillahavsostron/total täckningsgrad (%), total täthet (N. ind/m²) eller total biomassa (kg). En sammanfattning av data presenteras i Tabell 5.

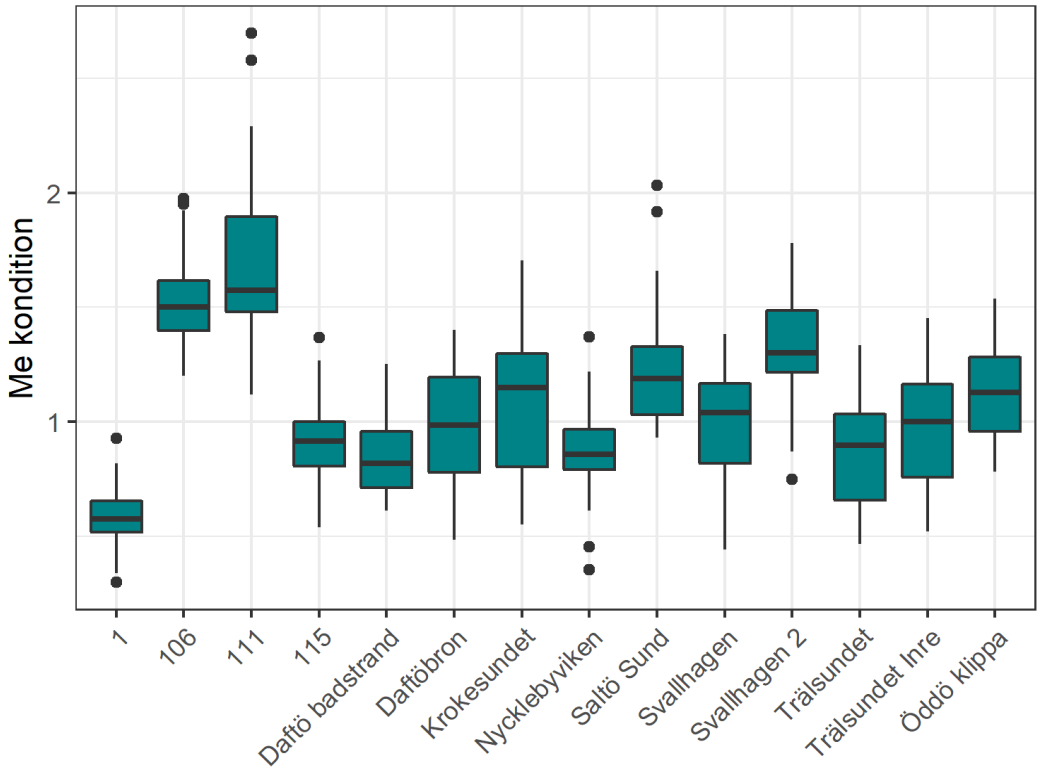


Figur 33. Lokalisering av *Ostrea*-lokaler använda för utvärdering av täthetsberoende konkurrens av stillahavsostron på *Ostrea*. Karta från Google maps.

Tabell 5. Sammanställning av artspecifik täckningsgrad, täthet och biomassa på de 14 lokaler från vilka musslor samlades in för bedömning av effekt av stillahavsostron på *Mytilus* konditionsfaktor.

	Min	Max	Medel (±STDEV)
Täckningsgrad av *Mytilus* och stillahavsostron (%)	52	105	85 (±15)
Täthet av *Mytilus* och stillahavsostron (N. ind/m²)	341	1072	566 (±202)
Biomassa av *Mytilus* och stillahavsostron (kg)/ försöksruta	8	31	18 (±6)
Andel stillahavsostron av total täckningsgrad (%)	2	55	22 (±17)
Andel stillahavsostron av totaltäthet (%)	0	42	19 (±14)
Andel stillahavsostron av total biomassa (%)	0	78	32 (±24)

De musslor som samlades in placerades i en kylväska i uppmärkta plastpåsar och transporterades till Kristineberg center där de placerades i separata behållare i ett genomflödessystem med ytvatten för förvaring fram till provtagning. Provtagning skedde mellan 6-21 dagar efter insamling. Vid provtagning mättes musslornas längd med ett digitalt skjutmått. Musslorna öppnades sedan försiktigt och köttet torkades i 60 °C i 48 h i en torkugn innan vägning. Konditionsfaktor beräknades som torrvikt kött (g)/musslans längd (mm) x 100. En sammanställning av konditionsfaktor för *Mytilus* på de provtagna lokalerna visas i Figur 34.



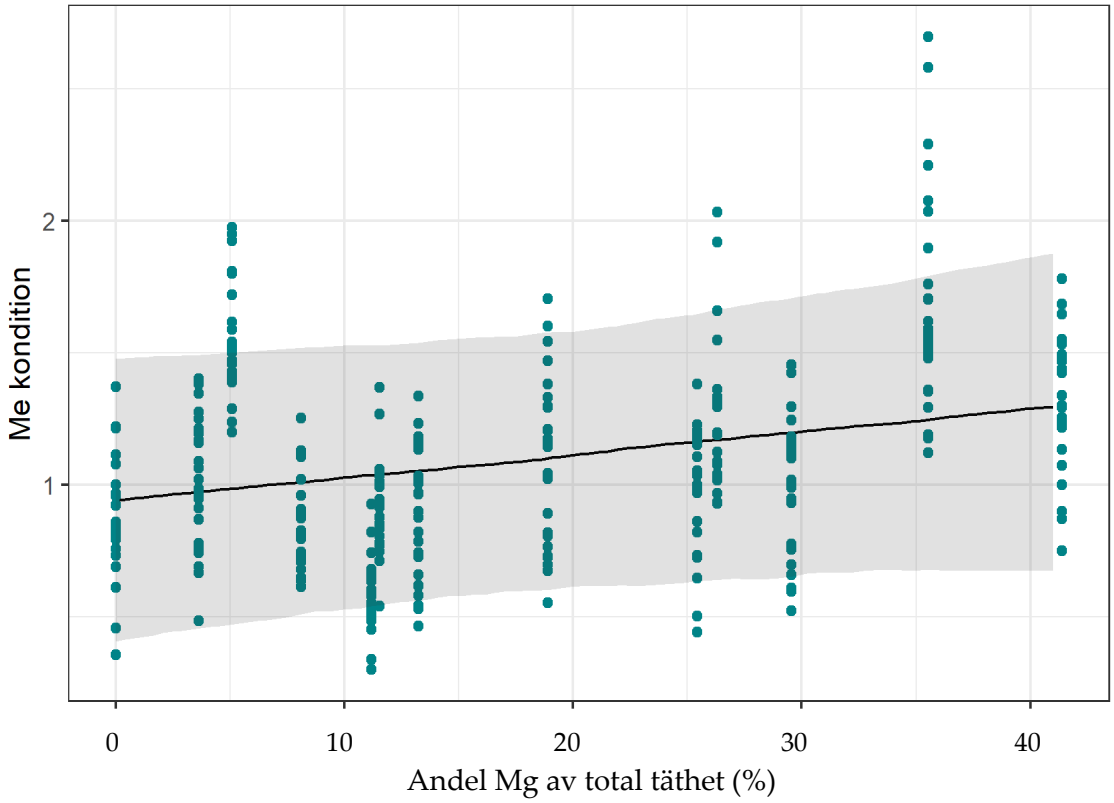
Figur 34. Kondition av blåmusslor på olika lokaler beräknad som torrvikt kött/skallängd x 100. Varje box representerar maxvärde (övre stapeln), minimumvärde (nedre stapeln), medianen (den tjocka linjen i varje box), nedre kvartilen (nedre delen av boxen 25 % av data) och övre kvartilen (övre delen av boxen, 25 % av data).

Effekten av stillahavsostron på *Mytilus* kondition analyserades med en linjär mixad modell. För mer detaljerad beskrivning av modellens komponenter, se 2.3.2.1). Vid denna utvärdering användes lokal som en random-effect i modellen. Detta innebär att modellen tar i beaktning att musslor från samma lokal kan uppvisa korrelation. Utöver det inkluderas skillnaderna i kondition mellan olika lokaler utan att ett stort antal frihetsgrader används, vilket skulle vara fallet om lokalerna inkluderas som en fixed-effect. Den resulterande modellen presenteras i ekvationen nedan.

$$Konditon_{ME} = \beta_0 + \beta_1 Total\ täthet + \beta_2 Andel\ täthet\ ostron + U + \varepsilon$$

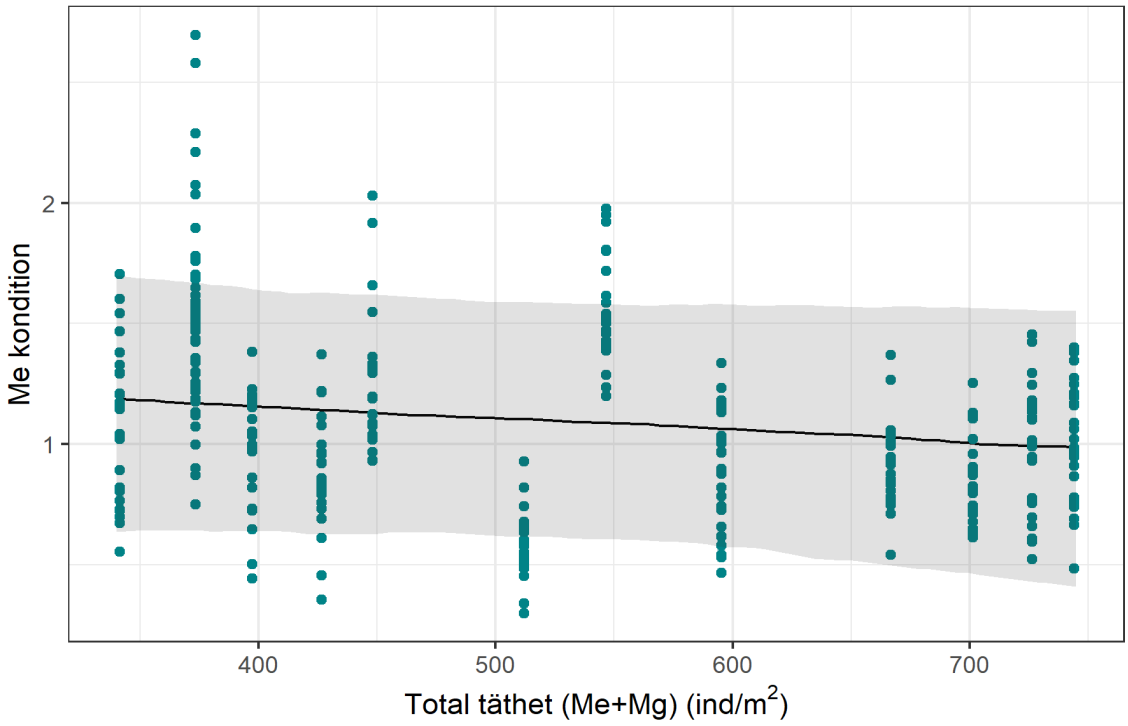
U är random-effect för faktorn lokal, *Total täthet* är summan av tätheten av *Mytilus* och stillahavsostron (N. ind/m²) och *Andel täthet ostron* är den andel av den totala tätheten som utgörs stillahavsostron. β_0, β_1, β_2, och ε utgör parameterestimat för intercepten (dvs regressionslinjernas skärningspunkter med y-axeln). På samma sätt utvärderades också täckningsgrad och biomassa, samt en modell med total täthet och andel stillahavsostron av täthet. Modellen baserad på biomassa uppvisade problem med korrelation mellan totaltäthet och andel stillahavsostron av biomassan,

och övriga modeller uppvisade liknande resultat som den baserad på täthet, varför enbart resultat från denna modell redovisas här. Analysen visade inget signifikant samband mellan kondition och total täthet, eller mellan kondition och andelen stillahavsostron av totaltäthet (*P*=0,17 resp. 0,41). En förändring av andelen stillahavsostron, givet att den totala tätheten hölls konstant, var med andra ord inte förknippad med en förändring i konditionen hos *Mytilus* (Figur 35).



Figur 35. Marginaleffekten av andel stillahavsostron av totaltäthet på *Mytilus* kondition (beräknad som torrvikt kött/skallängd x 100) då totala tätheten är satt till sitt medelvärde (566). Lutningen är svagt ökande men kan alltså inte konstateras vara skild från noll. Punkterna illustrerar konditionsvärdena på blåmusslor på de olika lokalerna. Det grå området motsvarar ett 95 % prediktionsintervall (PI) för kondition av blåmusslor, över hela spannet av andel stillahavsostron av totaltäthet, givet att total täthet hålls konstant.

På motsvarande sätt var en förändring i den totala tätheten, givet att andelen stillahavsostron hölls konstant, inte heller förknippad med en förändring av konditionen av *Mytilus* (Figur 36). Lutningskoefficienterna β_1 och β_2 i modellen kunde alltså inte, i statistisk mening, särskiljas från noll. 8 procent av den totala variationen i kondition för *Mytilus* kunde förklaras av den totala tätheten, 12 procent av variationen kunde förklaras av andelen stillahavsostron av totaltäthet, och 60 procent av variationen kunde förklaras av skillnader mellan lokaler.



Figur 36. Marginaleffekten av total täthet på *Mytilus* kondition (beräknad som torrvikt kött/skallängd x 100) då andel stillahavsostron av totaltäthet är satt till sitt medelvärde (0,2). Lutningen är svagt avtagande men kan alltså inte konstateras vara skild från noll. Gröna punkter illustrerar konditionsvärdena på *Mytilus* på de olika lokalerna. Det grå området motsvarar ett 95% prediktionsintervall för kondition av *Mytilus* över hela spannet av total täthet, givet att andel stillahavsostron av totaltäthet hålls konstant.

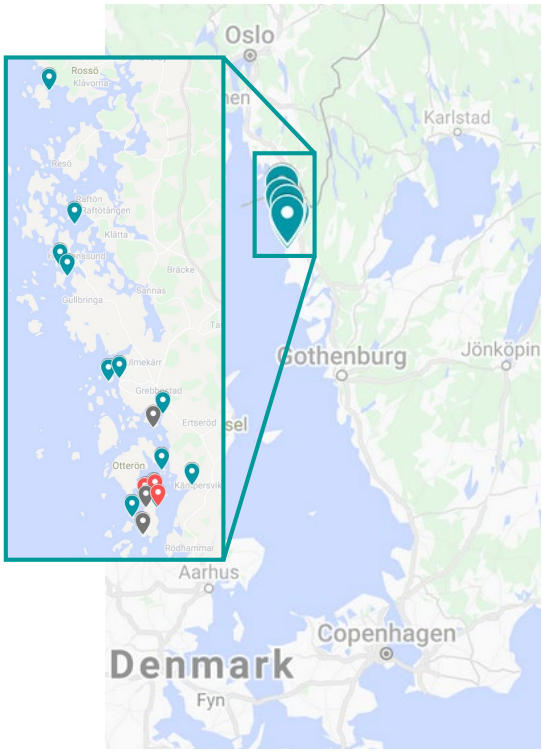
Sammanfattningsvis kan konstateras att varken total täthet av *Mytilus* och stillahavsostron på lokalerna eller andelen stillahavsostron av totaltäthet hade något samband med *Mytilus* kondition (på 5 procents signifikansnivå). Däremot tycks skillnaden i kondition mellan lokaler vara betydande, vilket indikerar att lokalspecifika förhållanden hade större påverkan på *Mytilus* kondition än vad förekomsten av *Mytilus* och stillahavsostron, och den artvisa fördelningen av *Mytilus* och stillahavsostron, hade.

2.5.3.2 *Ostrea* och stillahavsostron

För att studera täthetsberoende konkurrens mellan *Ostrea* och stillahavsostron valdes 16 lokaler ut (Figur 37). Lokalerna valdes från en sammanställning av inventerade lokaler där täthet av båda ostronarterna dokumenterats med släpvideo 2013-2014. Kriterier för urval var att lokalerna skulle ha liknande totaltäthet av ostron samt att andelen stillahavsostron varierade mellan lokalerna. Lokalerna besöktes under perioden 1-17 september 2020. På varje lokal plockades 25 st *Ostrea* genom snorkling. Ostronen som plockades hade en totallängd (från umbo till motsatt sida av skalet) på 60 - 70 mm. Området som *Ostrea* plockats ifrån filmades med en släpvideo (2 - 3 transekter per lokal, längden på transekterna varierade mellan 11 och 63 m). Ostronen placerades i märkta påsar i en kylväska och transporterades till Kristineberg center där de placerades i separata behållare i ett genomflödessystem med ytvatten för förvaring fram till provtagning. Provtagning skedde inom 7 dagar efter insamling. Vid provtagning mättes ostronens längd med ett digitalt skjutmått. Ostronen

öppnades sedan försiktigt och köttet torkades i 60 °C i 48 h i en torkugn innan vägning. Konditionsfaktorn beräknades som torrvikt kött (g)/ostronets längd (mm) x 100. De filmade transekterna analyserades och antalet *Ostrea* och stillahavsostron på varje transekt räknades. Baserat på respektive arts förekomst beräknades andel stillahavsostron på lokalerna som täthet (N. ind/m²) av stillahavsostron/total täthet av båda ostronarterna (N. ind/m²). En sammanfattning av data presenteras i Tabell 5.

Till detta dataset lades data från sex ytterligare lokaler där data samlades in med samma metod i oktober 2018. Av dessa lokaler finns tre provtagna även år 2020. En sammanställning av konditionsfaktorerna för *Ostrea* på de provtagna lokalerna och för olika år visas i Figur 38.

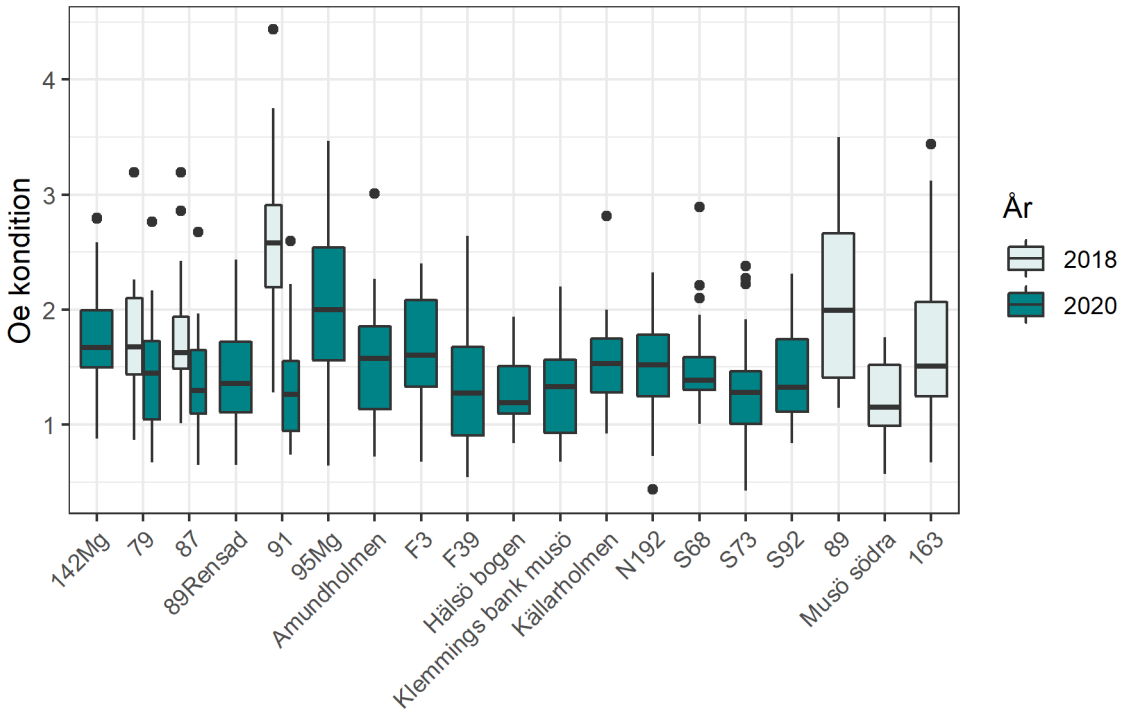


Figur 37. Lokalisering av *Ostrea*-lokaler använda för utvärdering av täthetsberoende konkurrens av stillahavsostron på *Ostrea*. Gröna markörer = lokaler inventerade september 2020, grå markörer = lokaler inventerade oktober 2018, orange markörer = lokaler inventerade vid båda tillfällena. Karta från Google maps.

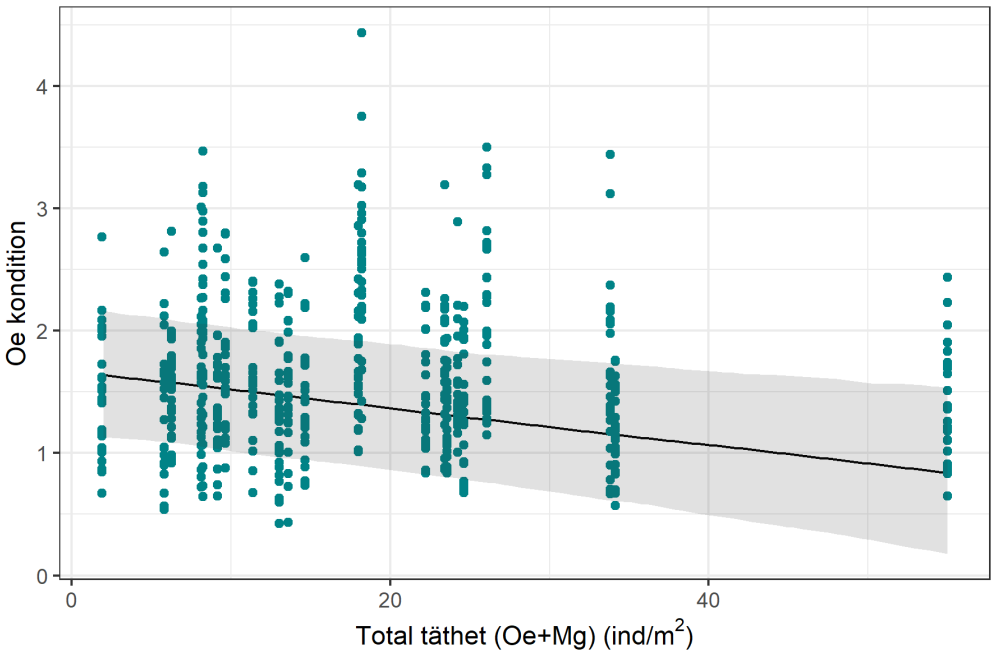
Trots att urvalet av lokaler baserats på tidigare erhållet data var variationen i totaltäthet mellan lokalerna större än förväntat. För att hantera detta analyserades effekten av stillahavsostron på *Ostreas* kondition med en linjär mixad modell. För mer detaljerad beskrivning av modellens komponenter, se 2.3.2.1. Den resulterande modellen presenteras i ekvationen nedan i vilken U är random-effect för faktorn lokal, *Total täthet* är summan av tätheten av *Ostrea* och stillahavsostron (N. ind/m²) och *Andel täthet stillahavsostron* är den andel av den totala tätheten som utgörs stillahavsostron, år är provtagningsår. β_0, β_1, β_2, β_3 och ε utgör parameterestimat för Intercept, total täthet, andel stillahavsostron och år.

$$Konditon_{OE} = \beta_0 + \beta_1 Total\ täthet + \beta_2 Andel\ täthet\ Stillahavsostron + \beta_3 år + U + \varepsilon$$

Analysen visade att konditionen för *Ostrea* påverkades signifikant av total ostrontäthet, med ett estimat på -0,015 (Figur 39). Detta innebär en minskning i konditionsfaktor med 0,015 enheter per individ som totaltätheten ökar med, dvs. en ökning av totaltätheten med tio ytterligare ostron leder till en genomsnittlig minskning av konditionsfaktorn med 0,15 enheter. Medeltätheten (total täthet ± STDEV) på de undersökta lokalerna var 18.2 ± 3.4 individer/m² (min totaltäthet 1,9 ind/m² och max totaltäthet 58,4 ind/m²). En differens i total ostrontäthet på ca 10 ostron m² är därmed vanlig mellan lokalerna. För att ytterligare sätta denna förändring i perspektiv var medelkonditionen för *Ostrea* på alla lokaler 2,2 ± 1.5 (max 7,0, min 0,4), och en minskning med 0,15 enheter skulle då utgöra ca 7 procent av medelkonditionen för ostronen.



Figur 39. Kondition av *Ostrea* på olika lokaler och år beräknad som torrvikt kött/skallängd x 100. Varje box representerar maxvärde (övre stapeln), minimumvärde (nedre stapeln), medianen (den tjocka linjen i varje box), nedre kvartilen (nedre delen av boxen 25 % av data) och övre kvartilen (övre delen av boxen, 25 % av data).

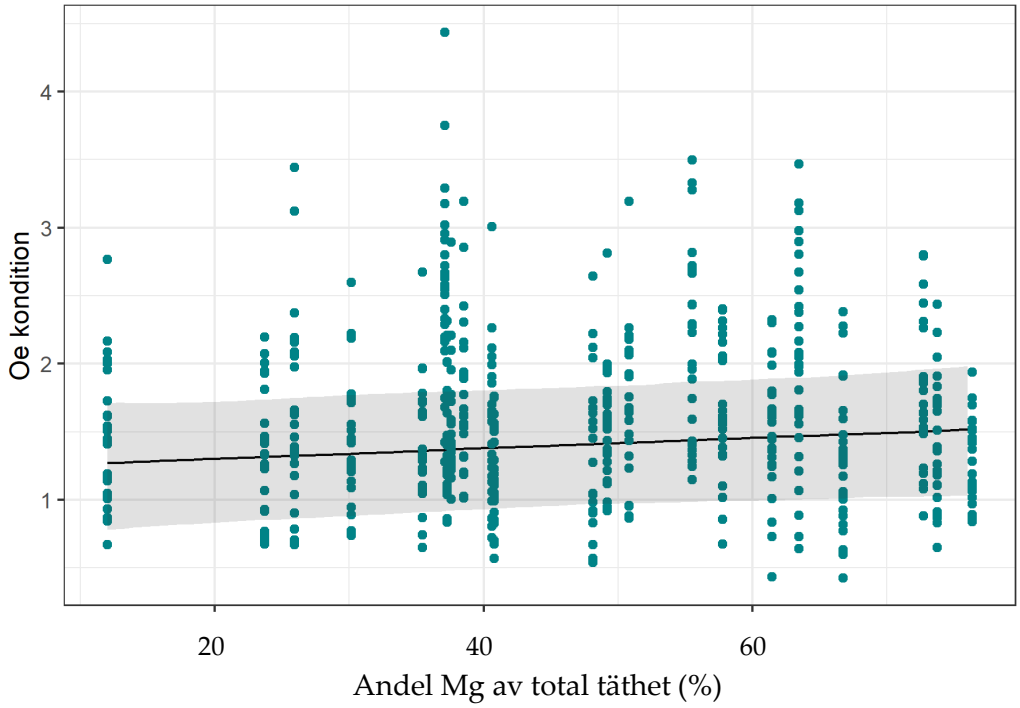


Figur 38. Marginaleffekten av total täthet då andel stillahavsostron av totaltäthet är satt till sitt medelvärde. Punkterna illustrerar konditionsvärdena för *Ostrea* på de olika lokalerna. Det grå området motsvarar ett 95 % konfidensintervall för kondition av *Ostrea*, över hela spannet av total täthet, givet att andel stillahavsostron av totaltäthet och år hålls konstant. Lutningen på regressionslinjen är signifikant.

Andelen stillahavsostron av samtliga ostron påverkade inte konditionen hos *Ostrea* (Figur 40) Däremot observerades signifikanta skillnader i kondition hos *Ostrea* mellan år, med ett negativt

estimat på -0,70 enheter. Detta innebär att konditionen hos *Ostrea* år 2020 var ca 0,7 enheter lägre än 2018. Sammantaget innebär detta att års(tids)variationer påverkade konditionen för *Ostrea* mer är den totala tätheten av ostron på bankarna. Effekten av lokal var också den liten. Variansen för random-effect "Lokal" var 0,074, vilket ger en standardavvikelse på 0,27. Den genomsnittliga skillnaden i kondition mellan lokaler (givet att år och total ostrontäthet hålls konstant) är alltså 0,27 enheter. Sammanfattningsvis kan konstateras att den totala ostrontätheten förklarade minst av variationen i datasetet (1,8 procent), följt av andelen stillahavsostron (3 procent, dock bidrog denna inte signifikant till att förklara observerade skillnader i kondition), medan år och lokaler förklarade respektive 13 och 20 procent av variationen.

Baserat på modellestimat kan effekten av total täthet på *Ostreas* kondition, för år 2020 och andelen stillahavsostron hållen konstant på 50 procent (medelvärdet på lokalerna) illustreras (Figur 40). Eftersom andelen stillahavsostron inte var signifikant i regressionen spelar det en högst marginell roll om prediktionen grundar sig på en modell inkluderande eller exkluderande andel stillahavsostron. På motsvarande sätt kan effekten av andel stillahavsostron illustreras givet att total ostrontäthet och år hålls konstanta. I detta fall användes år 2020, och total ostrontäthet till medelvärdet (18 individer/m²).



Figur 40. Marginaleffekten av andel stillahavsostron av totaltäthet på kondition hos *Ostrea* (beräknad som torrvikt kött/skallängd x 100) då totala tätheten är satt till sitt medelvärde (18 individer/m2). Punkterna illustrerar konditionsvärdena hos *Ostrea* på de olika lokalerna. Det grå området motsvarar ett 95 % prediktionsintervall för kondition hos *Ostrea*, över hela spannet av andel stillahavsostron av totaltäthet, givet att total täthet och år hålls konstant.

Sammanfattningsvis kan konstateras att den totala ostrontätheten har, på 5 procents signifikansnivå, ett svagt negativt samband med konditionen av *Ostrea*, men hur stor andel av dessa ostron som är stillahavsostron påverkar inte konditionen av *Ostrea*. I relation till skillnader mellan år och mellan lokaler förefaller inte ostrontätheten vara den drivande faktorn i skillnader i kondition, utan andra faktorer, som lokal och skillnader mellan olika år är av större betydelse för konditionen hos *Ostrea*.

3 Syntes - nulägesanalys *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar

Genomgången av historiska data från Bohuslän genererade inga tidsserier som kunde bidra till en värdering av om de svenska förekomsterna av *Mytilus* och *Ostrea* är på uppåt- eller nedåtgående. Baserat på fiske- och odlingsstatistik från FAO och kvalitativ rapportering av historiska trender så är det sannolikt att en minskning av framför allt *Mytilus* skett under 1990-talet och därefter. Denna slutsats stärks av resultaten från de återinventeringar av inhemska bivalvbankar som genomförts i projektet, i vilka en minskning i täckningsgraden av *Mytilus* skett under perioden 2012/2014 till 2018. *Mytilus* uppvisar generellt stora fluktuationer i sin populationsdynamik så det är möjligt att den observerade förändringen är en del av ett sådant mönster där 2012-2014 representerade en ”bra” period, medan 2018 representerade en sämre utveckling. Återinventeringen genomfördes på ett begränsat antal lokaler och för en begränsad tidsperiod. En utökad återinventering av samtliga dokumenterade förekomster av *Mytilus* från 1970-talet och framåt skulle potentiellt kunna användas för att samla in data som kan stärka hypotesen om att *Mytilus*-bankarna minskat på svenska västkusten då det är osannolikt att alla tidigare inventeringar skulle genomförts vid ”bra” perioder. För att bedöma hur allvarlig den observerade nedgången är behövs dock långa tidsserier, men detta saknas både i Sverige och internationellt. Nyligen (2016) har en årlig *Mytilus*-övervakning av studenter på Göteborgs universitet etablerats i Starekilen i Strömstad kommun. Den övervakning av olika *Mytilus*- och *Ostrea*-populationer i Tjärnö- och Otterö-områdena som initierats under detta projekt kan också ses som inledningen till en övervakningsserie. Detta är i nuläget de enda områden på västkusten som undersöks årligen med fokus på inhemska bivalver, och aktiviteterna är beroende av enskilda forskares engagemang och möjlighet till projektfinansiering.

I motsats till *Mytilus* så kunde ingen generell minskning av tätheten av *Ostrea* observeras under perioden 2012/2014 till 2018-2020. Täthetsförändringen av arten över tid är dock mycket lokalspecifik, och det är tydligt att tätheten av *Ostrea* har minskat på vissa lokaler, men ökat på andra. Under samma period har tätheten av stillahavsostron ökat signifikant och antalet *Ostrea*-lokaler utan stillahavsostron har minskat med en tredjedel. Förekomsten av stillahavsostron visade en positiv korrelation med ökande *Ostrea*-tätheter, men statistiska tester visade att sambandet endast förklarade en liten del av variationen i data, varför det är troligt att samma miljöförhållanden som gynnar *Ostrea* också gynnar stillahavsostron. Detta stämmer väl överens med resultaten från den genomförda nischmodelleringen som visade på signifikanta överlapp i arternas abiotiska nischer. På motsvarande sätt visade detaljinventeringarna av populationsutveckling i olika typer av bivalvbankar (rena *Mytilus*- eller *Ostrea*-bankar, mixbankar och stillahavsostronbankar) över tid inom projektet (2018-2021) en minskning av täthet av *Mytilus* och *Ostrea* framför allt i rena bivalvbankar och i mixbankar. Det bör utredas vidare om avsaknaden av en minskning av inhemska bivalvarter i stillahavsostronbankar var ett resultat av den låga förekomsten av inhemska bivalver från start, eller av att stillahavsostronen på något sätt underlättade överlevnaden av de andra arterna.

Då de historiska data inte kunde användas för att följa populationsutveckling över tid för våra inhemska bivalver utforskades möjligheten att etablera en baseline, det vill säga hur mycket *Mytilus* och *Ostrea* som fanns vid en specifik tidsperiod. Detta var inte heller möjligt då många av de studier som identifierats i kartläggningen av historiska data antingen rapporterade enbart förekomst av målarten, inte hade definierat vad som avsågs med en bank, eller använde olika definitioner av bank. I tillägg till detta skiljde sig inventeringsmetoderna som använts i de olika undersökningarna åt över tid. Det är naturligt att olika metoder används vid olika undersökningar då syfte, budget mm. skiljer sig åt mellan olika projekt. Olika möjliga inventeringstekniker och protokoll anpassade

till olika situationer (inventerings syfte, djup, substrat, mm.) för bivalvbankar finns sammanfattade i Mortensen m.fl. (2022). Sammantaget visar detta på behovet av kontinuitet och standardiserad övervakning av bivalvbankar inkluderande en specifik metod och en tydlig definition av vad som räknas som en bivalvbank. Detta skapar förutsättningar för uppbyggnad av tidsserier och uppföljning av trender i populationsutvecklingen av målarterna.

Digitalisering för lagring och uppföljning av data är en viktig fråga kopplad till övervakning och datatillgänglighet. Inom projektet har ett omfattande datamaterial samlats in, både vad avser datapunkter, men också videofilmer som utgör potentiellt viktiga historiska arkiv mot vilka framtida utveckling kan bedömas. I nuläget saknas dock en gemensam plats för datalagring av fältbaserat video- och bildmaterial, och det saknas även struktur för arkivering av historiska rapporter liksom standardiserade datalagringsprotokoll. I nuläget har i vissa fall varken författare eller uppdragsgivare tillgång till rapporter som endast är 30 år gamla (Appendix 2). Detta är speciellt problematiskt då äldre data lätt förloras om de lagras privat eller av offentliga organisationer (till exempel universitet eller länsstyrelser) och så småningom slängs. Det finns därför ett stort behov av att — i tillägg till att hitta och samla alla äldre datakällor — generera datavärdskap för att tillgängliggöra inventeringsdata och säkerställa att kunskapen inte går förlorad.

Hotbildsanalysen visar att kortsiktigt är det största hotet mot svenska bivalvbestånd troligen sjukdomsutbrott och parasiter som t.ex. *Marteilia* och *Bonamia*. Den fortsatta importen av levande livsmedel är särskilt problematisk i detta avseende och utgör en stor risk för våra inhemska bestånd. Tillsammans med överexploatering har parasitutbrott decimerat *Ostrea*-bestånden i Europa (OSPAR 2008). Sverige och Norge är i dagens läge fortfarande fritt från dessa patogener (Lindegarth 2012), men ingen kontinuerlig övervakning av förekomsten av parasiterna förekommer i nuläget. I ett mer långsiktigt perspektiv är klimatförändringar och ökande förekomst av olika miljögifter allvarliga hot mot grunda, kustnära miljöer och de organismer som lever där. Fysisk påverkan kan anses vara av mindre betydelse då det idag finns omfattande regelverk och prövningar som reglerar möjligheten till fysisk störning av kustnära miljöer (t.ex. strandskydd och tillstånd för vattenverksamhet). Dock kan lokal påverkan från omfattande rekreationsaktiviteter (till exempel miljögifter från båtfärg och spill av drivmedel från småbåtar, ankringsskador, svall mm.) inte uteslutas i vissa områden.

Mer specifikt vad gäller interaktioner mellan stillahavsostron och våra inhemska bivalver så har vi i detta projekt inte kunnat se några tecken på negativa interaktioner. Andelen stillahavsostron påverkade till exempel inte konditionen för vare sig *Mytilus* eller *Ostrea*, och inga bevis för födokonkurrens påträffades i metaanalysen. Dock bör påpekas att kunskapsunderlaget rörande födokonkurrens fortfarande är så begränsat att det är svårt att dra långtgående slutsatser baserat på denna analys. Lokalspecifika förhållanden visade sig dock ha större betydelse för bivalvernas kondition än förekomsten av stillahavsostron, och för *Ostrea* visade sig det totala antalet ostron vara av betydelse för *Ostrea*s kondition. Detta är inte oväntat med tanke på den övergödning som fortfarande sker i grunda kustnära områden längs med svenska västkusten (och på andra ställen). En svaghet vid just denna delstudie var att täthet och andel stillahavsostron inte dokumenterades för varje individ, det vill säga, konditionen för en individ kunde inte kopplas direkt till tätheten av bivalver och andelen stillahavsostron där varje individ plockades, utan fick korreleras till ett medelvärde av täthet och andel stillahavsostron per lokal. Vi rekommenderar att studien upprepas med dokumentation av täthet och andel stillahavsostron vid varje provindivid. Då detta arbete är tidkrävande och logistiskt komplicerat bör det utföras på färre lokaler än i detta projekt.

Mycket av informationen från projektet visar dock på att stillahavsostronen och våra inhemska bivalver har liknande habitatpreferenser samt omfattande nischöverlapp, och den minskning av antalet *Ostrea*-lokaler där stillahavsostron inte påträffats som observerades i denna studie är oroande.

Mer information behövs, framför allt rörande interaktionerna mellan *Ostrea* och stillahavsostron, för att fastställa om negativa interaktioner mellan arterna kan påverka förekomsten av våra inhemska bivalver framöver. Också i detta avseende är en kontinuerlig och tillförlitlig övervakning en nyckelfaktor. En viktig aspekt som bör beaktas i sammanhanget är också möjligheten att stillahavsostronen kan fungera som en värd för nya invasiva arter, parasiter och sjukdomar, som till exempel ostronherpesvirus (Mortensen m.fl. 2016) och skalparasiten *Polydora websteri* som upptäcktes i Bohuslän 2020 (Wrange m.fl. in prep). I dagsläget är det okänt om ostronherpesvirus påverkar *Ostrea* men det finns hypoteser om att viruset kan påverka larvöverlevnaden av *Ostrea*. *P. websteri* har inte heller den observerats utgöra ett stort hot mot våra inhemska bivalver, men detta utesluter inte framtida påverkan då arten har rapporterats var en generalist på bivalver.

Sammantaget kan vi baserat på projektets resultat ge följande rekommendationer:

- En gemensam definition för vad som avses med bivalvbank, inkluderande information om täckningsgrad/täthet, storlek, patchiness och förekomst av stillahavsostron för både *Mytilus* och *Ostrea* bör tas fram. Det är viktigt att definitionen likriktas med internationella ramverk och att den tar fältförhållanden i beaktning så att den blir tillämpbar i fältsituationer.

- Samtliga historiska lokaler bör återbesökas för att musslornas tillbakagång ska kunna dokumenteras på ett mer tillförlitligt sätt.

- Övervakningsprogram för både *Mytilus* och *Ostrea* bör etableras för att bygga upp tidsserier med kvantitativ data som möjliggör analys av populationsutveckling (inklusive kvantifiering av både utbredning och förändringar i demografiska parametrar, t.ex. tätheter, rekrytering, mortalitet och tillväxt). För *Mytilus* bör både täckningsgrad och abundans eller biomassa ingå i övervakningen.

- Infrastruktur och rutiner för lagring av inventeringsdata bör tas fram och implementeras i enlighet med FAIR-principen och för att säkerställa att historisk data inte går förlorad. Mycket data förloras då det lagras inom specifika projekt och hos enskilda individer. Då data ofta samlas in inom pågående forskningsprojekt måste lösningar för lagring med publiceringsembargo för andra aktörer än de som samlat in data utredas.

- Det krävs fortsatt kunskapsbyggande om både generella och specifika hot och möjliga åtgärder som kan minska hotbilden, exempel på detta är:
    - Generell påverkansanalys av olika riskfaktorer och kombinationer av dessa.
    - Kunskapsutveckling om effekterna av exploatering och om förekomsten av verksamhetsbaserad förvaltning på skördade *Ostrea*-bestånd.
    - Kunskapsutveckling rörande födokonkurrens och andra interaktioner mellan stillahavsostron och våra inhemska bivalver, framför allt för *Ostrea*.
    - Kunskapsutveckling rörande möjliga effekter av klimatförändringar på bivalvpopulationerna.

Referenser

Albrecht, A., Reise, K. (1994). Effects of *Fucus vesiculosus* covering intertidal mussel beds in the Wadden Sea. Helgoländer Meeresuntersuchungen 48: 243.

Aiello-Lammens, M. E., Boria, R. A., Radosavljevic, A., Vilela, B. (2015) spThin: an R package for spatial thinning of species occurrence records for use in ecological niche models. Ecography 38: 541-545.

Andersen, S., Grefsrud, E. S., Mortensen, S. m.fl. (2017). Meldinger om blåskjell som er forsvunnet– oppsummering for 2016. Rapport fra Havforskningen Nr 4-2017

Andersson, Y. (2019). Finns det MP i *Mytilus edulis* i angränsning till Kosterhavets nationalpark? Kandidat-arbete, Göteborgs Universitet

Andersson, Å., Tjernberg, M. (2012). *Somateria mollissima* Ejder. Artfakta, ArtDatabanken, 4.

Arve, R. (1960) Preliminary report on attracting fish by oystershell plantings in Chincoteague Bay, MD. Chesapeake Science 1: 58–65.

Assis, J, Tyberghein, L, Bosch, S, m.fl. (2018). Bio-ORACLE v2.0: Extending marine data layers for bioclimatic modelling. Global Ecology and Biogeography 27: 277– 284.

Baden, S., Hernroth, B., Linddahl, O. (2021) Declining Populations of *Mytilus* spp. in North Atlantic coastal waters—a Swedish perspective. Journal of Shellfish Research 40: 269-296

Bayne, B. (2017). Biology of oysters. Academic Press, San Diego, 860 p.

Bechmann, R.K., Taban, I.C., Westerlund, S. m.fl. (2011). Effects of ocean acidification on early life stages of shrimp (*Pandalus borealis*) and mussel (*Mytilus edulis*), Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A, 74: 424-438.

Bergström, P., Thorngren, L., Strand, Å., Lindegarth, M. (2021). Identifying high-density areas of oysters using species distribution modeling: Lessons for conservation of the native *Ostrea edulis* and management of the invasive *Magallana* (*Crassostrea*) *gigas* in Sweden. Ecology and Evolution 11: 5522-5532.

Bosch, S., Fernandez, S. (2021). sdmpredictors: Species distribution modelling predictor datasets. R package version 0.2.10. https://CRAN.R-project.org/package=sdmpredictors

Cajaraville, M., Abascal, I., Etxeberria, M., Marigómez, I. (1995). Lysosomes as cellular markers of environmental pollution: Time-and dose-dependent responses of the digestive lysosomal system of mussels after petroleum hydrocarbon exposure. Environmental Toxicology and Water Quality 10: 1-8.

Cardoso, F.M.F.J., Dekker, R., Witte, I.J.J., van der Veer, W.H. (2007). Is reproductive failure responsible for reduced recruitment of intertidal *Mytilus edulis* L. in the western Dutch Wadden Sea? Senckenbergiana maritima 37: 83-92.

Castel, J., Labourg, P.J., Escaravage, V., m.fl. (1989). Influence of seagrass beds and oyster parks on the abundance and biomass patterns of meio- and macrobenthos in tidal flats. Estuarine, Coastal and Shelf Science 28: 71–85.

Cheng J, Karambelkar B, Xie Y (2022). _leaflet: Create Interactive Web Maps with the JavaScript 'Leaflet' Library_. R package version 2.1.1, https://CRAN.R-project.org/package=leaflet.

Christianen, M.J.A., Lengkeek, W., Bergsma, J.H., m.fl. (2018). Return of the native facilitated by the invasive? Population composition, substrate preferences and epibenthic species richness of a recently discovered shellfish reef with native European flat oysters (*Ostrea edulis*) in the North Sea. Marine Biology Research 14: 590-597.

Commito, J.A., Como, S., Grupe, B.M., Dowa, W.E. (2008). Species diversity in the softbottom intertidal zone: biogenic structure, sediment, and macrofauna across mussel bed spatial scales. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 366: 70–81.

Common Wadden Sea Secretariat, och Trilateral Monitoring and Assessment Group (2002). Second TMAP Blue Mussel Workshop. Paper presented at the TMAP Blue Mussel Workshop

Council of the European Union (1992). Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora (1992).

Crabtree, R.E., Middaugh, D.P. (1982). Oyster shell size and the selection of spawning sites by *Chasmodes bosquianus*, *Hypleurochilus geminatus*, *Hypsoblennius ionthas* (Pisces, Blenniidae) and *Gobiosoma bosci* (Pisces, Gobiidae) in two South Carolina estuaries. Estuaries 5: 150–155.

Dare, P., Edwards, D. (1976). Experiments on the survival, growth and yield of relaid seed mussels (*Mytilus edulis* L.) in the Menai Straits, North Wales. ICES Journal of Marine Science, 37, 16-28.

Diederich, S. (2005). Differential recruitment of introduced Pacific oysters and native mussels at the North Sea coast: coexistence possible? Journal of Sea Research 53: 269-281.

Dionne, J.-C. (1998). Sedimentary structures made by shore ice in muddy tidal-flat deposits, St. Lawrence estuary, Québec. Sedimentary Geology 116: 261-274.

Dolmer, P., Holm, M. W., Strand, Å., m.fl. (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 (2).

Donker, J., van der Vegt, M., Hoekstra, P. (2015). Erosion of an intertidal mussel bed by ice-and wave-action. Continental Shelf Research, 106, 60-69.

Ekroos, J., Fox, A. D., Christensen, T. K., m.fl. (2012). Declines amongst breeding eider *Somateria mollissima* numbers in the Baltic/Wadden Sea flyway/Haahkan viimeaikainen kannankehitys Itamerella ja Vattimerella. Ornis Fennica, 89: 81-91.

Eriksson, B. K., K. Sieben, J. Eklöf, L. m.fl. (2011). Effects of altered offshore food webs on coastal ecosystems emphasize the need for cross-ecosystem management. Ambio 40: 786.

Essink, K., Dettmann, C., Farke, H., m.fl. (2005). Wadden Sea Quality Status Report 2004. Wadden Sea Ecosystem No. 19. Trilateral Monitoring and Assessment Group, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany. Pp. 154.

European commission. (2007). Interpretation manual of European Union habitats. (EUR27), 144

Ewers-Saucedo, C., Heuer, N., Moesges, m.fl. (2020). First record of the Pacific oyster *Magallana gigas* (Thunberg, 1793) in the Baltic Sea proper. Marine Biodiversity Records 13: 9.

Ezgeta-Balić D, Šantić D, Šegvić-Bubić T, m.fl. (2020). Competitive feeding interactions between native *Ostrea edulis* and non-native *Crassostrea gigas* with implications of introducing *C. gigas* into commercial aquaculture in the eastern Adriatic Sea. Marine Environmental Research 160: 105051.

Främmande arter i svenska hav. (2006). Ostronpest (*Crepidula fornicata*). Informationsblad från Informationscentralerna för Bottniska Viken, Egentliga Östersjön och Västerhavet.

Gazeau, F., Gattuso, J.-P., Dawber, C., m.fl. (2010). Effect of ocean acidification on the early life stages of the blue mussel *Mytilus edulis*. Biogeosciences 7: 2051-2060.

Gjøsæter, J., Lekve, K., Stenseth, N. C., m.fl. (2000). A long-term perspective on the *Chrysochromulina* bloom on the Norwegian Skagerrak coast 1988: a catastrophe or an innocent incident? Marine Ecology Progress Series 207: 201-218.

Grabowski, J.H., Peterson, C.H. (2007). Restoring oyster reefs to recover ecosystem services. In: K. Cuddington, J.E. Byers, W.G. Wilson, A. Hastings (Eds.) Ecosystem engineers: concepts, theory and applications. Elsevier-Academic Press, Amsterdam, p. 281–298.

Granmo, Å., Havenhand, J., Magnusson, K., Svane, I. (1988). Effects of the planktonic flagellate *Chrysochromulina polylepis* Manton et Park on fertilization and early development of the ascidian *Ciona intestinalis* (L.) and the blue mussel *Mytilus edulis* L. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 124: 65-71.

Guisan, A., Thuiller, W., Zimmermann, N. E. (2017). Habitat suitability and distribution models with applications in R. Cambridge: Cambridge University Press.

Gustafsson, L. (2016). En undersökning om förekomsten av mikroplast i västsvenska blåmusslor (*Mytilus edulis*). Kandidatarbete, Högskolan i Halmstad.

Havsmiljöinstitutet. (2016). Havet 2015/2016.
Havsmiljöinstitutet. (2017). *Havet 1988*.
Havs och Vattenmyndigheten. (2005). Ostronpest (*Crepidula fornicata*). Retrieved from https://www.havochvatten.se/download/18.21aefcd7150f8b6c38f986a2/1448532865701/faktablad-crepidula-fornicata-ostronpest.pdf
Havs och Vattenmyndigheten. (2021). Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. Åtgärdsprogram för havsmiljön 2022–2027 enligt havsmiljöförordningen. Rapport 2021:20, Havs och Vattenmyndigheten, Göteborg, 351 pp.
Herlyn, M., Millat, G. (2000). Decline of the intertidal blue mussel (*Mytilus edulis*) stock at the coast of Lower Saxony (Wadden sea) and influence of mussel fishery on the development of young mussel beds. Hydrobiologia 426: 203-210.
Higgins, J.P.T., Green, S. (2011). Cochrane handbook for systematic reviews of interventions version 5.1.0 [updated March 2011]. The Cochrane Collaboration. Available from www.handbook.cochrane.org
Hollander, J., Blomfeldt, J., Carlsson, P., Strand, Å. (2015). Effects of the alien Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) on subtidal macrozoobenthos communities. Marine Biology 162: 547–555.
Holt, T. (1998). Biogenic reefs: an overview of dynamics and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs: UK Marine SACs Project.
Holthuis, T.D., Thorngren, L., Lindegarth M., Lindegarth S. (2014). Utveckling av metodik för insamling av ostronyngel – ett småskaligt system för ostronproduktion i Bohuslän. Göteborgs universitet, Vattenbrukscentrum väst, rapport No. 3. 20 pp.
Hosack, G.R., Dumbaul, B.R., Ruesink, J.L., Armstrong, D.A. (2006). Habitat associations of estuarine species: comparisons of intertidal mudflat, seagrass (*Zostera marina*), and oyster (*Crassostrea gigas*) habitats. Estuaries and Coasts 29: 1150−1160.
Härkönen, T. (1981). Vattensystemet i området: Råssö till Havstenssund med Sannäsfjorden. (ISSN 0280 – 2538).
IPCC. (2014). Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (Eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.
Jansen, J., Pronker, A., Kube, S., m.fl. (2007). Geographic and seasonal patterns and limits on the adaptive response to temperature of European *Mytilus* spp. and *Macoma balthica* populations. Oecologia 154: 23-34.
Jansson, B.O., Aneer, G., Nellbring, S. (1985). Spatial and temporal distribution of the demersal fish fauna in a Baltic archipelago as estimated by SCUBA census. Mar Ecol Prog Ser. 23: 31−43.
Jenneborg, L.-H. (2005). Marinbiologisk undersökning - Marina bottnar inom Orust kommun år 2004.
Jones, L.A., Hiscock, K., Connor, D.W. (1999). Marine habitat reviews: a summary of ecological requirements and sensitivity characteristics for the management of marine SACs. JNCC, Peterborough, UK.
Jones, L.A., Lawton, J.H., Shachak, M. (1994). Organisms as ecosystem engineers. Oikos 69: 373−386.
Kochmann, J., Buschbaum, C., Volkenborn, N, Reise, K. (2008). Shift from native mussels to alien oysters: differential effects of ecosystem engineers. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 364: 1−10.
Koricheva, J., Gurevitch, J., Mengersen, K. (2013). Handbook of meta-analysis in ecology and evolution. Princeton University Press, Princeton. ISBN 9780691137292
Laugen, A., Hollander, J., Obst, M., Strand, Å. (2015). The Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) invasion in Scandinavian coastal waters in a changing climate: impact on local ecosystem services. In Clode, J.C. (Ed.) Biological invasions in changing ecosystems-vectors, ecological impacts, management and predictions. De Gruyter Open, Berlin. Pp. 230-252.

Laursen, K., Sand Kristensen, P., Clausen, P. (2010). Assessment of Blue Mussel *Mytilus edulis* Fisheries and Waterbird Shellfish-predator Management in the Danish Wadden Sea. Ambio 39: 476–485.

Lejart, M., Hily, C. (2011). Differential response of benthic macro fauna to the formation of novel oyster reefs (*Crassostrea gigas*, Thunberg) on soft and rocky substrate in the intertidal of the Bay of Brest, France. Journal of Sea Research 65: 84–93.

Lenihan, H.S. (1999). Physical-biological coupling on oyster reefs: how habitat structure influences individual performance. Ecological Monographs 69: 251−275.

Loo, L.-O., Pleijel, F. (2008). Marinbiologisk undersökning av Sannäsfjorden. Naturinventeringar. Naturinventeringar, Västra Götalands Län, 2008.

Lienart, C., Garbaras, A, Qvarfordt S, m.fl. (2020). Long-term changes in trophic ecology of blue mussels in a rapidly changing ecosystem. Limnology and Oceanography 66: 694–710.

Lindegarth, S. (2012). Handbok för ostronodlare – ett resultat av Projekt Nord-Ostron 2009 – 2012. Billes tryckeri, Göteborg. Pp. 36.

Lindegarth, M., Holthuis, T.D., Thorngren, L, m.fl. (2014). Ostron (*Ostrea edulis*) i Kosterhavets nationalpark: kvantitativa skattningar och modellering av förekomst och totalt antal. Rapport 2014: 43. Länsstyrelsen i Västra Götalands län, Naturvårdsenheten.

Livsmedelsverket. (2018). Total svensk produktion (kg) av blåmussla.

Mackenzie, C. L., Ormondroyd, G. A., Curling, S. F., m.fl (2014). Ocean warming, more than acidification, reduces shell strength in a commercial shellfish species during food limitation. PLoS ONE 9:e86764.

Mainwaring, K, Tillin, H, Tyler-Walters, H. (2014). Assessing the sensitivity of blue mussels (*Mytilus edulis*) to pressures associated with human activities. Peterborough, Joint Nature Conservation Committee, JNCC Report No 506 96.

MARBIPP. (2018). Känslighet. Retrieved from https://www.marbipp.tmbl.gu.se/2biotop/4musslor/7kanslig/1.html

Marencic, H. (2009). The Wadden Sea - Introduction. Thematic report.

Miljöförvaltningen Göteborgs Stad (2019a) Inventering av hårdbotten i vattenförekomsterna Askims fjord och Styrsö-Vrångö, R2019:02

Miljöförvaltningen Göteborgs Stad (2019b) Kartläggning av marina habitat i reservat Stora Amundö och Billdals skärgård, R2019:03

Miljöförvaltningen Göteborgs Stad (2019c) Inventering av ålgräsängar i vattenförekomsten Brännö-Styrsö, R2019:04

Miljöförvaltningen Göteborgs Stad (2020a) Inventering av tidigare kända blåmusselbankar i Göteborg, R2020:05

Miljöförvaltningen Göteborgs Stad (2020b) Inventering av ålgräsängar i tre vattenförekomster i södra Göteborgs kustvatten, R2020:06

Miljöförvaltningen Göteborgs Stad (2020c) Inventering av hårdbottenmiljöer runt Styrsö-Vrångö och i Vrångö naturreservat, R2020:07

Moksnes, P.-O., Eriander, L., Hansen. J. m.fl. (2019). Fritidsbåtars påverkan på grunda kustekosystem i Sverige. Havsmiljöinstitutets Rapport nr 2019:3.

Mortensen, S., Strand, Å., Bodvin, T., m.fl. (2016). Summer mortalities and detection of ostreid herpesvirus microvariant in Pacific oyster *Crassostrea gigas* in Sweden and Norway. Diseases in Aquatic Organisms 117: 171-176.

Mortensen S., Strand Å., Dolmer P., m.fl. (2019). Høsting av stillehavsøsters. TemaNord 2019:552. Nordisk ministerråd, pp 117.

Mortensen S, Laugen AT, Strand Å, m.fl. (2022). Stillehavsøsters i Norden. Datainnsamling og bestandsvurderinger som grunnlag for forvaltning og høsting av nordiske bestander av stillehavsøsters, *Crassostrea gigas*. TemaNord 2022:504, Nordisk ministerråd, pp 61.

Naturvårdsverket. (2011). 1170 Rev, Vägledning för svenska naturtyper i habitatdirektivets bilaga 1. NV-04493-11. Beslutad: November 2011, pp 11.

Naturvårdsverket. (2014). Biogena rev. Beskrivning och vägledning för biotopen Biogena rev i bilaga 3 till förordningen (1998:1252) om områdesskydd enligt miljöbalken m.m.

Nehls, G., Diederich, S., Thieltges, D.W. m.fl. (2006). Wadden Sea mussel beds invaded by oysters and slipper limpets: competition or climate control? Helgoland Marine Research, 60: 135-143.

Nehls, G., Witte, S., Buttger, H. (2011). Beds of blue mussels and Pacific oysters. Thematic Report No. 11. In: H. Marencic, J. de Vlas (Eds.) Quality Status Report 2009. Wadden Sea Ecosystem No. 25. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Wil helmshaven, Germany. Pp. 30.

Nehring, S. (2003). Pacific oysters in the European Wadden Sea: an irreversible impact in a highly protected ecosystem. Aliens 17: 20-21.

Newell, R.I.E. (1988). Ecological changes in Chesapeake Bay: Are they the result of overharvesting the eastern oyster (*Crassostrea virginica*)? In: M.P. Lynch, E.C. Krome (Eds.) Understanding the estuary. Advances in Chesapeake Bay research, Chesapeake Research Consortium Publ 129, Gloucester Point, VA, p 536–546.

Norling, P., Lindegarth, M., Lindegarth, S., Strand, Å. (2015). Effects of live and post-mortem shell structures of invasive Pacific oysters and native blue mussels on macrofauna and fish. Marine Ecology Progress Series 518: 123-138.

Nyberg, E., Bignert, A., Danielsson, S. (2014). Metaller och organiska miljögifter i blåmussla.

Nyström, K. K., Pehrsson, O., Broman, D. (1991). Food of juvenile Common Eiders (*Somateria mollissima*) in areas of high and low salinity. The Auk, 108(02), 250-256

OSPAR commission. (2005). Summary record. Paper presented at the Meeting of the working group on marine protected areas species and habitats (MASH) Bristol.

OSPAR commission. (2008). OSPAR List of Threatened and/or Declining Species and habitats.

OSPAR commission. (2009). OSPAR Report : Background document for *Ostrea edulis* and *Ostrea edulis* beds Biodiversity Series..

OSPAR (2015). Background document on Intertidal *Mytilus edulis* beds on mixed and sandy sediments. Biodiversity and Ecosystems Series. Pp. 35.

Palumbi, S.R. (2003). Population genetics, demographic connectivity, and the design of marine reserves. Ecological Applications 13 (sp1): 146-158

Pogoda, B., Brown, J., Hancock, B., m.fl. (2019). The Native Oyster Restoration Alliance (NORA) and the Berlin Oyster Recommendation: bringing back a key ecosystem engineer by developing and supporting best practice in Europe. Aquatic Living Resources 32: 13.

R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/

Reise, K. (1998). Pacific oysters invade mussel beds in European Wadden Sea. Senckenbergiana Maritima 28: 67-175.

Reise, K., Buschbaums, C., Büttger, H., m.fl. (2017). Invading oysters and native mussels: from hostile takeover to compatible bedfellows. Ecosphere 8:e01949

Rosenberg, R., Elmgren, R., Fleischer, S., m.fl. (1990). Marine eutrophication case studies in Sweden. Ambio 19: 102-108.

Rosenberg, R., Loo, L.O. (1988). Marine eutrophication induced oxygen deficiency: effects on soft bottom fauna, western Sweden. Ophelia 29: 213-225.

Royer, J., Ropert, M., Mathieu, M., Costil, K. (2006). Presence of spionid worms and other epibionts in Pacific oysters (*Crassostrea gigas*) cultured in Normandy, France. Aquaculture 253: 461–474.

Scheiffarth, G., Ens, B., Schmidt, A. (2007). What will happen to birds when Pacific oysters take over the mussel beds in the Wadden Sea? Wadden Sea Newsletter 1: 10-14.

Seed, R., Suchanek, T. H. (1992). Population and community ecology of *Mytilus*. In: The mussel *Mytilus*: ecology, physiology, genetics and culture. Developments in Aquaculture and Fisheries Science 25: 87-169.

Solomon, S., Qin, D., Manning, M., m.fl. (2007). IPCC fourth assessment report (AR4). Climate change.

Sorte, C.J.B., Davidson, V.E., Franklin, M.E., m.fl. (2017). Long-term declines in an intertidal foundation species parallel shifts in community composition. Global Change Biology 23: 341-352.

Stagličić, N., Šegvić-Bubić, T., Ezgeta-Balić, D., m.fl. (2020). Distribution patterns of two co-existing oyster species in the northern Adriatic Sea: The native European flat oyster *Ostrea edulis* and the non-native Pacific oyster *Magallana gigas*. Ecological Indicators 113: 106233.

Statens Veterinärmedicinska Anstalt. (2018). Marteilios hos ostron och blåmussla. Retrieved from https://www.sva.se/djurhalsa/fisk/sjukdomar-hos-musslor-och-ostron/marteilios-hos-ostron-och-blamussla.

Svedberg, K. (2019). Musselbankar - Nulägesanalys och beståndsförstärkning. Examensarbete för masterexamen i Marina vetenskaper, Biologi, 45 hp. Institutionen för Marina Vetenskaper. Göteborgs universitet. 41 pp.

Svedäng, H., Bardon, G. (2003). Spatial and temporal aspects of the decline in cod (*Gadus morhua* L.) abundance in the Kattegat and eastern Skagerrak. ICES Journal of Marine Science 60: 32–37.

Svensson, S. (2003). Effects, dynamics and management of okadaic acid in blue mussels, *Mytilus edulis*: Göteborg University, Department of Zoology-Zoophysiology.

Thieltges, D. (2005). Impact of an invader: epizootic American slipper limpet *Crepidula fornicata* reduces survival and growth in European mussels. Marine Ecology Progress Series 286: 13-19.

Thomsen, J., Casties, I., Pansch, C., m.fl. (2013). Food availability outweighs ocean acidification effects in juvenile *Mytilus edulis*: laboratory and field experiments. Global Change Biology 19: 1017-1027.

Thorngren, L., Dunér Holthuis, T., Lindegarth, S., Lindegarth, M. (2017) Developing methods for assessing abundance and distribution of European oysters (*Ostrea edulis*) using towed video. PLoS ONE 12(11): e0187870.

Thorngren, L., Bergström, P., Holthuis, T. D., Lindegarth, M. (2019). Assessment of the population of *Ostrea edulis* in Sweden: A marginal population of significance? Ecology and Evolution 9: 13877–13888.

Thuiller, W., Georges, D., Engler, R., Breimer, F. (2016). BIOMOD2 – Ensemble platform for species distribution modelling.

Troost, K. (2009). Pacific oysters in Dutch estuaries. Causes of success and consequences for native bivalves. Doctoral thesis. University of Groningen.

Troost, K. (2010) Causes and effects of a highly successful marine invasion: case-study of the introduced Pacific oyster *Crassostrea gigas* in continental NW European estuaries. Journal of Sea Research 64: 145-165.

Tyberghein, L., Verbruggen, H., Pauly, K., m.fl. (2012). Bio-ORACLE: a global environmental dataset for marine species distribution modelling. Global Ecology and Biogeography 21: 272-281.

Van Broekhoven, W. (2005). Macrofaunal diversity on beds of the Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) in the Oosterschelde estuary. MSc thesis, University of Groningen.

Venier, P., Gerdol, M., Domeneghetti, S., m.fl. (2018). Biotechnologies from marine bivalves. In: A.C. Smaal, J.G. Ferreira, J. Grant, J.K. Petersen, Ø. Strand (Eds.) Goods and Services of Marine Bivalves, p 95-112. Springer.

Ventura, A., Schulz, S., Dupont, S. (2016). Maintained larval growth in mussel larvae exposed to acidified under-saturated seawater. Scientific Reports, 2016, Vol. 6: 6.

de Vlas, J., Brinkman, B., Buschbaum, C., m.fl. (2005). 8.3 Intertidal blue mussel beds. In K. Essink, C. Dettmann, H. Farke, K. Laursen, G. Luerßen, H. Marencic, och W. Wiersinga (Eds.) Wadden Sea Quality Status Report.

Wernbo, A., Calderon, D. (2015). Återetablering av musselbankar i Kungälv. Lokala naturvårdssatsningen och 8-fjordar, pp 15.

Wrange, A.-L. (2008). Investigating mechanisms behind species-specific differences in uptake of diarrhetic shellfish toxins (DST) between oysters (*Ostrea edulis*) and mussels (*Mytilus edulis*). MSc Thesis, Department of Marin Ecology, Gothenburg University, Sweden, 21 p.

Zwerschke, N., Kochmann, J., Ashton, E. m.fl. (2018). Co-occurrence of native *Ostrea edulis* and non-native *Crassostrea gigas* revealed by monitoring of intertidal oyster populations. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 98: 2029-2038.

Appendix

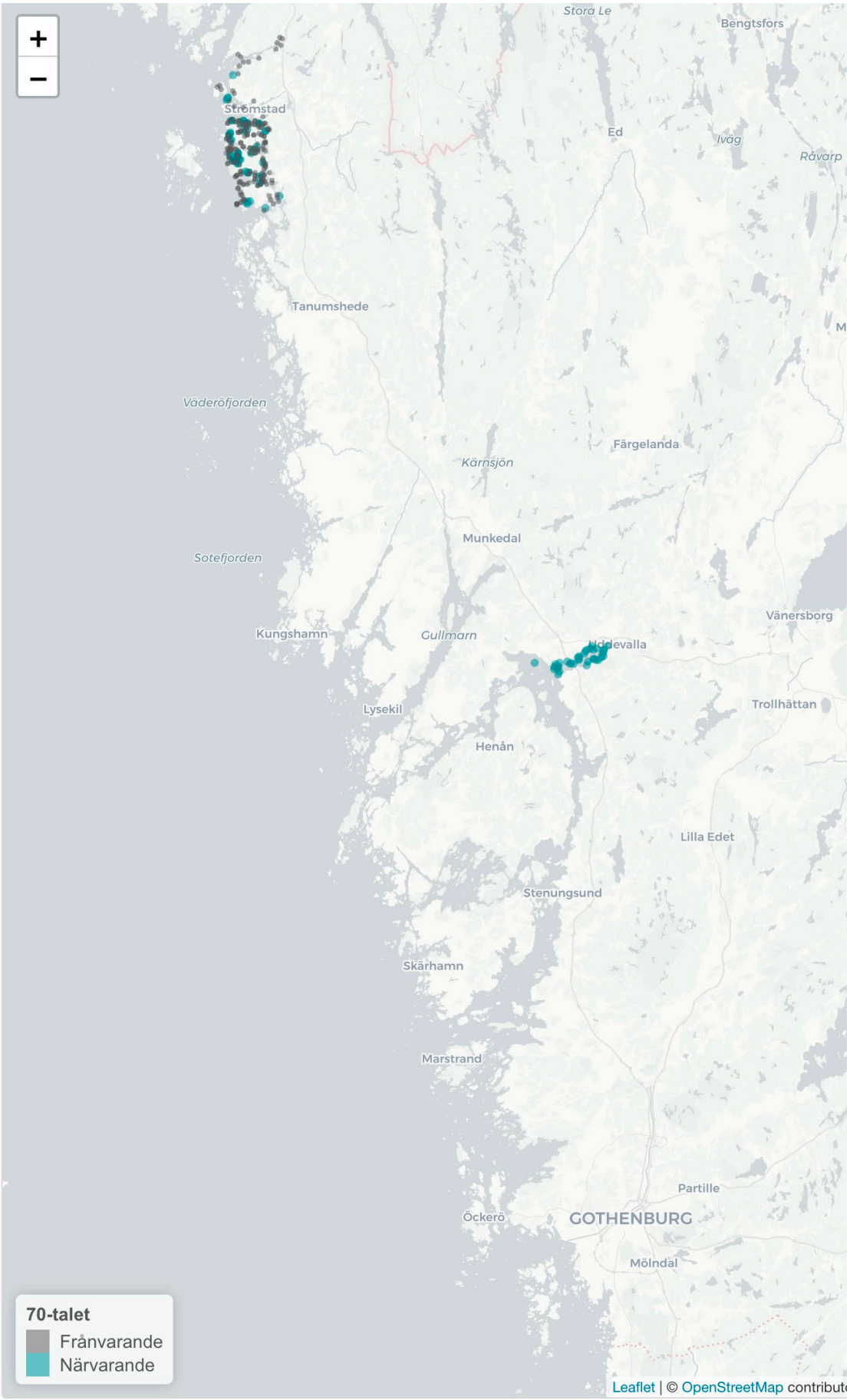
Appendix 1 Historiska rapporter

År	Författare	Titel
1971	Elmer, S. och Frizell, B.	Beståndsanalys av *Mytilus edulis* på mjukbottnar i Byfjorden
1975	Hansson, H.	Kosterrännan och de grundare havsområdena inom Strömstads kommun
1978	Afzelius, L.	Tjärnöarkipelagen del III marin fauna
1979	Fransén, S.	Gåsö-arkipelagen Vegetationsbeskrivning
1979	Degerman, E. och Lagenfelt, I.	Fiskeribiologisk inventering av grunda havsvikar i Stenungsunds kommun
1982	Thörnelöf, E. och Lagenfelt, I.	Fiskeribiologisk inventering av grunda havsområden i Kungälvs kommun
1983	Härkönen, T.	Bottenfaunan i området Råssö-Sannäsfjorden
1983	Langenfelt, I. och Höglind, K.	Fiske och grundområden - en inventering av kustnära vatten i Strömstad kommun
1983	Loo, L.O.	Inventering av fauna på grunda och djupa bottnar i skärgården mellan Havstensund och Fjällbacka. Naturin-venteringar i Göteborg och Bohus län 1988:5
1983	Länsstyrelsen	Kustfisket i Göteborgs och Bohus län (rapport 2)
1983	Pihl, L., Elmer, S., Rosenberg, R.	Kusten - Biologisk undersökning och kartering (Lysekils kommun)
1984	Lagenfelt, I.	Grunda mjukbottnar i Bohuslän
1988	Pleijel, F.	Inventering av havsbottnarna mellan fjällbacka och bovallstrand
1989	Lagenfelt, I.	Öckerö kommun Fiskeri och Marinbiologisk inventering
1989	Ulmestrand, M. och Pihl, L.	Biologisk inventering av kustvattenområden i Uddevalla kommun
1994	Jenneborg, L.H.	Marina Grunda bottnar
1999	Lagenfelt, I.	Sunningesundsbron 1997-1999
1999	Haamer, J.	Inventering av de vilda blåmusselbestånden vid västkusten
2002	Kilnäs, M., Länsstyrelsen	Strandskydd i Öckerö kommun
2002	Nilsson, P.	Undersökningar av marina naturtyper i Starekilen och Saltverksbukten, Strömstad kommun, sommaren 2002
2005	Jenneborg, L.H.	Marinbiologisk undersökning - Marina bottnar inom Orust kommun år 2004
2007	Jenneborg, L.H., Göteborgs stad	Utbredning av blåmusselbankar inom Göteborgs skärgård
2008	Loo, L.O. och Pleijel, F.	Marinbiologisk undersökning av Sannäsfjorden
2009	Rydbeck, S. Norén, F.	Musselbank – Nordre älv Undersökning av bestånd, utbredning samt miljögifter
2012	Adolfsson, P.	Lokalisering av nio nya mussellokaler för toxinkontroll. Uppdrag av Länsstyrelsen Västra Götalands län
2013	Marine monitoring	Marinbiologisk inventering av Bållevik-Kastet, Uddevalla kommun
2013	Marine monitoring	Marinbiologisk inventering av Sunds hall, Uddevalla kommun
2014	Göteborgs universitet	Ostron (Ostrea edulis) i Kosterhavets nationalpark: kvantitativa skattningar och modellering av före-komst och totalt antal.
2015	Wernbo, A. och Calderon, D.	Återetablering av musselbankar i Kungälv

Appendix 2 Historiska rapporter som inte kunnat lokaliseras

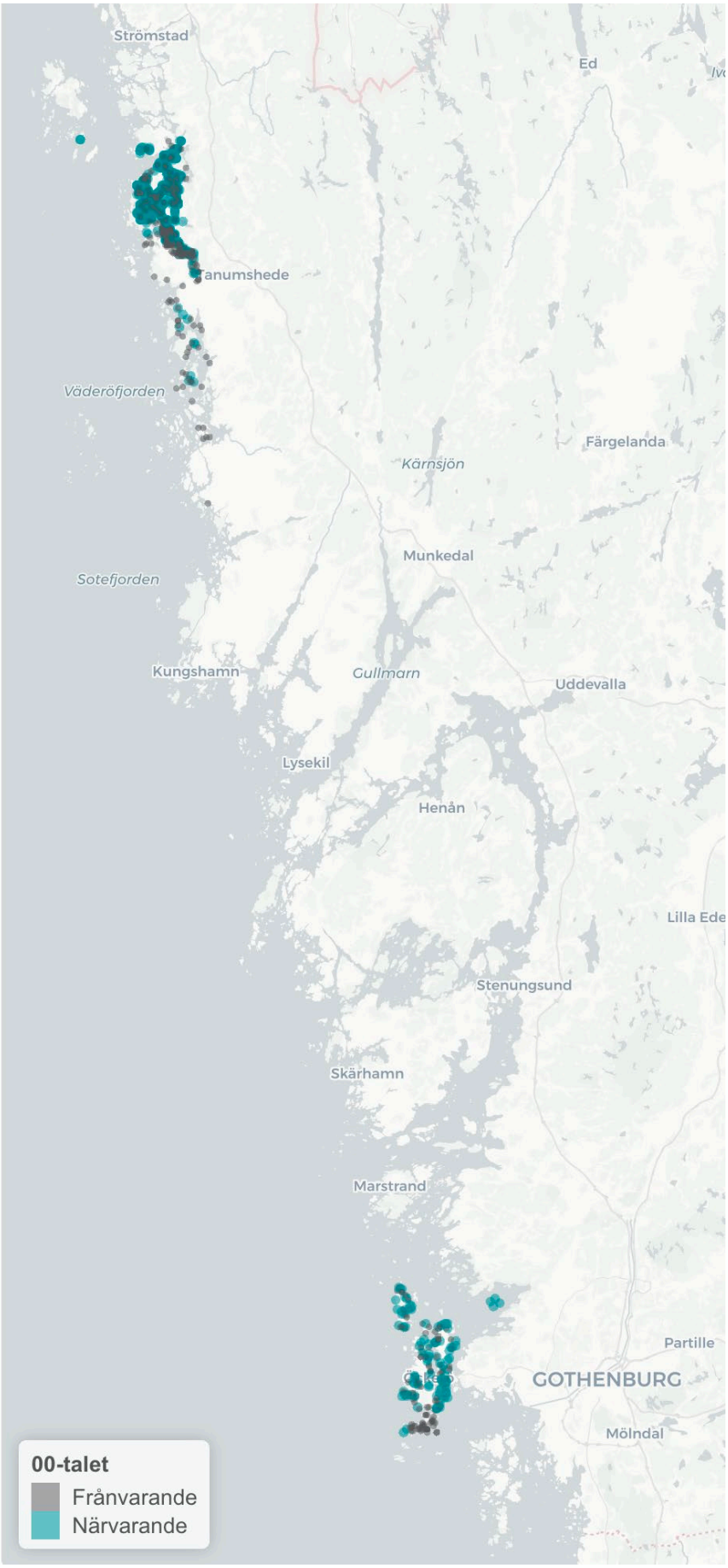
År	Författare	Titel
1983	Loo, L.O., Rosenberg, R.	Settling of *Mytilus edulis* at some localities on the Swedish west coast 1981 and 82. Meddelande Havsfiskelaboratoriet, Lysekil.
1984	Lagenfelt, I.	Fiske och grundområden - en inventering av kustnära vatten i Sotenäs kommun . Fiskenämnden i Göteborgs och Bohus län
1984	Rödström, E.M., Loo, L.O.	Inventering av Kosteröarnas södra skärgård. Naturinventeringar Länsstyrelsen i Göteborg och Bohus Län
1986	Jenneborg, L.H.	Inventering av marina bentossamhällen inom Göteborgs skärgård
1987	Lagenfelt, I.	Torshamns skärgård
1989	Jenneborg, L.H.	Marina bentossamhällen inom Göteborgs och Öckerö Kommuner-undersökningsprogram inom den regionala kustvattenkontrollen. Rapport till Göta Älvs Vattenvårdsförbund
1990	Ulmestrand, M.	Kartering och besiktning av grundområdet Svälte Kile, Uddevalla Kommun
1991	Jenneborg, L.H.	Marina bentossamhällen inom Göteborgs och Öckerö Kommuner, kommentarer till digitalkarta över marina bottnar
1993	Jenneborg, L.H.	Marina bottnar inom Tjörns Kommun, kommentarer till digitalkarta
1994	Loo LO, Isaksson I, Luttervall PL, Hansson LJ	Inventering av grundare havsområden vid Hallands Väderö. Rapport till Länsstyrelsen i Kristianstad
1995	Jenneborg, L.H.	Kartläggning av marina bottnar i Askeröfjorden. Stenungsunds kommun

Appendix 3 Högupplösta kartor över historiska förekomster av *Mytilus edulis*


Stora Le
Bengtsfors
Strömstad
Ed
Ivägg
Råvarp
Tanumshede
Väderöfjorden
Färgelanda
Kärnsjön
Munkedal
Sotefjorden
Vänersborg
Kungshamn
Gullmarn
Uddevalla
Trollhättan
Lysekil
Henån
Lilla Edet
Stenungsund
Skärhamn
Marstrand
Partille
Öckerö
GOTHENBURG
Mölndal
70-talet
Frånvarande
Närvarande
Leaflet | © OpenStreetMap contribut

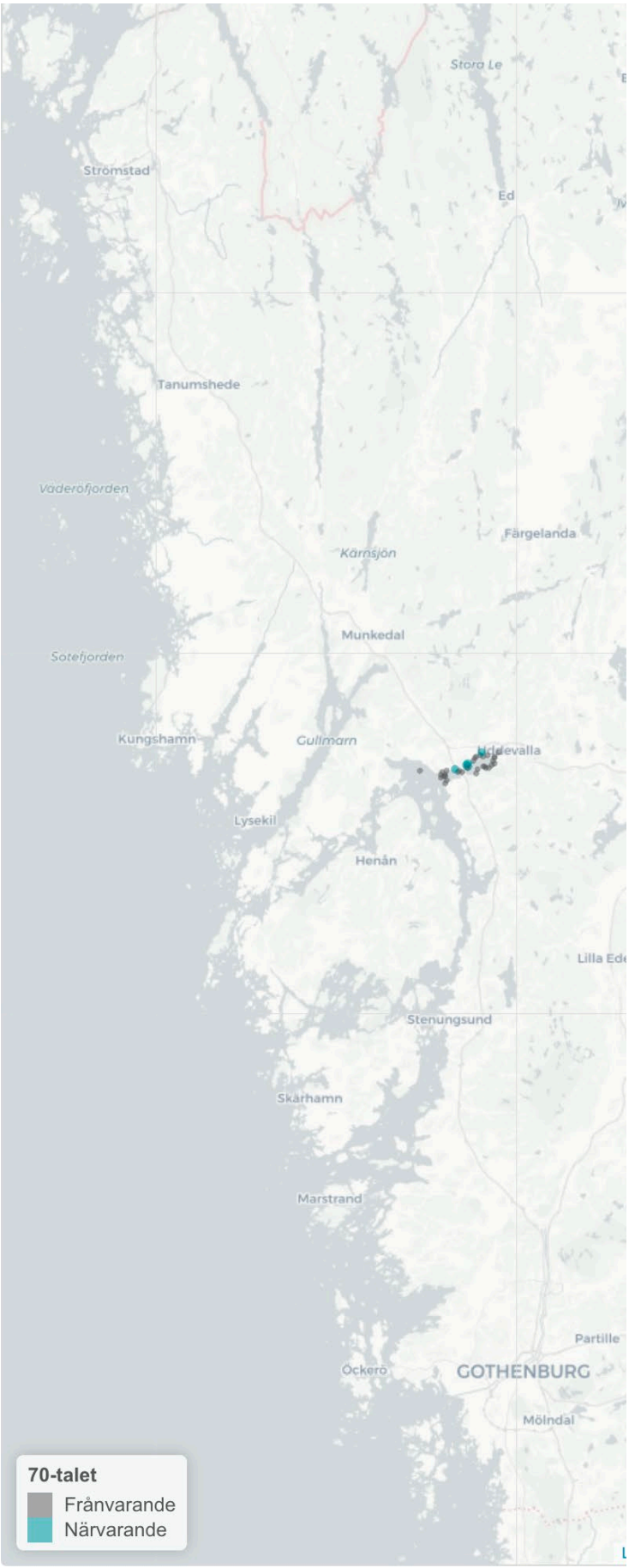
Bengtsfors
Strömstad
Ed
Iväg
Råvarp
Tanumshede
Väderöfjorden
Färgelanda
Kärnsjön
Munkedal
Sotefjorden
Vänersborg
Kungshamn
Gullmarn
Uddevalla
Trollhättan
Lysekil
Henån
Lilla Edet
Stenungsund
Skärhamn
Marstrand
Partille
Öckerö
GOTHENBURG
Mölndal
80-talet
Frånvarande
Närvarande

Strömstad
Ed
Ivägg
Tanumshede
Väderöfjorden
Färgelanda
Kärnsjön
Munkedal
Sotefjorden
Kungshamn
Gullmarn
Uddevalla
Lysekil
Henån
Lilla Edet
Stenungsund
Skärhamn
Marstrand
Partille
Öckerö
GOTHENBURG
Mölndal
90-talet
Frånvarande
Närvarande

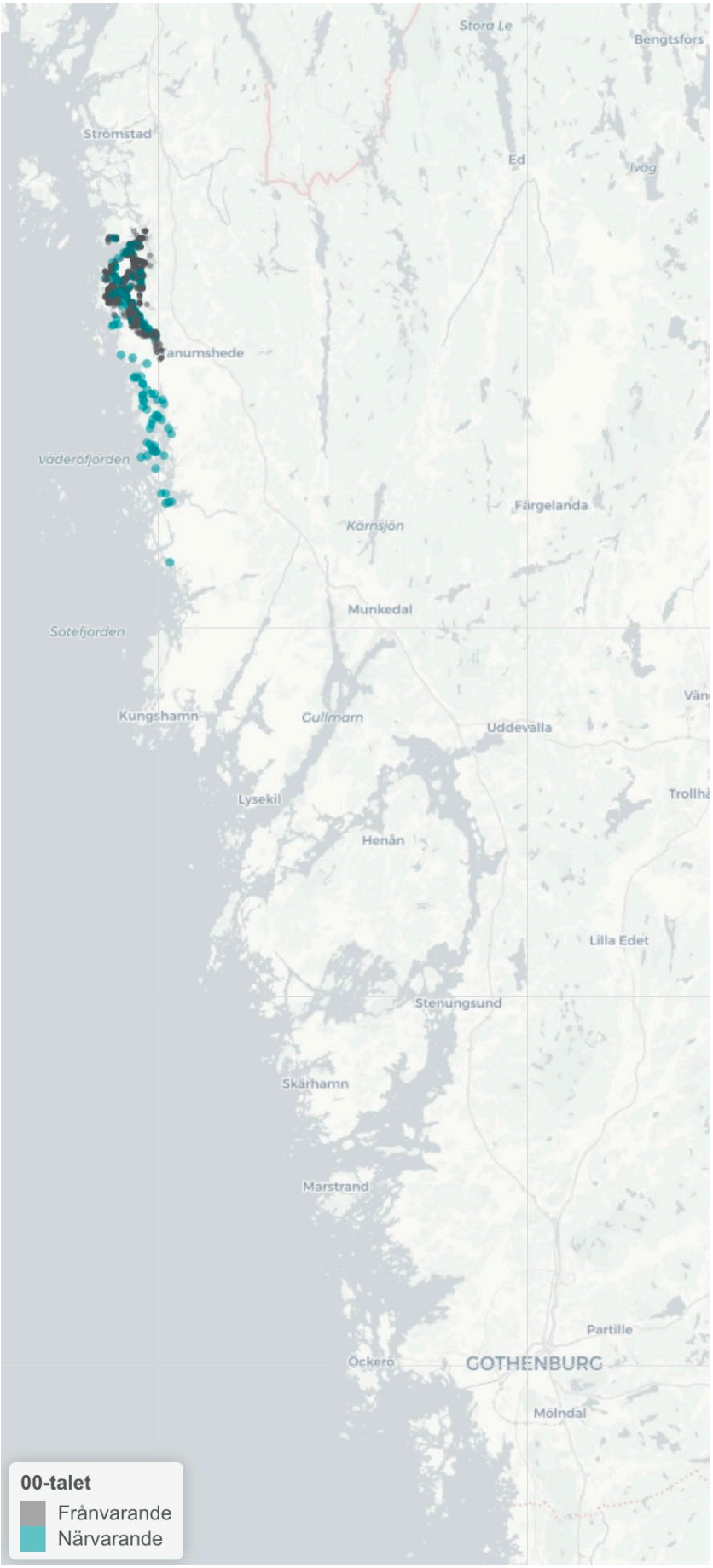

Strömstad
Ed
Tanumshede
Väderöfjorden
Färgelanda
Kärnsjön
Munkedal
Sotefjorden
Kungshamn
Gullmarn
Uddevalla
Lysekil
Henån
Lilla Ede
Stenungsund
Skärhamn
Marstrand
Partille
GOTHENBURG
Mölndal
00-talet
Frånvarande
Närvarande

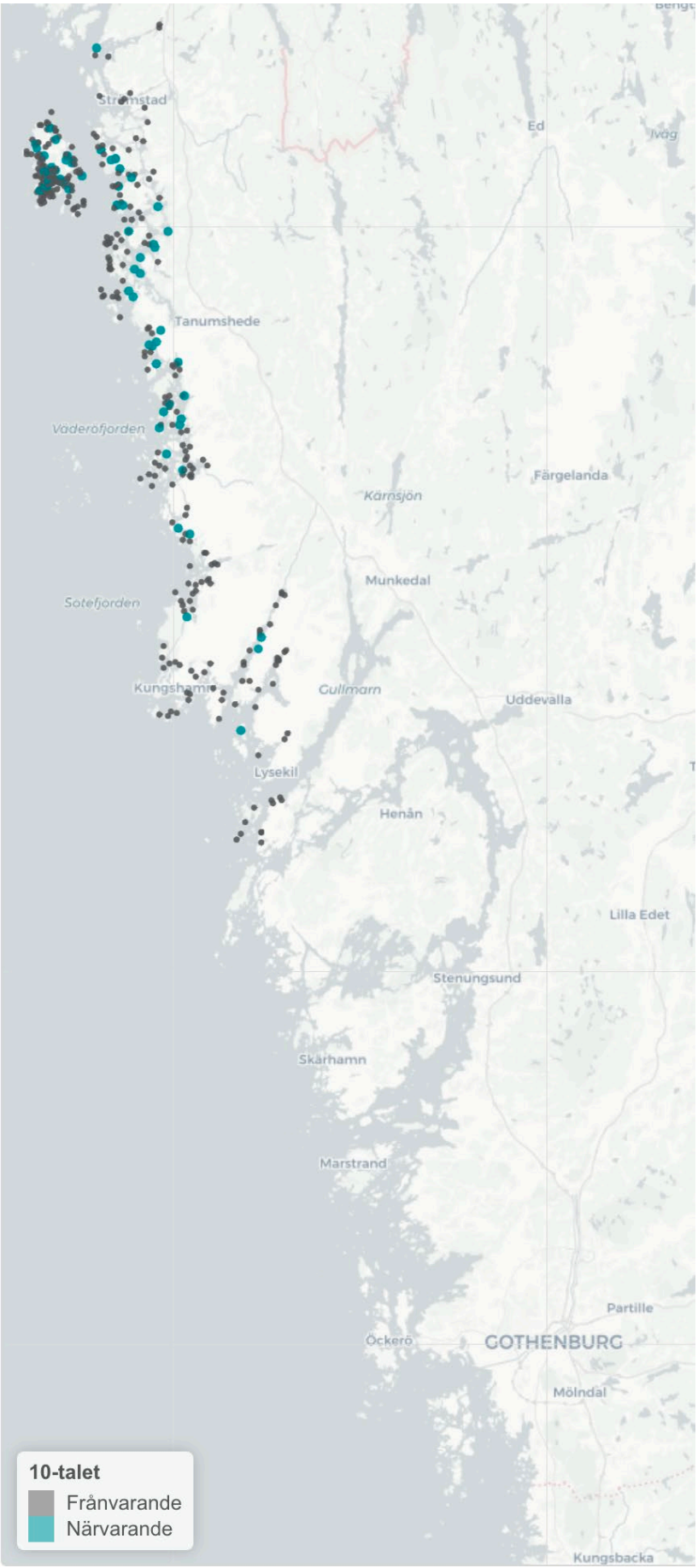
Strömstad
Ed
Iväg
Tanumshede
Väderöfjorden
Färgelanda
Kärnsjön
Munkedal
Sotefjorden
Kungshamn
Gullmarn
Uddevalla
Lysekil
Henån
Lilla Edet
Stenungsund
Skärhamn
Marstrand
Partille
Öckerö
GOTHENBURG
Mölndal
10-talet
Frånvarande
Närvarande

Appendix 4 Högupplösta kartor över historiska förekomster av *Ostrea edulis*

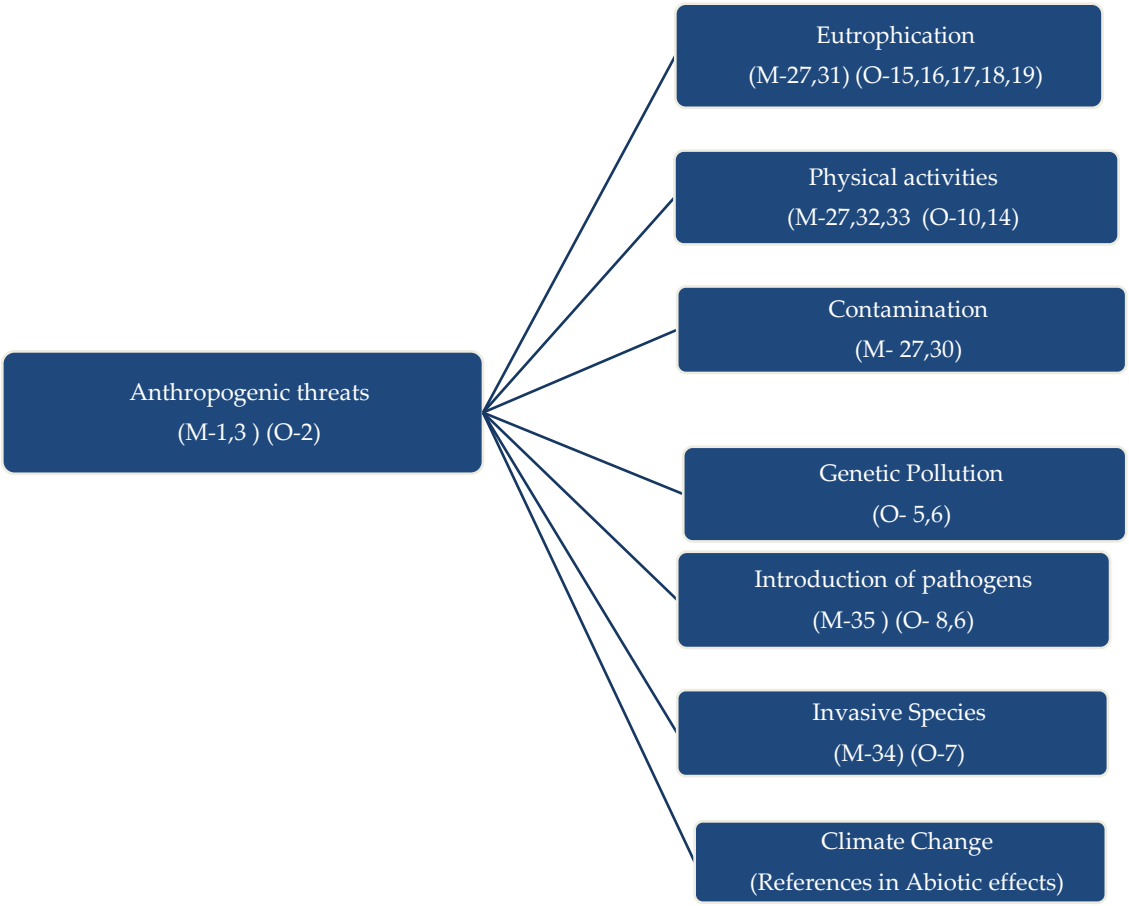

Stora Le
Strömstad
Ed
Tanumshede
Väderöfjorden
Färgelanda
Kärnsjön
Munkedal
Soteljorden
Kungshamn
Gullmarn
Hjällevalla
Lysekil
Henån
Lilla Ed
Stenungsund
Skärhamn
Marstrand
Partille
Öckerö
GOTHENBURG
Mölndal
70-talet
Frånvarande
Närvarande

Strömstad
Ed
Ivåg
Tanumshede
Väderöfjorden
Färgelanda
Kärnsjön
Munkedal
Sotefjorden
Kungshamn
Gullmarn
Uddevalla
Lysekil
Henån
Lilla Edet
Stenungsund
Skärhamn
Marstrand
Partille
Öckerö
GOTHENBURG
Mölndal
80-talet
Frånvarande
Närvarande

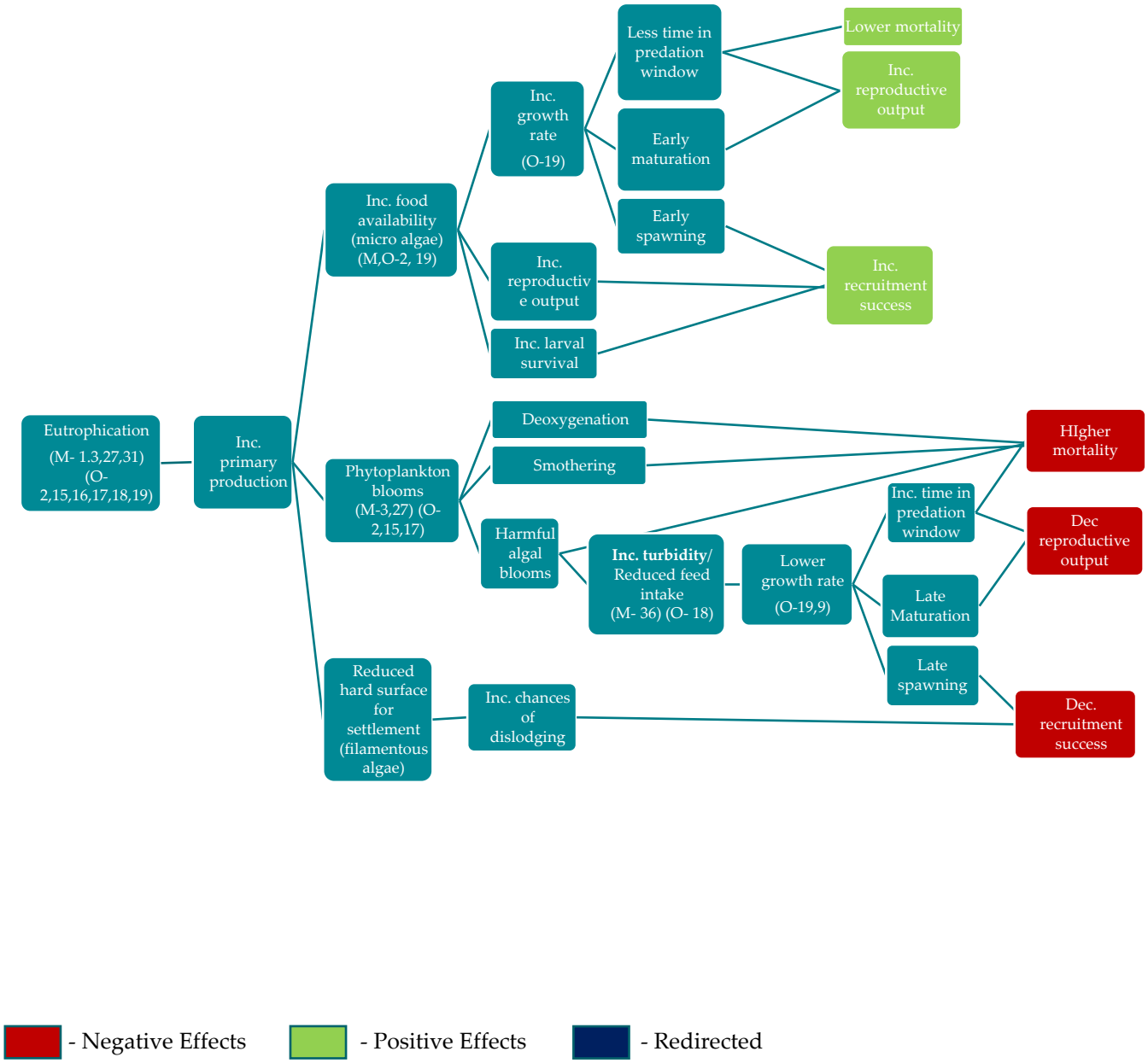

Stora Le
Bengtsfors
Strömstad
Ed
Ivag
anumshede
Väderöfjorden
Färgelanda
Kärnsjön
Munkedal
Sotefjorden
Kungshamn
Gullmarn
Uddevalla
Lysekil
Henån
Lilla Edet
Stenungsund
Skärhamn
Marstrand
Partille
Öckerö
GOTHENBURG
Mölndal
00-talet
Frånvarande
Närvarande


Strömstad
Ed
Ivåg
Tanumshede
Väderöfjorden
Färgelanda
Kärnsjön
Munkedal
Sotefjorden
Kungshamn
Gullmarn
Uddevalla
Lysekil
Henån
Lilla Edet
Stenungsund
Skärhamn
Marstrand
Partille
Ockerö
GOTHENBURG
Mölndal
Kungsbacka
10-talet
Frånvarande
Närvarande

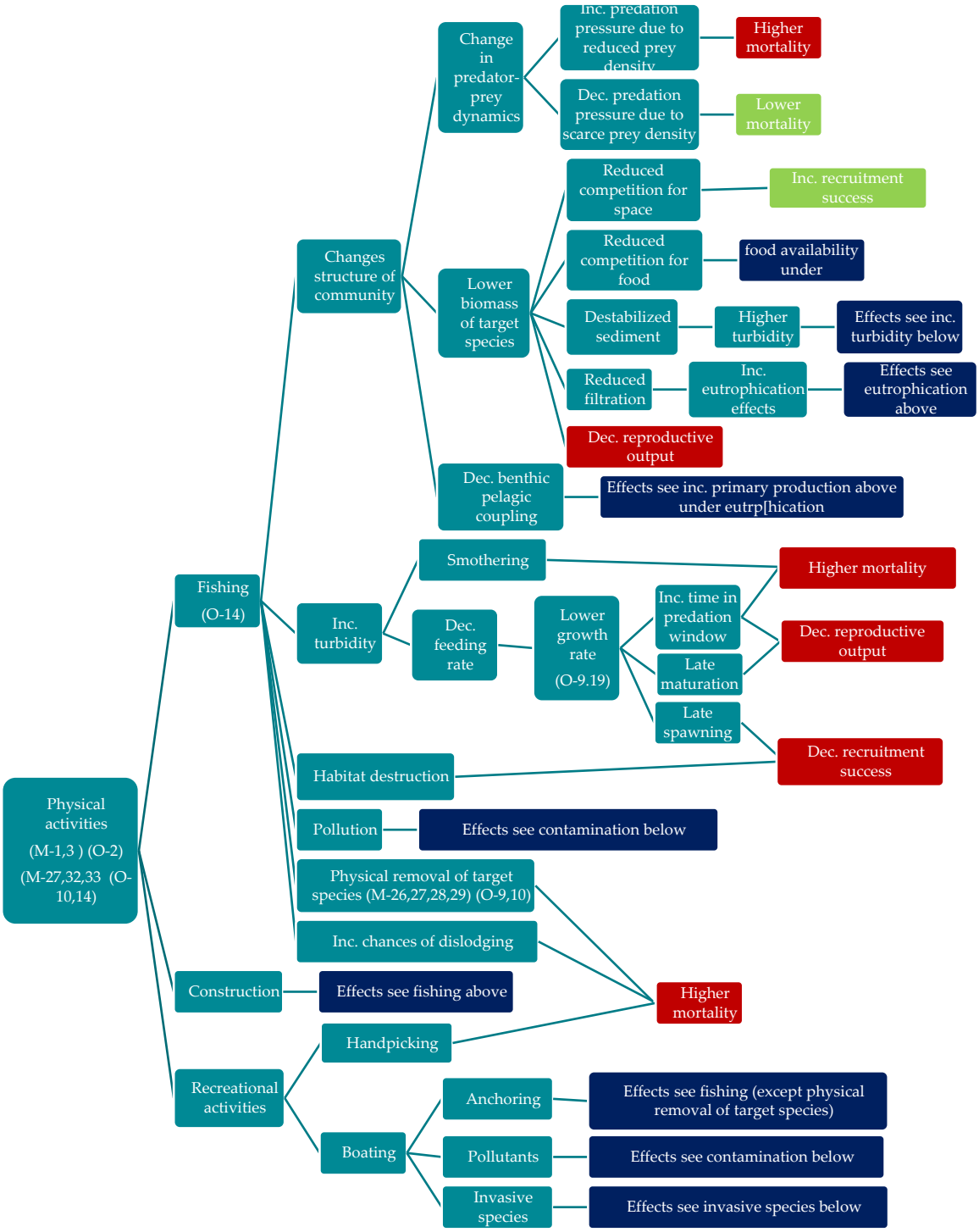
Appendix 5 Kartläggning av generella hot mot *Mytilus*- och *Ostrea*-bankar



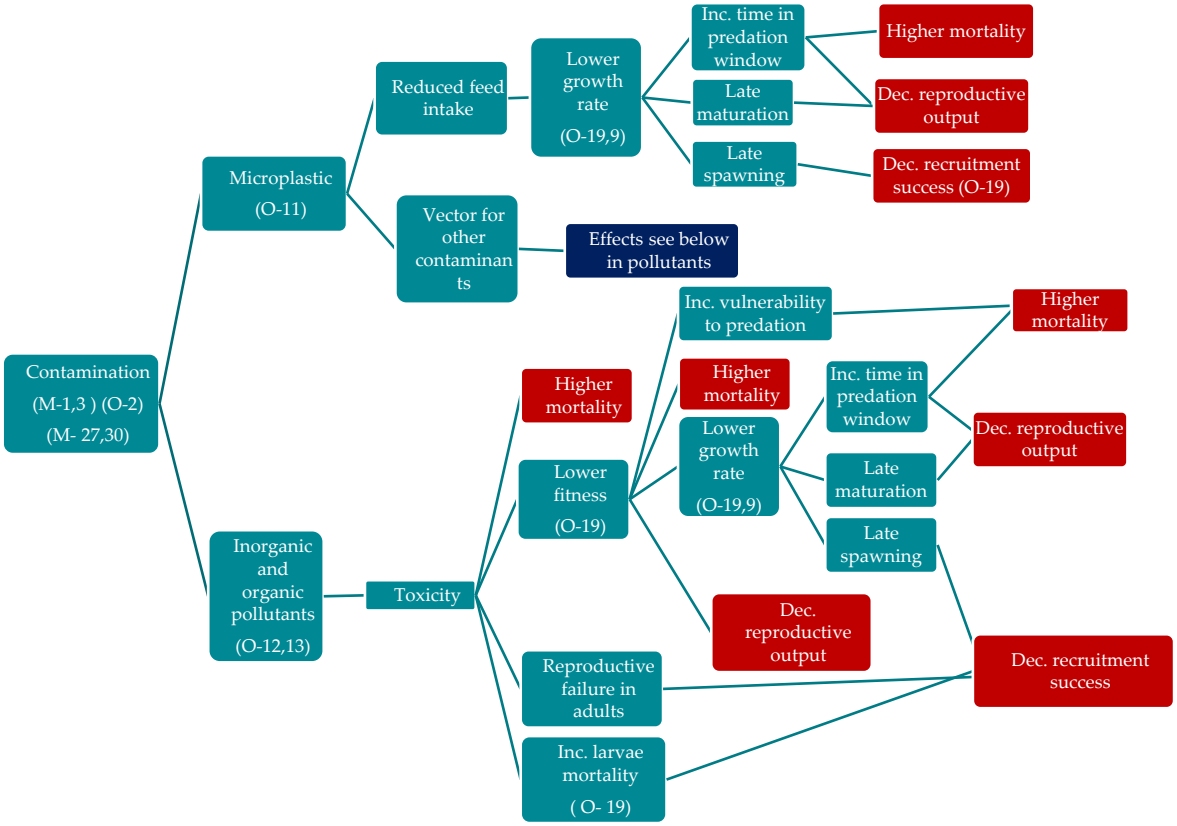
Figur A5.1 Generell kartläggning av hotbild mot inhemska bivalvbankar. M = *Mytilus*, O = *Ostrea*. Siffrorna hänvisar till referenslistan i Appendix 5.



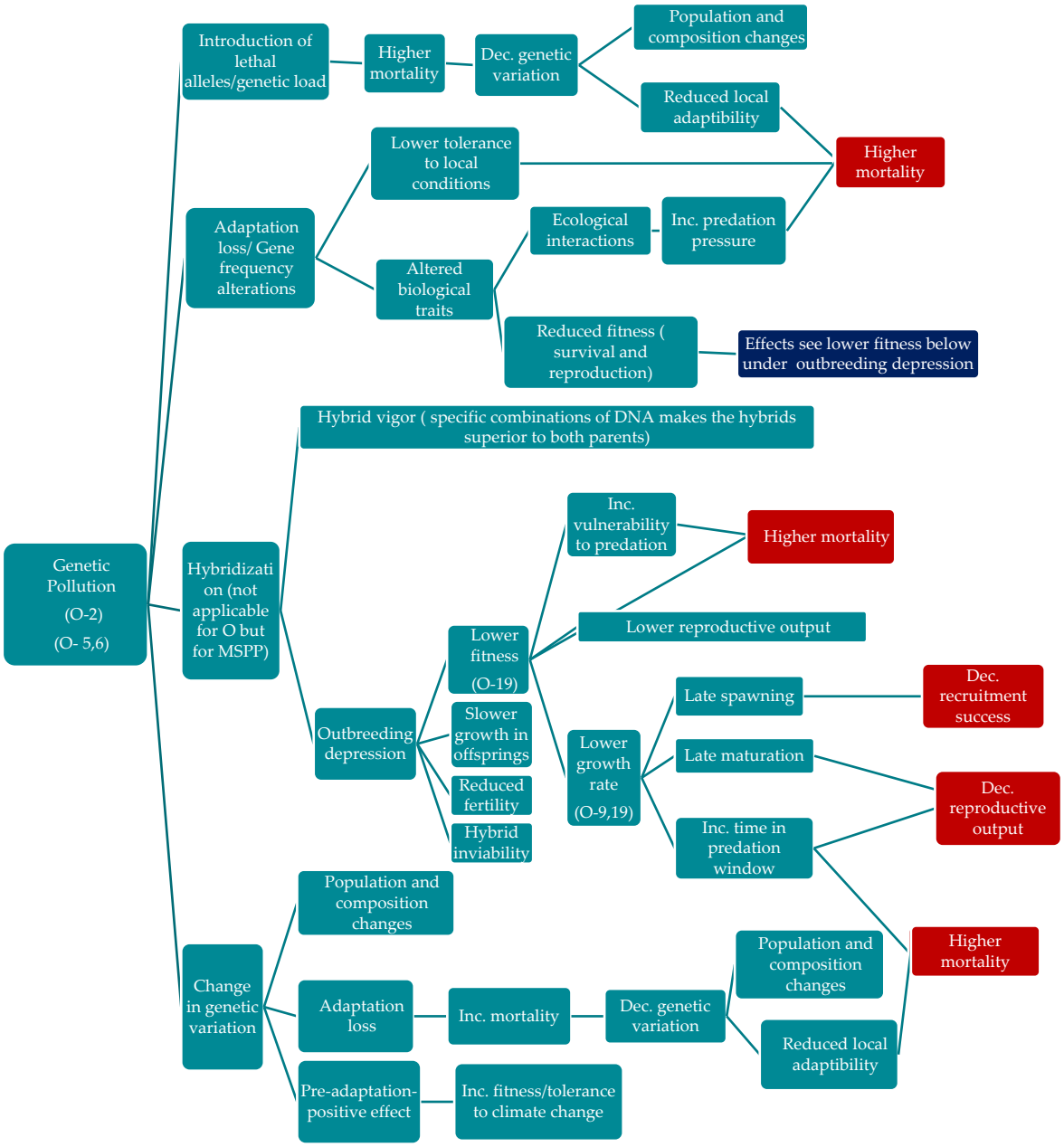
Figur A5.2 Kartläggning av övergödningshot mot inhemska bivalvbankar. M = *Mytilus*, O = *Ostrea*. Siffrorna hänvisar till referenslistan i Appendix 5



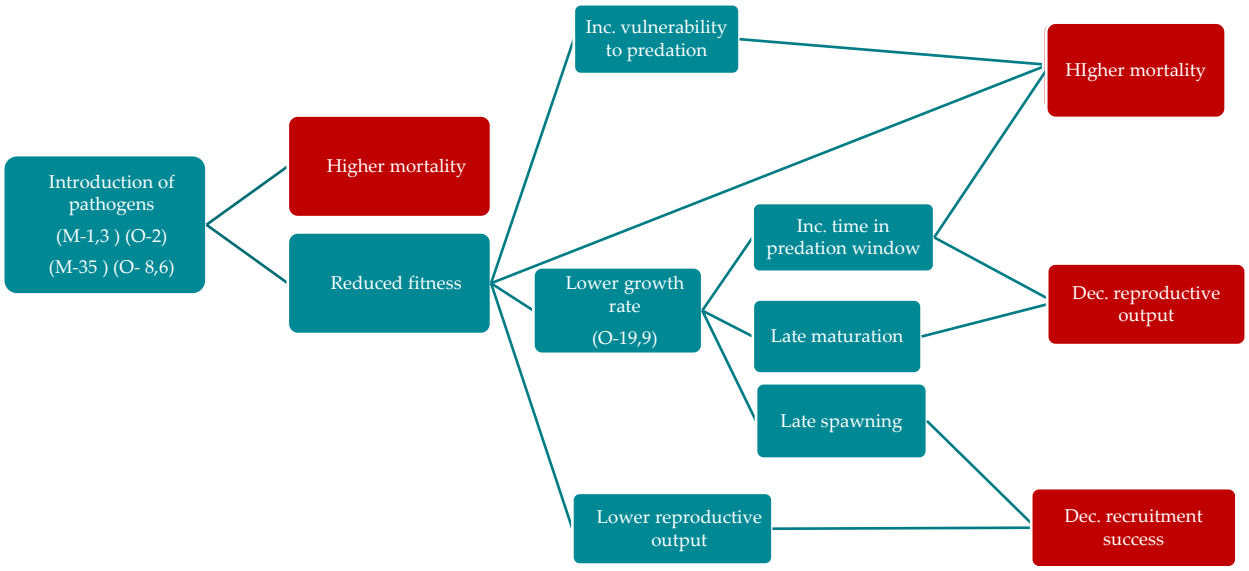
Figur A5.3 Kartläggning av fysisk störning mot inhemska bivalvbankar. M = *Mytilus*, O = *Ostrea*. Siffrorna hänvisar till referenslistan i Appendix 5



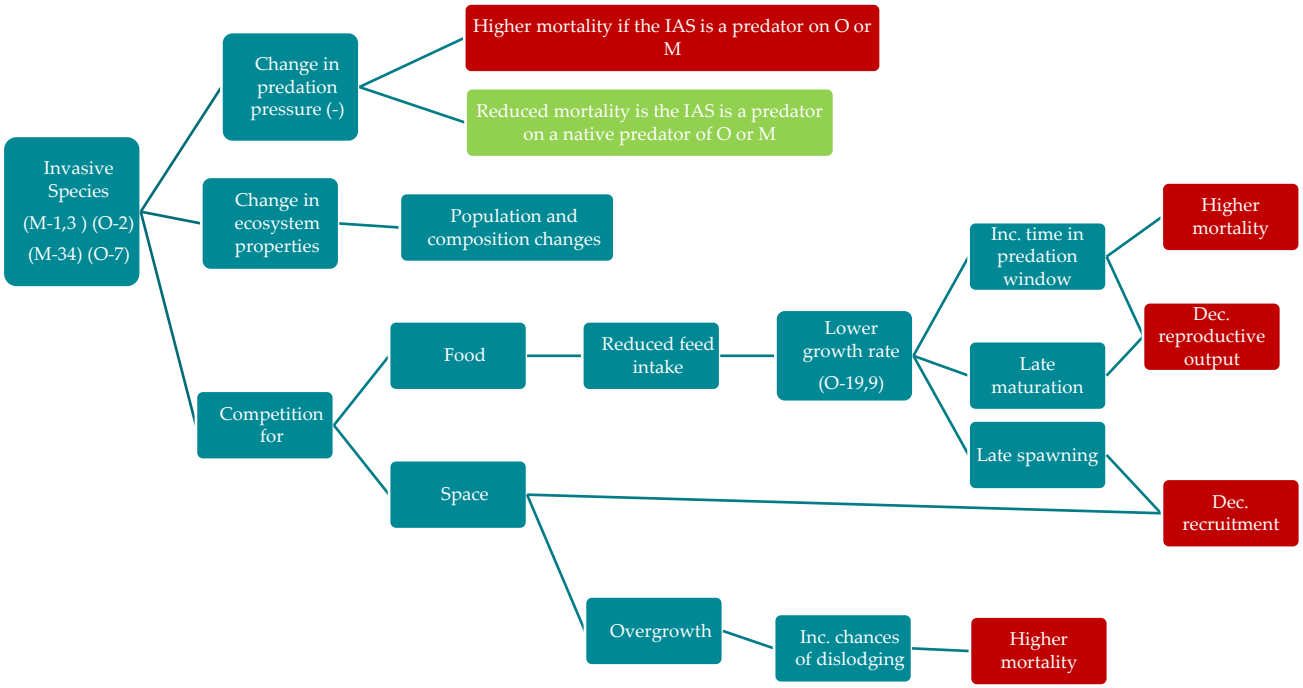
Figur A5.4 Kartläggning av miljögiftshot mot inhemska bivalvbankar. M = *Mytilus*, O = *Ostrea*. Siffrorna hänvisar till referenslistan i Appendix 5



Figur A5.5 Kartläggning av genetisk förorening mot inhemska bivalvbankar. M = *Mytilus*, O = *Ostrea*. Siffrorna hänvisar till referenslistan i Appendix 5

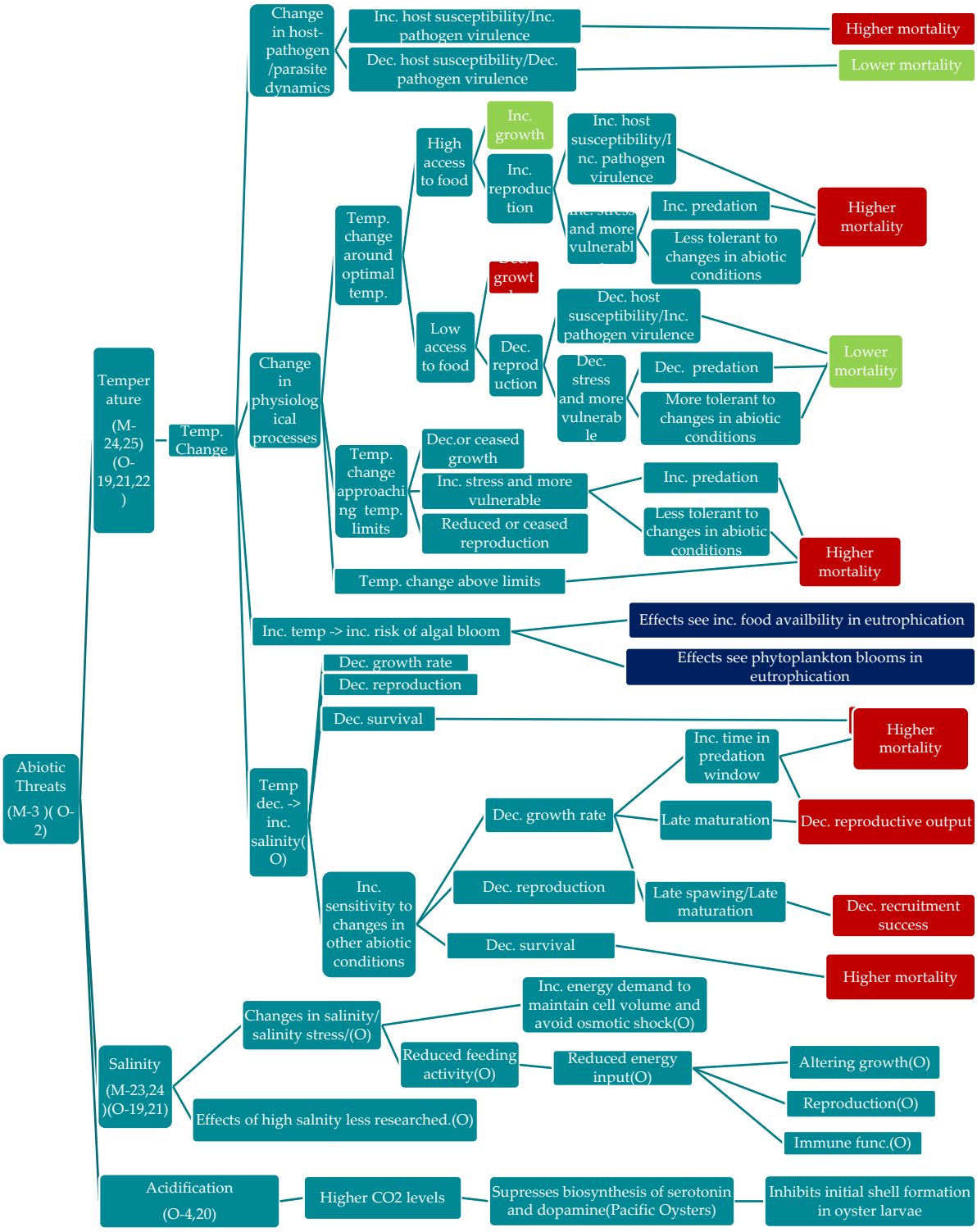


Figur A5.6 Kartläggning av hot från parasiter och patogener mot inhemska bivalvbankar. M = *Mytilus*, O = *Ostrea*. Siffrorna hänvisar till referenslistan i Appendix 5



Figur A5.7 Kartläggning av hot från invasiva arter mot inhemska bivalvbankar. M = *Mytilus*, O = *Ostrea*. Siffrorna hänvisar till referenslistan i Appendix 5

Figur A5.8 Kartläggning av klimatförändringshot mot inhemska bivalvbankar. M = *Mytilus*, O = *Ostrea*. Siffrorna hänvisar till referenslistan i Appendix 5



Forts. figur A5.9 Kartläggning av övergödningshot mot inhemska bivalvbankar. M = *Mytilus*, O = *Ostrea*. Siffrorna hänvisar till referenslistan i Appendix 5

Referenser kartläggning av hot

1. Fariñas-Franco, J.M., Pearce, B., Porter, J.S. m.fl. (2014). JNCC Report No : 523 Marine Strategy Framework Directive Indicators for Biogenic Reefs formed by *Modiolus modiolus*, *Mytilus edulis* and *Sabellaria spinulosa* Part 1 : Defining and validating the indicators September 2014. 286.
2. Führer, S., Hellsten, S., Juell-Skielse, E. m.fl. (2020) Evaluation of threats to *Ostrea Edulis* in Skagerrak, Sweden. Student report. KTH
3. Mainwaring K, Tillin H, Tyler-Walters H. (2014). Assessing the sensitivity of blue mussels (*Mytilus edulis*) to pressures associated with human activities. Peterborough, Joint Nature Conservation Committee, JNCC Report No 506 96.
4. Liu Z, Zhou Z, Zhang Y, m.fl. (2020). Ocean acidification inhibits initial shell formation of oyster larvae by suppressing the biosynthesis of serotonin and dopamine. Science of the Total Environment 735: 139469.
5. Simberloff, D. (1996). Hybridization between native and introduced wildlife species: importance for conservation. Wildlife Biology 2, 143-150.
6. Heffernan, M. (1999). A review of the ecological implications of mariculture and intertidal harvesting in Ireland, Dúchas.
7. Gordon, D. R. (1998). Effects of invasive, non-indigenous plant species on ecosystem processes: lessons from Florida. Ecological Applications 8, 975-989.
8. Gozlan, R. E., Peeler, E. J., Longshaw, M., m.fl. (2006). Effect of microbial pathogens on the diversity of aquatic populations, notably in Europe. Microbes and Infection 8, 1358-1364.
9. Smyth, D., Roberts, D., Browne, L. (2009). Impacts of unregulated harvesting on a recovering stock of native oysters (*Ostrea edulis*). Marine Pollution Bulletin 58, 916-922.
10. Helmer, L., Farrell, P., Hendy, I., m.fl. (2019). Active management is required to turn the tide for depleted *Ostrea edulis* stocks from the effects of overfishing, disease and invasive species. PeerJ 7, e6431
11. Green, D.S., 2016. Effects of microplastics on European flat oysters, *Ostrea edulis* and their associated benthic communities. Environmental Pollution 216: 95-103.
12. Bryan, G.W., Gibbs, P.E., Hummerstone, L.G., Burt, G.R. (1987). Copper, Zinc, and organotin as long-term factors governing the distribution of organisms in the Fal estuary in southwest England. Estuaries 10: 208-219.
13. Bryan, G.W., 1984. Pollution due to heavy metals and their compounds. In Marine Ecology: A comprehensive, integrated treatise on life in the oceans and coastal waters, vol. 5. In: Ocean Management, part 3. O. Kinne (Ed.), pp.1289-1431. New York: John Wiley och Sons.
14. Woolmer, A.P., Syvret, M., Fitzgerald, A. (2011). restoration of native oyster, *Ostrea edulis*, in South Wales: Options and approaches. CCW Contract Science Report, no: 960
15. Rosenberg, R., Loo, L.O. (1988). Marine eutrophication induced oxygen deficiency: effects on soft bottom fauna, western Sweden. Ophelia, 29: 213-225.
16. Rosenberg, R., Cato, I., Förlin, L. m.fl. (1996). Marine environment quality assessment of the Skagerrak-Kattegat. Journal of Sea Research, 35: 1-8.
17. Rosenberg, R., Elmgren, R., Fleischer, S. m.fl. (1990). Marine eutrophication case studies in Sweden. Ambio 19: 102-108.
18. Walne, P.R., 1970. Present problems in the culture of the larvae of *Ostrea edulis*. Helgoländer wissenschaftliche Meeresuntersuchungen, 20: 514-525.
19. Perry, F., Jackson, A. 2017. *Ostrea edulis* (Native oyster). In H. Tyler-Walters and K. Hiscock (Eds.) Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews, [online]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. DOI https://dx.doi.org/10.17031/marlinsp.1146.2
20. Fitzgerald, R. J., Max, K. L. (2013) Ocean acidification inhibits oyster shell formation. Science of The Total Environment 735: 139469

21. Hutchinson, S., Hawkins, L.E., 1992. Quantification of the physiological responses of the European flat oyster, *Ostrea edulis* L. to temperature and salinity. Journal of Molluscan Studies 58, 215-226.
22. Vignier, J., Petton, B. (2017) Influence of feeding regime and temperature on development and settlement of oyster *Ostrea edulis* (Linnaeus , 1758) larvae,. Aquaculture Research 48: 4756-4773.
23. Bahmet, I., Berger, V., Halaman, V. 2005. Heart rate in the blue mussel *Mytilus edulis* (Bivalvia) under salinity change. Russian Journal of Marine Biology, 3: 314-317.
24. Gidman, E.A., Gwynn-Jones, D., Bussell, J. m.fl. (2009). Changes in the immune response and metabolic fingerprint of the mussel, *Mytilus edulis* (Linnaeus) in response to lowered salinity and physical stress. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 358: 78-85.
25. Kittner, C., Riisgaard, H.U. (2005). Effect of temperature on filtration rate in the mussel *Mytilus edulis*: no evidence for temperature compensation. Marine Ecology Progress Series 305, 147-152
26. Lindahl, O., Kollberg, S. (2008). How mussels can improve coastal water quality. Bioscience Explained, 5: 1-14.
27. Dolmer, P., Sand Kristensen, P., Hoffmann, E. (1999). Dredging of blue mussels (*Mytilus edulis* L.) in a Danish sound: stock sizes and fishery-effects on mussel population dynamics. Fisheries Research 40: 73-80.
28. Dolmer, P., Kristensen, T., Christiansen, M.L., m.fl. (2001). Short-term impact of blue mussel dredging (*Mytilus edulis* L.) on a benthic community. Hydrobiologia 465: 115–127
29. Coen, L.D. och Grizzle, R.E. (2007). The importance of habitat created by molluscan along the Atlantic coast of the United States. Habitat management series #8. Atlantic States Marine Fisheries Commission.
30. Vallarino, E., Rivero, M., Gravina, M., Elias, R. (2002). The community-level response to sewage impact in intertidal mytilid beds of the Southwestern Atlantic and the use of the Shannon index to assess pollution. Revista de Biología Marina y Oceanografía 37: 25–33.
31. Seed, R., Suchanek, T.H. (1992). Population and community ecology of *Mytilus*. In Gosling, E. (ed.) The mussel *Mytilus*: ecology, physiology, genetics and culture. Elsevier, Amsterdam.
32. Cook, R.L., Fariñas-Franco, J.M., Gell, F.R. m.fl. (2013). The substantial first impact of bottom fishing on rare biodiversity hotspots: a dilemma for evidence-based conservation. PLoS One 8:e69904.
33. Sanchez, P., Demestre, M., Ramon, M., Kaiser, M.J. 2000. The impact of otter trawling on mud communities in the northwestern Mediterranean. ICES Journal of Marine Science 57: 1352–1358.
34. Reise, K. 1998. Pacific oysters invade mussel beds in the European Wadden Sea. Senckenbergiana Maritima 28: 167-175.
35. Holt, T.J., Rees, E.I.S., Hawkins, A.J.S., Seed, R. 1998. Biogenic Reefs (volume IX). An overview of dynamic and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs. SAMS.
36. Theisen, B.F. (1977). Feeding rate of *Mytilus edulis* L. (Bivalvia) from different parts of Danish waters in water of different turbidity. Ophelia, 16: 221-232.

Appendix 6 Lista över referenser använda i födopreferens-analysen (kapitel 2.5.2)

Bougrier, S., Hawkins, A.J.S., Heral, M. (1997) Preingestive selection of different microalgal mixtures in *Crassostrea gigas* and *Mytilus edulis*, analysed by flow cytometry. Aquaculture 150: 123-134.

Cardoso, J.F.M.F., Witte, J.I., Van der Veer, H.W. (2006) Intra- and interspecies comparison of energy flow in bivalve species in Dutch coastal waters by means of the Dynamic Energy Budget (DEB) theory. Journal of Sea Research 56: 182–197.

Ezgeta-Balić ,D., Šantić, D., Šegvić-Bubić, T. m.fl. (2020). Competitive feeding interactions between native *Ostrea edulis* and non-native *Crassostrea gigas* with implications of introducing *C. gigas* into commercial aquaculture in the eastern Adriatic Sea. Marine Environmental Research 160: 105051.

Green, D.S., Christie, H., Pratt, N. m.fl (2017). Competitive interactions moderate the effects of elevated temperature and atmospheric CO_2 on the health and functioning of oysters. Marine Ecology Progress Series 582: 93–103.

Hargrave, M.S., Ekelund, A., Nylund, G.M., Pavia, H. (2021). Filtration and fertilisation effects of the bivalves *Mytilus edulis* and *Magallana gigas* on the kelp *Saccharina latissima* in tank culture. Journal of Applied Phycology

Hawkins, A.J.S., Pascoe, P.L., Parry, H. m.fl. (2013). Comparative feeding upon chlorophyll-rich versus remaining organic matter in bivalve shellfish. Journal of Shellfish Research 32: 883-898.

Joyce, P.W.S., Kregting, L.T., Dick, J.T.A. (2019). Relative impacts of the invasive Pacific oyster, *Crassostrea gigas*, over the native blue mussel, *Mytilus edulis*, are mediated by flow velocity and food concentration. NeoBiota 45: 19-37.

Kiorboe, T., Mohlenberg, F. (1981). Particle selection in suspension-feeding bivalves. Marine Ecology Progress Seres 5: 291-296.

Nielsen, M., Hansen, B.W., Vismann, B. (2017). Feeding traits of the European flat oyster, *Ostrea edulis*, and the invasive Pacific oyster, *Crassostrea gigas*. Marine Biology 164: 6

Troost, K., Kamermans, P., Wolff, W.J. (2008) Larviphagy in native bivalves and an introduced oyster. Journal of Sea Research 60: 157-163

Troost, K., Stamhuis, E.J., Van Duren, L.A., Wolff,W.J. (2009) Feeding current characteristics of three morphologically different bivalve suspension feeders, *Crassostrea gigas*, *Mytilus edulis* and *Cerastoderma edule*, in relation to food competition. Marine Biology 156: 355-372.

Vismann, B., Holm, M.W., Davids, J.K. m.fl. (2016). Field clearance of an intertidal bivalve bed: relative significance of the co-occurring blue mussel *Mytilus edulis* and Pacific oyster *Crassostrea gigas.* Aquatic Biology 25: 107-119.

Detta projekt har mottagit finansiering från EU:s Havs- och Fiskerifond via Jordbruksverket, från Havs- och Vattenmyndigheten (HaV) samt från IVL Svenska Miljöinstitutet. Projektet är också delvis finansierat av EU Interregmedel i projektet MarGen II. Innehållet i denna rapport återspeglar författarnas åsikter och finansiärerna kan inte hållas ansvariga för innehållet eller framtida nyttjande av denna rapport.

IVL Svenska Miljöinstitutet AB // Box 210 60 // 100 31 Stockholm
Tel 010-788 65 00 // www.ivl.se