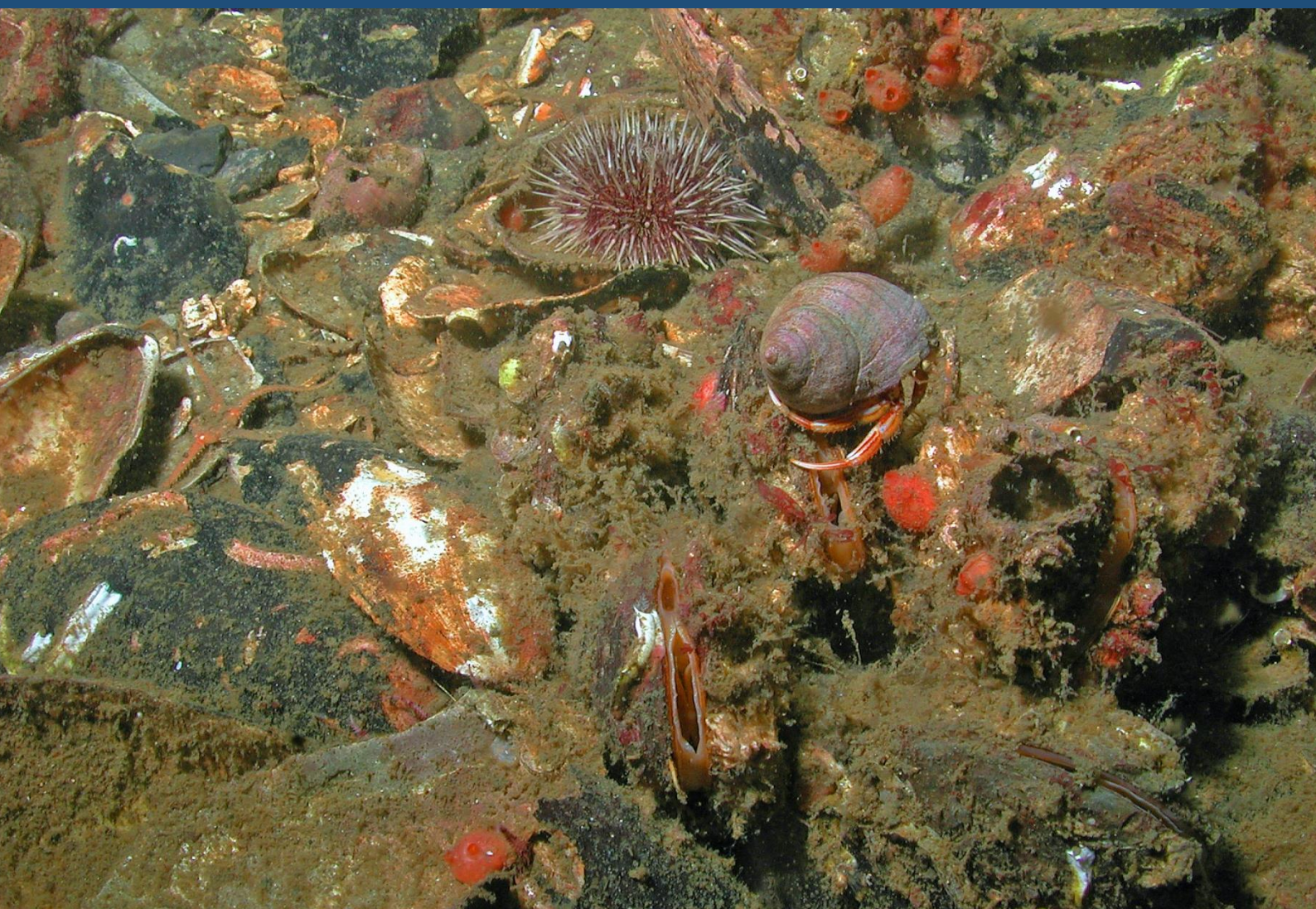


Muslinge- og østersbanker

Behov for naturgenopretning



**Center for Marin
Naturgenopretning**

Kolofon

Titel:	Muslinge- og østersbanker – behov for naturgenopretning
Forfattere:	Jens Kjerulf Petersen, Sterrre Witte, Louise Catharina Flensburg, Pernille Nielsen
Udgivet:	September 2025
Kvalitetskontrol:	Torben Bramming Jørgensen, Timi Løvholt Banke
Ekstern kommentering:	Miljøstyrelsen
Finansieret af:	Havnaturfonden
ISBN:	
Forsidefoto:	Karsten Dahl, Hestemuslingebanke i Kattegat
Udgivet af:	 Center for Marin Naturgenopretning
Sammenfatning:	Denne rapport giver et overblik over betydningen af muslinge- og østersbanker som vigtige habitater, deres historiske forekomster i danske farvande og bestandenes nuværende tilstand herunder udviklingen i tilstanden over tid.

Indhold

Indhold.....	3
Forord	4
Indledning	5
Habitatdirektivet og biogene rev	5
Naturtyper i Naturgenopretningsforordningen.....	5
Muslinge- og østersbanker.....	7
Blåmuslinger	7
Europæisk østers	8
Hestemusling	9
Hvorfor naturgenoprette muslinge- og østersbanker? Økosystemfunktioner og tjenester.....	10
Regulerende tjenester	11
Støttende tjenester	11
Forsynende tjenester.....	12
Kulturelle tjenester.....	13
Historisk udbredelse af muslinge- og østersbanker i danske farvande	14
Blåmusling.....	14
Europæisk østers	16
Hestemusling	17
Udvikling i muslinge- og østersbestande.....	18
Blåmusling.....	18
Internationale tendenser	18
Udvikling i Danmark.....	20
Europæisk østers	25
Hestemusling	25
Sammenfatning og diskussion	27
Citeret litteratur	30

Forord

Med vedtagelse af Havnaturfonden er der blevet sat yderligere skub i den marine naturgenopretning i Danmark. Der har i den hidtidige marine naturgenopretning været et stort fokus på i første omgang stenrev og dernæst ålegræs. Der er således udviklet dokumentation af behov for og metoder til genopretning af tabte stenrev og ålegræsbede.

En tredje vigtig gruppe af habitater er banker af muslingearter som blåmusling, hestemusling og flad europæisk østers. Banker af disse muslingearter er vigtige habitater anerkendt både i Habitatdirektivet som naturtypen biogene rev og i Naturgenopretningsforordningen som naturtypen skaldyrsbanker. Der er imidlertid ikke i Danmark en dækkende dokumentation af tab af disse habitater og der er ikke i samme omfang gennemført naturgenopretningsprojekter med muslinge- og østersbanker, som der er for stenrev og ålegræsbede.

Havnaturfonden har ønsket et klarere grundlag for aktiviteter vedrørende naturgenopretning af muslinge- og østersbanker bl.a. med henblik på at kunne understøtte ansøgninger om naturgenopretningsprojekter til Havnaturfonden. Det gælder både i forhold til betydningen af muslinge- og østersbanker som vigtige habitater og deres bevaringsstatus, samt til hvordan det rent praktisk er muligt at genoprette tabte muslinge- og østersbanker.

På foranledning af Miljøstyrelsen har Center for Marin Naturgenopretning derfor udarbejdet to rapporter om muslinge- og østersbanker, hvoraf nærværende rapport omhandler betydningen af naturgenopretning af muslinge- og østersbanker. I denne rapport indgår oplysninger om historisk udbredelse af banker af hestemuslinger, som i et betydeligt omfang er indsamlet i Bio-Reef-projektet <https://wwf.dk/wwf-partnere/strategiske-partnerskaber/orsted/bioreef/>.

Indledning

Biogene rev er marine habitater, der består af hårde strukturer skabt af dyr, som rager op fra havbunden. De forekommer ofte i permanent vanddækkede områder, men findes også i tidevandszonen, hvor de kan blive eksponerede ved lavvande. Få hvirvelløse arter kan danne biogene rev, hvor koralrev i tropiske farvande er de mest kendte. I tempererede farvande består biogene strukturer typisk af muslingearter (herunder østers) eller rørbyggende orme (sabellider). Udtrykket "rev" bruges ofte om østers og rørbyggende ormearter, hvorimod "banker" ofte bruges om muslingearter som hestemusling og blåmusling. Fælles for de habitat-byggende organismer er, at de skaber en kompleks tredimensionel struktur - et fast substrat - som andre marine organismer kan slå sig ned på (f.eks. rørmorme, rurer, søpunge og tang) eller mobile organismer (f.eks. krebsdyr, orme, bløddyr, små fisk eller unge fiskearter) kan bruge som skjulested eller til fødesøgning. Den tredimensionelle struktur består af såvel levende individer som døde skaller eller rør.

Habitatdirektivet og biogene rev

I EU Habitatdirektivet er biogene rev en del af habitattypen 1170 "Rev", som er defineret som følger: *"Rev er områder i havet med hårde kompakte substrater på fast eller blød bund, som rager op fra havbunden på dybt eller lavt vand således, at revet er topografisk distinkt ved at adskille sig og rager op fra den omgivende havbund. Revets hårde substrat kan være enten af biologisk oprindelse - fx levende eller døde muslingskaller - eller være af geologisk oprindelse - f.eks. sten, kridt eller andet hårdt materiale"*. Rev er dermed defineret som hårde substrater, der danner levesteder for dyr og planter knyttet til den hårde bund. Afgrænsning af et rev mod omgivende havbund går der, hvor det ikke længere kan erkendes, at der er tale om en opragende del af havbunden, eller hvor der ikke længere er præg af hårdt bundsubstrat. Opragende bund kan enten være på "sø-korts-skala" eller på mere lokal skala. Når revene er af biologisk oprindelse, kaldes de for biogene rev.

I Danmark er der i 2018 lavet definitioner af biogene rev for to arter af muslinger – hestemuslinger (*Modiolus modiolus*) og blåmuslinger (*Mytilus edulis*) (Dahl & Petersen 2018). Biogene rev af *hestemuslinger* er defineret som sammenhængende arealer på minimum 100 m² med en dækningsgrad på 20% hestemuslinger og skaller, hvoraf minimum 10% er levende muslinger og hovedsageligt består af muslinger, som er over 4 cm lange. Biogene rev af *blåmuslinger* er defineret som sammenhængende arealer på minimum 2500 m² med en gennemsnitlig dækningsgrad af blåmuslinger på minimum 30% og tilstedeværelse af mindst 3 kohorter af blåmuslinger. Der er ingen dansk definition af biogene rev af flad europæisk østers (*Ostrea edulis*).

Der er udpeget forekomster af biogene rev i en lang række af de danske marine Natura 2000-områder. Status for deres tilstand er i de fleste områder senest kortlagt i 2012-16. Der er dermed i kortlægningen ikke taget højde for definitionerne af biogene rev, og der er en del usikkerhed om de faktiske forekomster i Natura 2000-områderne, da muslingebanker må anses for at være fluktuerende over tid.

Naturtyper i Naturgenopretningsforordningen

EU Naturgenopretningsforordning, som er en del af EU's biodiversitetsstrategi, tager sigte på at sætte EU i stand til at starte genopretningen af økosystemer på grundlag af bindende mål og forpligtelser, som kan måles og overvåges. Forordningen baner vejen for en bred række økosystemer i EU, som skal genoprettes og opretholdes inden 2050 med målbare resultater senest i 2030 og 2040. De marine naturtyper, som er opført i bilaget til forordningen, er defineret bredt og omfatter mange økologisk forskellige undertyper. For marine levesteder er der defineret syv grupper, hvoraf

én af dem er muslingebanker (gruppe 3). For hver gruppe er der udvalgte flere naturtyper baseret på EUNIS naturtyper i forskellige økoregioner, hvoraf de relevante for danske forhold er Atlanterhavet (5 hovedtyper) og Østersøen (7 hovedtyper). EUNIS naturtyperne er ofte opdelt i undertyper, så der er potentielt mange naturtyper i spil.

I den atlantiske region er det i relation til aktiv naturgenopretning naturtyperne "Rev med toskallede bløddyr i atlantiske kystområder" (MA227), der primært består af banker af blåmuslinger på forskellige underlag, "Rev med toskallede bløddyr i atlantiske infralittorale områder" (MB222) der omfatter banker af flad europæisk østers og blåmusling samt "Rev med toskallede bløddyr i atlantiske circalittorale områder" (MC223) der især omhandler banker af hestemuslinger. I Østersø-regionen indgår der banker af blåmuslinger (både *M. edulis* og *M. trossulus*) og for de sydlige dele af Kattegat også hestemuslinger i 4 undertyper (MB231, MC231, MD231 og MD431) af de overordnede typer af skaldyrsbanker i Østersøen. Bankerne er i disse undertyper i høj grad domineret af blåmuslinger.

Økoregion	EUNIS Kode	Navn på naturtype	Nøglearter/karakteristika
Atlanterhavet	MA227	Rev med toskallede bløddyr i atlantiske kystområder	Banker af blåmuslinger (<i>Mytilus edulis</i>)
	MB222	Rev med toskallede bløddyr i atlantiske infralittorale områder	Banker af flad østers (<i>Ostrea edulis</i>) og blåmuslinger
	MC223	Rev med toskallede bløddyr i atlantiske circalittorale områder	Banker af hestemuslinger (<i>Modiolus modiolus</i>)
Østersøen	MB231	Rev med toskallede bløddyr i baltiske infralittorale områder	Banker af blåmuslinger (<i>Mytilus edulis/trossulus</i>)
	MC231	Rev med toskallede bløddyr i baltiske circalittorale områder	Banker af blåmuslinger og hestemuslinger (<i>Modiolus modiolus</i>)
	MD231	Blandet blødbund med toskallede bløddyr i baltiske infralittorale områder	Blåmuslinger (<i>Mytilus edulis</i>) dominerende på blødere bund
	MD431	Blandet blødbund med toskallede bløddyr i baltiske circalittorale områder	Blåmuslinger (<i>Mytilus edulis</i>) dominerende, evt. med indslag af hestemusling (<i>Modiolus modiolus</i>)

Tabel 1. Udvalgte relevante naturtyper fra bilaget til Naturgenopretningsforordningen.

Samlet omfatter biogene rev i denne sammenhæng udelukkende muslingebanker af arterne blåmusling, hestemusling og flad europæisk østers. Disse er vigtige habitater, som i flere sammenhænge er udpeget som beskyttelsesværdige eller som habitater, der skal genoprettes. Genopretning af muslinge- og østersbanker kan dermed betragtes som konkrete bidrag til EU Biodiversitetsstrategi og EU Habitatdirektivet.

Muslinge- og østersbanker

Som det fremgår af de mange EUNIS-hovedtyper og undertyper af skaldyrsbanker, forekommer de i mange forskellige former og versioner. Ikke bare som forskellige arter, men også indenfor den enkelte art - her især blåmuslinger. Her vil vi bruge termen muslingebanker som fælles begreb for sammenhængende forekomster af blåmuslinger, hestemuslinger og flad europæisk østers (heretter kaldet europæisk østers).

Blåmuslinger

Blåmuslinger (*Mytilus sp.*) har en verdensomspændende udbredelse og danner banker i et bredt geografisk udsnit i tempererede og subpolare områder fra Maine bugten på østkysten af USA og Middelhavet i Europa til Det Hvide Hav og langs Stillehavskyster fra Chile til Gulf of Alaska på vestkysten af USA. I alle disse regioner lever blåmuslinger på både sandede og klippefyldte kyster og forekommer i både tidevandsområder og områder med næsten ingen tidevand. Der er forskellige arter af *Mytilus sp.*, men i Danmark er bestanden domineret af *Mytilus edulis* med forekomster af *Mytilus trossolus* i Østersøområdet.

Blåmuslinger er en habitatdannende organisme, der kan være organiseret i mere eller mindre sammenhængende banker, ofte med mønstre inden for banken i form af mosaikker eller striber (se f.eks. van de Koppel m.fl., 2005). Blåmuslingebanker har en tendens til at være mere dynamiske end andre typer biogene rev, da rekrutteringen (Beukema & Dekker, 2005; McGroarty m.fl., 1990), den samlede biomasse (Beukema m.fl., 2010) og dækningsgrad (Wootton & Forester, 2013) kan variere meget over tid. Nogle af de mest undersøgte blåmuslingebanker findes i tidevandsområder i Vadehavet (Dijkema & van Tienen, 1989; Troost m.fl., 2022). Her kan blåmuslinger danne opragende banker i sribede mønstre, der ofte løber parallelt med kysten (Dankers & Zuidema, 1995; Khalaman m.fl., 2020; van de Koppel m.fl., 2005). Bankerne forekommer både i områder blotlagt ved ebbe og i de vedvarende vanddækkede områder. Blåmuslingebanker forekommer også som tydelige opragende banker i områder med mindre tidevandsamplitude, og er i Danmark foruden i Limfjorden såvel som andre områder med muslingefiskeri i nyere tid dokumenteret i f.eks. Norsminde Fjord og Kerteminde Fjord (Svane & Ompi, 1993) ligesom de forekommer i mange vandområder i henhold til det marine overvågningsprogram (NOVANA) og flere udpegede Natura 2000-områder. I Østersøen er der dokumenteret forekomster helt op til den vestlige del af den Finske Bugt (Díaz m.fl., 2015) og blåmuslinger kan i de centrale dele af Østersøen dominere hårdbundssamfundet fuldstændigt i visse områder (Jansson & Kautsky, 1977; Kautsky, 1982; Norling & Kautsky, 2008; Tedertgren & Kautsky, 1986), mens forekomsterne på bløde bunde er mere spredte.

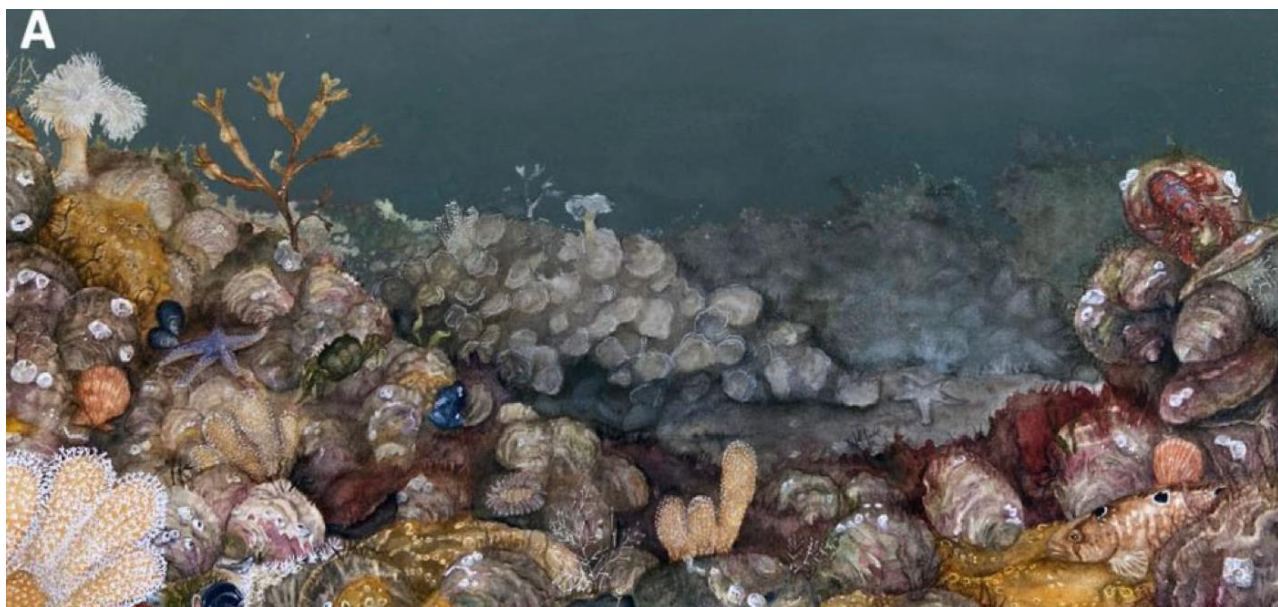
Som følge af den generelt dynamiske karakter af blåmuslingebanker, vil de enkelte banker som oftest have en kort levetid. I Vadehavet har en gennemsnitlig muslingebanke en levetid på 3,4 år i de områder, der blotlægges ved ebbe, mens bankerne bliver i gennemsnit 2,3 år i permanent vanddækkede områder (Troost m.fl., 2022; van der Meer m.fl., 2019). Analyser af data fra monitoringsprogrammet af muslingebestande i Limfjorden udført på faste stationer siden 1990'erne viser, at 48% af de nyetablerede banker overlevede den første vinter, 27% overlevede mindst to år, mens kun 10% overlevede mere end fem på hinanden følgende år (Johansson m.fl., 2024). Den korte levetid af banker i Limfjorden står i kontrast til udlagte banker i Vejle Fjord, hvor forsøg med naturgenopretning af banker udlagt siden 2020 har vist overlevelse af banker i +4 år (T. Banke pers. komm.).

Der findes dog også områder, hvor banker af blåmuslinger har været stabile i mange år. I Holland har adskillige store blåmuslingebanker således strakt sig over flere km² siden 1980'erne (Troost m.fl., 2021; Verhagen, 1983; Beukema m.fl., 2015; Khalaman m.fl., 2020). Også

i andre vandområder er der vist stabile forekomster som f.eks. i Loch Hyne, Irland, hvor muslingebanker har været dokumenteret i årtier (Little m.fl., 2024). Tilsvarende betragtes bankerne i Kerteminde Fjord og Norsminde Fjord som værende stabile (Dahl m.fl., 2018). Samlet set vil banker af blåmuslinger således ikke nødvendigvis være stabile i den forstand, at et givent punkt kan genbesøges år efter år og der vil være blåmuslinger i punktet. Til gengæld vil der i mange områder - også på mindre skala - være forekomst af blåmuslinger i bankestrukturer stabilt over flere år, når bankerne først er etablerede.

Europæisk østers

De nuværende forekomster af europæisk østers i Europa er kendetegnet ved, at de findes som spredte individer eller, sjældent, som tætte klumper dækkende kun få m² og omtales ofte som østersbanker. I et nyligt studie blev det konkluderet, at det naturligt forekommende "østersrev-økosystem" i Europa er kollapset på tre ud af fem kriterier, hvor de sidste to kriterier ikke kunne analyseres ordentligt, fordi det ene manglede datagrundlag og det andet ikke blev gennemført, da det allerede blev anset for at være kollapset (zu Ermgassen m.fl., 2025). Imidlertid har historiske kilder og data (zu Ermgassen m.fl., 2025 og referencer heri) bekræftet, at europæisk østers tidligere har haft betydelige forekomster og bidraget til dannelse af biogene rev i særligt de tempererede kystnære områder, hvor de dannede rev på adskillige hektar. Rev af europæisk østers er således blevet beskrevet som ækvivalent til koralrev, og har dannet tilsvarende opragende tredimensionelle strukturer, der strakte sig over mange km² både i de kystnære områder, men også i den sydlige del af Nordsøen ned til 80 m dybde. Østersrevene har i nogle områder ligefrem været så massive, at de udgjorde en fare for sejlads, hvilket skyldes, at østersene dannede komplekse vertikale strukturer bestående af flere lag, hvor de nederste lag var skaller og de øverste lag levende østers. Der er også rapporteret om relativ stor forekomst af østers af forskellig størrelse (Möbious, 1877), hvilket indikerer en høj grad af bundslåning af egne larver på revene.



Figur 1. En kunstners indtryk af et oprindeligt rev af europæisk østers baseret på historiske beskrivelser af revenes udformning og de tilknyttede arter afreporteret i Thurstan m.fl. (2024). Kilde: zu Ermgassen m.fl. (2025).

Hestemusling

I nyere tid er der i danske farvande hovedsageligt fundet mindre banker af hestemuslinger i Bælthavet, den sydlige del af Kattegat eller den nordlige del af Øresund mens der ikke er konkrete observationer af hestemuslingebanker i den danske del af Nordsøen og Skagerrak. Der er observeret hestemuslinger i Kattegat nordøst for Læsø, men disse gik sandsynligvis tabt i 1990'erne pga. ilt-svind, på Store Middelgrund (Dinesen, 1994; Dahl & Petersen, 2018) samt i Løgstør Bredning jf. udpegningsgrundet for Natura 2000-område N16.

I Bælthavet og Kattegat forekommer hestemuslinger typisk på vanddybder >14-15 m, men er fundet ned til ca. 200 m dybde i andre farvande så som ved Færøerne (Dinesen & Morton, 2014). Bankestrukturer bestående af hestemuslinger udgøres til dels af levende muslinger, der typisk er forankret med byssustråde til sten eller grus i sedimentet og eller andre hestemuslinger, og dels af skaller fra døde muslinger. Bankerne er kendetegnet ved store hestemuslinger med en ensartet størrelse og kun med en aldersklasse (kohorte), men der er blevet påvist et betydeligt antal små nedgravede hestemuslinger indenfor et område, hvor der i forvejen var store individer af hestemuslinger (Dahl m.fl, 2004). Hestemuslingebankerne er levested for en lang række arter, som også kan træffes på stenrev eller på mere grusede eller mudrede bundtyper (f.eks. ved Knähaken; Øresundsvandsamarbejdet, 2002). Et typisk samfund på en blandet bund med hestemuslinger, grus og sten er vist i figur 2.



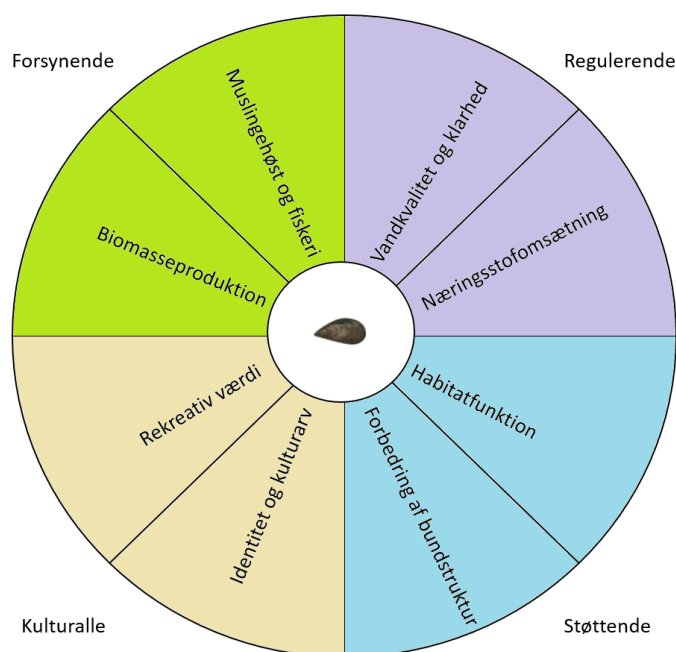
Figur 2. Skitse af et hestemuslingesamfund. Kilde: Dinesen 1994.

Hvorfor naturgenoprette muslinge- og østersbanker? Økosystemfunktioner og tjenester

Udover at være vigtige habitater i sig selv leverer muslingebanker også en række centrale økosystemtjenester (figur 3). Økosystemtjenester er de mange goder og funktioner, som naturen leverer til mennesker, og som er afgørende for vores overlevelse og livskvalitet (Costanza m.fl., 1997; MEA, 2005). De spænder fra rent drikkevand og fødevarer til klimaregulering og rekreative muligheder. Disse tjenester er ikke blot afgørende for menneskers sundhed og trivsel, men også for den globale og nationale økonomi og samfundets langsigtede bæredygtighed. (Daily m.fl., 1997.; MEA, 2005; Sukhdev m.fl., 2008). Økosystemtjenester sikres af økosystemernes underliggende funktioner, som opretholder afgørende processer for naturens sundhed og stabilitet (Loreau m.fl., 2001; Hooper m.fl., 2005). Disse funktioner, som bl.a. omfatter primær produktion, næringsstofkredsløb, nedbrydning, habitatdannelse og regulering af bestandsstørrelser er grundlæggende for økosystemer og dermed også for de tjenester, som økosystemerne leverer. Ifølge MEA (2005) kan økosystemtjenester inddeles i fire hovedkategorier:

1. **Regulerende tjenester** (De processer i naturen, der **regulerer miljøet**) – f.eks. klimaregulering, rensning af luft og vand og sygdomsregulering.
2. **Støttende tjenester** (De grundlæggende processer, der muliggør de andre tjenester) – f.eks. fotosyntese og næringsstofkredsløb.
3. **Forsynende tjenester** (De goder vi får direkte fra naturen) – f.eks. mad, drikkevand og medicinske ressourcer.
4. **Kulturelle tjenester** (De oplevelser, inspiration og rekreation man kan få fra naturen) – f.eks. æstetiske oplevelser, naturens rolle i kultur og mental sundhed.

At forstå sammenhængen mellem økosystemtjenester og -funktioner er centralt for at kunne beskytte og forvalte naturressourcer på en måde, der understøtter både miljømæssig og menneskelig bæredygtighed.



Figur 3. Eksempel på centrale økosystemtjenester fra muslingebanker. Se tabel 2 for nærmere beskrivelse.

Regulerende tjenester

Muslingebanker spiller en væsentlig rolle i reguleringen af marine økosystemer gennem en række centrale økosystemfunktioner. En af de vigtigste funktioner er, at muslingebanker fungerer som naturlige filtreringssystemer. Ved at filtrere store mængder vand for plankton og partikler påvirker muslingebankerne, især i lavvandede kystområder og fjorde, vandets klarhed og har en central funktion i transporten af organiske partikler og næringsstoffer fra vandsøjlen til havbunden. Dette er dokumenteret i talrige studier og er i danske farvande bl.a. demonstreret i f.eks. Limfjorden (Dolmer 2000; Petersen m.fl., 2013). Denne filtrerende funktion understøtter klarere vand, sundere habitater og bedre betingelser for andre marine organismer som bentisk vegetation.

En anden vigtig funktion ved muslingebanker er reguleringen af næringsstofkredsløbet. Partikler filtreret ud af vandsøjlen i muslingebankerne resulterer i en immobilisering af næringsstoffer. Immobiliseringen sker enten gennem direkte deponering i vævet eller ved mikrobiel omsætning i sedimentet, som stimuleres indenfor muslingebankerne (se f.eks. Petersen m.fl., 2019 for oversigt). Effekten er bestemt af lokale forhold og specielt af sedimentforholdene, men reduktionen i tilgængeligheden af næringsstoffer har stor betydning for det lavvandede, kystnære miljø.

Endelig bidrager muslingebanker til kystbeskyttelse ved at dæmpe bølgeenergi og reducere erosion (se f.eks. Donker m.fl., 2013; Hoffmann m.fl., 2023). Deres fysiske struktur fungerer som en naturlig barriere, der beskytter kyster mod stormflod og havspejlsstigning. Disse regulerende tjenester gør biogene rev til en nøglekomponent i både økologisk og samfundsmæssig hensigt i kystnære områder.

Støttende tjenester

Muslingebanker bidrager med en række støttende økosystemtjenester, som er afgørende for økosystemets overordnede sundhed og funktion. Disse tjenester danner grundlaget for mange af de regulerende, forsynende og kulturelle tjenester, som det marine miljø tilbyder.

Den vigtigste støttende funktion er, at muslingebanker skaber tredimensionelle og strukturelt komplekse levesteder, der øger den fysiske heterogenitet på havbunden og skaber betingelser for en unik biodiversitet (Commito m.fl., 2000; Gutiérrez m.fl., 2003). Dette bidrager til at øge artsrigdommen ved at tilbyde føde, skjulesteder, yngleområder og substrat for en bred vifte af marine organismer. Muslingebanker understøtter en specifik biodiversitet af bundlevende organismer, herunder epifytisk vegetation og en lang række bentiske organismer som søpunge, hydroider, svampedyr, krebsdyr, børsteorme, snegle osv. og understøtter dermed højere trofiske niveauer som fisk, havpattedyr og fugle. Derudover skaber bankerne betingelser for økologisk nicheopdeling og funktionel diversitet, hvilket styrker modstandsdygtigheden i det omgivende økosystem over for miljømæssige forandringer og forstyrrelser (van de Koppel m.fl., 2008; Koivisto m.fl., 2010). Viden om de særlige levesteder skabt af muslingebanker fremgår også af de historiske kilder. Således har Möbius (1877) rapporteret, at han på to østersindivider fandt hhv. 104 og 221 dyr af tre forskellige arter. Historisk har østersrevene i høj grad understøttet en lang række af andre mobile arter som f.eks. krabber, søstjerner, snegle, orme, søpindsvin osv. som lever mellem fordybningerne og hulningerne på østersrevene (figur 1, for detaljer se tabel S1 i Thurstan m.fl., 2024). I begyndelsen af forrige århundrede navngav den danske biolog C.G.J. Petersen forskellige bundtyper ud fra de dominerende dyrearter. Et særligt "*modiola*-paafauna" er således hestemuslingebanker som særligt fandtes i de dybere og mere saltholdige danske farvande og oftest på *Echinocardium-filiformis*-samfundet (Petersen 1918). Mængden af dyr tilknyttet "*modiola*-paafauna" er således meget højere per m² end andre bundtype-samfund. Muslingebanker som habitat er således i

meget omfattende grad dokumenteret og er grunden til, at de udpeget som naturtype i f.eks. Habitattdirektivet og bilaget til Naturgenopretningsforordningen.

Forsynende tjenester

Forsynende økosystemtjenester spiller en central rolle i både naturlige økologiske processer og for mennesker. Det omfatter de direkte ressourcer, som økosystemerne producerer og som kan høstes. For muslingearter er det den direkte fødeværdi for mennesker, som især har været i fokus. Muslinger og østers har historisk haft stor betydning for kystnære samfund, hvor de har udgjort en væsentlig fødevarekilde og dannet grundlaget for kystøkonomier gennem kommercielt og rekreativt fiskeri (Grabowski 2012; Hancock & zu Ermgassen, 2018; Smith m.fl., 2023). Særligt i Limfjorden har fiskeriet været intensivt i årtier, men der er og har også været fiskeri af muslinger i Vadehavet, langs den jyske østkyst og i Isefjord.

Regulerende
• <u>Vandkvalitet og klarhed</u>: Muslinger filtrerer store mængder vand, hvorved de fjerner partikler og forbedrer sigtbarheden.
• <u>Immobilisering/reduktion af næringsstoffer</u>: Skaldyrsbanker bidrager til reduceret kvælstof og fosfor i vandet, enten via binding i biomassen i den produktive periode eller ved fremme af denitrifikation.
• <u>Beskyttelse mod erosion og bølgeenergi</u>: Revstrukturer kan reducere bølgeenergi og erosion, men effekten er sekundær og betinget af revets størrelse.
Støttende
• <u>Habitatfunktion</u>: De fungerer som vigtige fødesøgningsområder, levesteder og ynglepladser for mange fisk og hvirvelløse arter og bidrager dermed til øget biodiversitet.
• <u>Forbedring af bundstruktur</u>: Skaldyrsbanker stabiliserer sediment og øger den fysiske kompleksitet af havbunden.
Forsynende
• <u>Muslingehøst og fiskeri</u>: Historisk har muslinger været en væsentlig ressource, og der er stadig potentiale for udnyttelse.
• <u>Biomasseproduktion</u>: Biogene rev udgør fødegrundlag for en række arter, herunder fugle og bundlevende rovdyr.
Kulturelle
• <u>Rekreativ værdi</u>: Områder med muslingebanker tiltrækker lystfiskere, dykkere og turister.
• <u>Identitet og kulturarv</u>: Muslingebanker har historisk haft betydning i danske kystsamfund og er stadig del af den kulturelle identitet.
• <u>Pædagogisk værdi</u>: Muslingebanker kan anvendes i undervisning og bidrager til øget ocean literacy.

Tabel 2. Oversigt over centrale økosystemtjenester og funktioner fra biogene rev.

Et centralt dilemma i forbindelse med naturgenopretning er, hvorvidt naturgenopretning er foreneligt med fiskeri af muslinger. På den ene side kan der argumenteres for, at en bæredygtig udnyttelse kan være forenelig med naturbeskyttelse, særligt når fiskeriet/indsamlingen foregår med skånsomme metoder og inden for en adaptiv forvaltningsramme, som det er tilfældet i USA i forbindelse med naturgenopretning (restoration) af banker af østers (*Crassostrea virginica*, Marquardt

m.fl., 2025). På den anden side peger flere studier på, at selv lavintensiv udnyttelse kan kompromittere de strukturelle og funktionelle egenskaber ved nyetablerede rev, som ofte er særligt sårbare i de tidlige udviklingsstadier (Farinas-Franco & Roberts, 2014). Der er på nuværende tidspunkt internationalt set ikke etableret konsensus om, hvorvidt fiskeri bør tillades i genoprettede revområder, hvilket understreger behovet for udvikling af klare retningslinjer, der kan understøtte en afbalanceret tilgang mellem bevaringshensyn og udnyttelsen af marine økosystemers forsynde tjenester.

Ud over deres direkte værdi for mennesker, bidrager muslingebankernes biomasseproduktion også til fødenettet i det marine miljø. Revstrukturene fungerer som opvækstområder og fødekamre for en bred vifte af arter.

Kulturelle tjenester

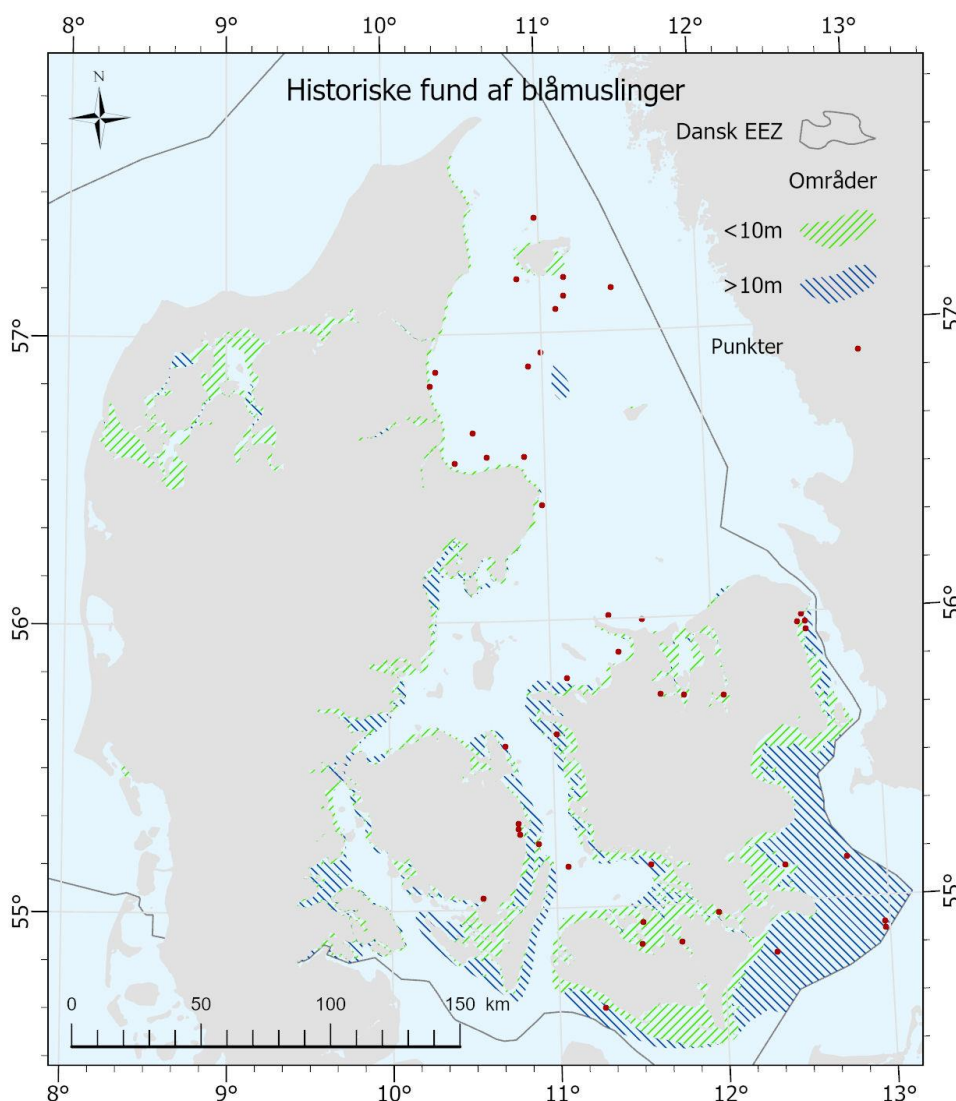
Kulturelle økosystemtjenester dækker over de oplevelsesmæssige, æstetiske og sociale værdier og fordele, som mennesker opnår fra naturen. Muslingebanker spiller en vigtig rolle i denne sammenhæng ved at tilbyde rekreative muligheder, fremme lokal identitet og bidrage til samfundets forhold til havmiljøet (Michaelis m.fl., 2021). Muslingebanker tiltrækker blandt andet lystfiskere, fritidsdykkere og naturelskere. Disse aktiviteter har ikke kun rekreativ værdi men også økonomisk betydning for kystsamfund gennem turisme og serviceerhverv (Puri m.fl., 2021). Derudover er muslingebanker dybt forankret i den kulturelle og historiske identitet i mange danske kystsamfund, hvor der f.eks. afholdes skaldyrsfestivaler, østerssafarier og andre lignende events. Muslingebanker har også stor pædagogisk værdi. De kan være udgangspunkt for læringsmiljøer, hvor studerende og skolebørn kan få direkte indsigt i marine økosystemers dynamik, biodiversitet og sårbarhed f.eks. i projekter som ROMUS i Roskilde fjord (https://nationalparkskioldungernesland.dk/projekter/muslingerev-i-roskilde-fjord?utm_source=chatgpt.com). Samlet set understøtter de kulturelle tjenester fra muslingebanker både menneskets mentale velvære, sociale relationer og vores forståelse for havet.

Historisk udbredelse af muslinge- og østersbanker i danske farvande

Der findes historisk dokumentation for udbredelsen af muslingebanker af forskellige arter i danske farvande. Disse data stammer fra fiskeriregistre, gamle kort og andre arkivalier som tilsammen vidner om tidligere tiders betydelige forekomster fra før eutrofieringen af det danske havmiljø. Disse kilder demonstrerer en anseelig udbredelse af muslingebanker og et stort potentiale for restaurering og genopretning heraf.

Blåmusling

Der findes ganske få kilder med egentlige kortoptegnelser af forekomster af blåmuslinger (Petersen 1893, Petersen 1913), mens der findes adskillige kilder, der angiver navne på fjorde og områder, hvor blåmuslingerne forekom i større tætheder, ligesom der også rapporteres om områder, hvor der stort set ikke er forekommet blåmuslinger.



Figur 4. Historisk forekomster af blåmuslinger. Punkter repræsenterer konkrete afrapporteret lokaliteter (Petersen 1893, Petersen 1913), mens de skravet områder repræsenterer større områder (Petersen 1893; 1913; 1918; Mortensen & Strubberg 1935; Blegvad 1944; van Deurs m.fl., 1947; Thorson 1968; Rasmussen 1973), hvor blåmuslingebanker har været almindelig. Disse er adskilt i områder med vanddybder <10 m (grønne) og >10 m (blå). Se desuden tabel 3 for yderligere information.

Baseret på de historiske kilder, kan Danmark opdeles i områder inden- og udenfor Skagen. Fra Skagen til Vadehavet fandtes der stort set ikke blåmuslingebanker (Blegvad 1944), mens farvande indenfor Skagen og fjordene var kendetegnet ved tætte forekomster af blåmuslinger i ikke-eksponerede områder fra strandkanten og ud til omkring 10 m (Petersen 1893; 1913; 1918; Mortensen & Strubberg 1935; Blegvad 1944; van Deurs m.fl., 1947; Thorson 1968; Rasmussen 1973). I disse områder dannede blåmuslingerne ofte et særskilt habitat, hvor de forekom i tætheder på 4-20 kg m⁻² (Petersen 1918, Thorson 1968), mens tætheder på 1-2 kg m⁻² er blevet observeret for strømfyldte områder med vanddybder på <2 m (Muus 1967). I Vadehavet kunne blåmuslingebanker have tætheder på helt op til 75 kg m⁻² (Thorson 1968). I områderne indenfor Skagen var blåmuslingebanker ”i Kattegat nærmest at betragte som sjældenheder”, da de kun er fundet på få stationer i selve Kattegat (<10 stationer) på større vanddybder og hovedsageligt som enkeltindivider (Petersen 1893), mens blåmuslingebanker var almindeligt forekommende i de dele af Kattegat, der ligger ud for de jyske fjorde, hvor forholdene nærmede sig forholdene i fjordene med lavere vanddybder og rig forekomst af ålegræs (Petersen 1893). I Østersøen var forekomster af blåmuslingebanker almindelige helt ned til omkring 40 m dybde (Petersen 1893, Thorson 1968).

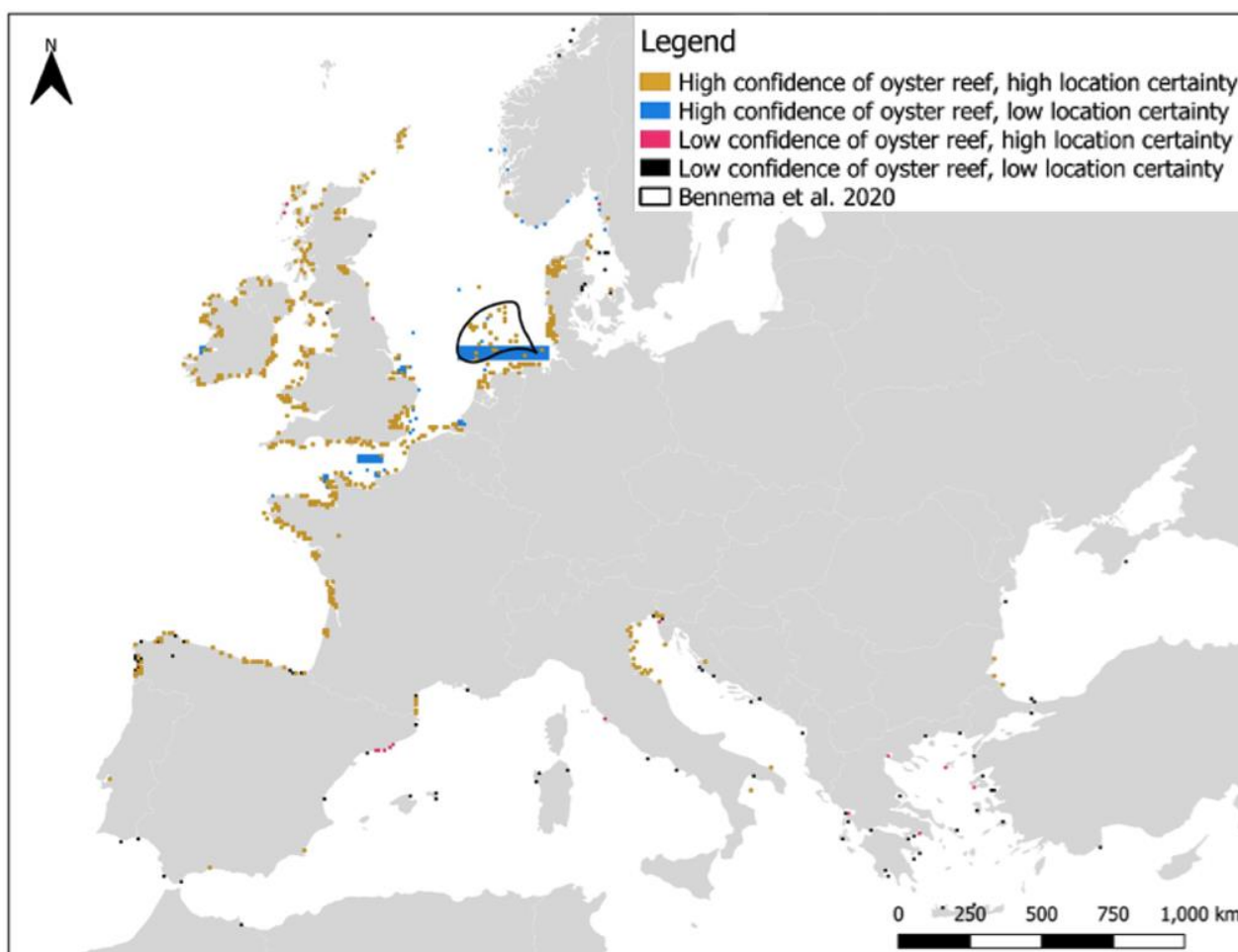
Beskrivelsen af forekomst/manglende forekomst	Stedspecifik lokalitet	Reference
Generelle lokaliteter		
Der er næppe en eneste saltfjord eller vig i Danmark, hvor denne musling ikke findes i større mængde.		Petersen 1893
Findes i alle danske farvande, lige fra kysten ud til 30-40 meters dybde.		Blegvad 1935
Paafaunart ... forekommer hovedsageligt kun inden for <i>Macoma</i> -Samfundets Omraade. <i>Macoma</i> -Samfundet ved alle vores sydlige Kyster i Østersøen. Lavendeområder og i fjordene jf. tilhørende kort		Petersen 1918
Fra stranden og ud til 7-8 m dybde, i Østersøen enddog ned til 40 m dybde vil man på beskyttede steder næsten overalt i vore farvande finde tætte blåmuslingebestande, der danner en epifauna for sig	Østersøen	Thorson 1968
<i>Mytilus edulis</i> og <i>Cardium edule</i> , der begge vrirle i vore fjorde	Danske fjorde	Petersen 1893
Actual mussel banks were only found along the narrow entrance to estuaries and lagoons at station 9, 11 and 12... with up to 2-3 kg/m2. Localities are almost everywhere <2 m.	Ajstrup Bugt, Kysing Fjord, Nærå Strand	Muus 1967
I Danmark fiskes blaamuslinger særlig i Lillebælt med tilslødende fjorde	Tilstødende fjorde til Lillebælt	Petersen 1893
Hvor brændingen er stærk f.eks. paa Vestkysten af Jylland fra Skagen til Blaavand, findes <u>ingen</u> muslinger.	Vestkysten fra Skage til Blaavand	Blegvad 1935
Kattegat		
Jyllands kyst fra Hals og ned til Djursland, paa 4 steder i Aalborgbugten, 2 gange ved sjællands odde og 3 gange i det øvrige Kattegat rimeligvis hidrørende fra Drivtang.	Langs Jyllands kyst fra Hals og ned til Djursland, Aalborgbugten og Sjællands	Petersen 1893
Den findes i Kattegathavene og umiddelbart ved kysterne helst mellem stenene i landingen og ud til ca. 3-5 favne.	Kattegat	Petersen 1893
<i>Mytilus edulis</i> ere i Kattegat nærmest at betragte som sjældenheder. Kun fundet uden for de jyske fjorde	Tæt ved de jyske fjorde	Petersen 1893
Jyske fjorde		
I Mariagerfjord er der fisket blaamuslinger til foder og gødning	Mariagerfjord	van Deurs m.fl. 1947
store muslingeforekomster i de Østjyske fjorde	Østjyske fjorde	Blegvad 1935
I Danmark fiskes blaamuslinger særlig i Limfjorden	Limfjorden	Petersen 1893
Limfjorden er dog det sted hvor blaamuslingen når sin største udbredelse. Dybderne er de fleste steder kun 4-6 meter og saltholdigheden 28%	Limfjorden	Blegvad 1935
Delområder i Limfjorden		
1910 da fisker i Aggersund i Limfjorden begynte at levere muslinger	Aggersund - Limfjorden	Blegvad 1935
Muslingefiskeriet til Agn begyndte i skive Fjord i Limfjorden, hvor der dagligt blev fisket ca. 30 tons.	Skive fjord - Limfjorden	Blegvad 1935
Dette resulterede i at man også i Hvalpsund, paa Jegindø og flere andre steder i Limfjorden gav sig til at fiske muslinger.	Hvalpsund, paa Jegindø og flere andre steder i Limfjorden	Blegvad 1935
I de senere år er det navnlig i Thisted Bredning, at fiskeriet efter muslinger til Agn har fundet sted.	Thisted Bredning	Blegvad 1935
Vadehavet		
Desuden findes der store muslingeforekomster ved Esbjerg.	Vadehavet	Blegvad 1935
I Vadehavet når de deres ypperste udfoldelse med pletvist op til 75 kg/m2	Vadehavet	Thorson 1968
Bæltet og Østersøen		
Kommer man derimod ned i Østersøen f.eks. mellem Sjælland og Bornholm, mangler den kun i de færreste skrabiner: jeg har saaledes syd for Møen taget den i mængder paa 10 favne i det aabne hav paa sandbund med rødalger, og den lever der ud til over 20 favnes dybde,	Syd for Møen ud til over 20 favnes dybde	Petersen 1893
Den findes til langt øst for Bornholm	Øst for bornholm	Petersen 1893
Desuden findes der store muslingeforekomster i Holbæk fjord	Holbæk Fjord	Blegvad 1935
...the mussels then (about 1870) sold in the streets of Copenhagen originated for the Holbæk Fjord.	Holbæk Fjord	Rasmussen 1973 (Ref. til Mörch 1871)
I Danmark fiskes blaamuslinger særlig i Lillebælt	Lillebælt	van Deurs m.fl. 1947
I Danmark fiskes blaamuslinger særlig og i Isefjorden.	Isefjord	Petersen 1893
Station 5 og 6 ved Sletten havn	Øresund	Petersen 1913
Station 3b	Farø	Petersen 1913
Eksampel på en Paafuna af (Blåmuslinger) <i>Mytilus edulis</i> paa <i>Macoma baltica</i> samfundet (tavle X)	Nyborg Fjord	Petersen 1918
Svendborg Sund	Svendborg Sund	Petersen 1913

Tabel 3. Rapportering af tætte forekomster af blåmuslinger, blåmuslingebanker eller fiskeri efter blåmuslinger i historiske kilder.

De historiske kilder viser således, at blåmuslingebanker var et almindeligt habitat i fjorde og i kystnære områder på lavere vanddybder (<10 m) samt i Vadehavet. Blåmuslingebanker var i det åbne Kattegat sjældne på vanddybder >10 m, på nær i umiddelbar nærhed af fjorde og var ikke almindelig langs den jyske vestkyst. I Østersøen forekom de imidlertid også på større vanddybder. Denne information er sammenfattet i figur 4, som viser den historiske udbredelse af blåmuslinger i Danmark fra omkring 1850 og frem til 1940'erne samt i tabel 3, hvor specifikke områder er angivet.

Europæisk østers

I et studie fra 2024 (Thurstan m.fl., 2024) blev der indsamlet >1600 optegnelser omfattende en tidsperiode på 350 år, som har muliggjort at skabe et kort over den historiske udbredelse af østersrev/banker i Europa med en opløsning på 10 km² (figur 5). Studiet dokumenterer store forekomster af østers langs kysterne i Frankrig, Danmark, Irland og Storbritannien. På trods af, at data om geografisk udbredelse kun var tilgængelige fra 26% af lokaliteterne, viser studiet, at der samlet har været >1,7 millioner hektar østersbanker i de europæiske farvande (median bankestørrelse = 29,9 ha, spændvidde 0,01-1.536.000 ha). Østersbanker har således været udbredt i europæiske farvande og i høj grad langs de danske kyster, men er over tid forsvundet fra de fleste europæiske farvande, herunder de danske, og der er således brug for genetablering af disse tabte habitater.

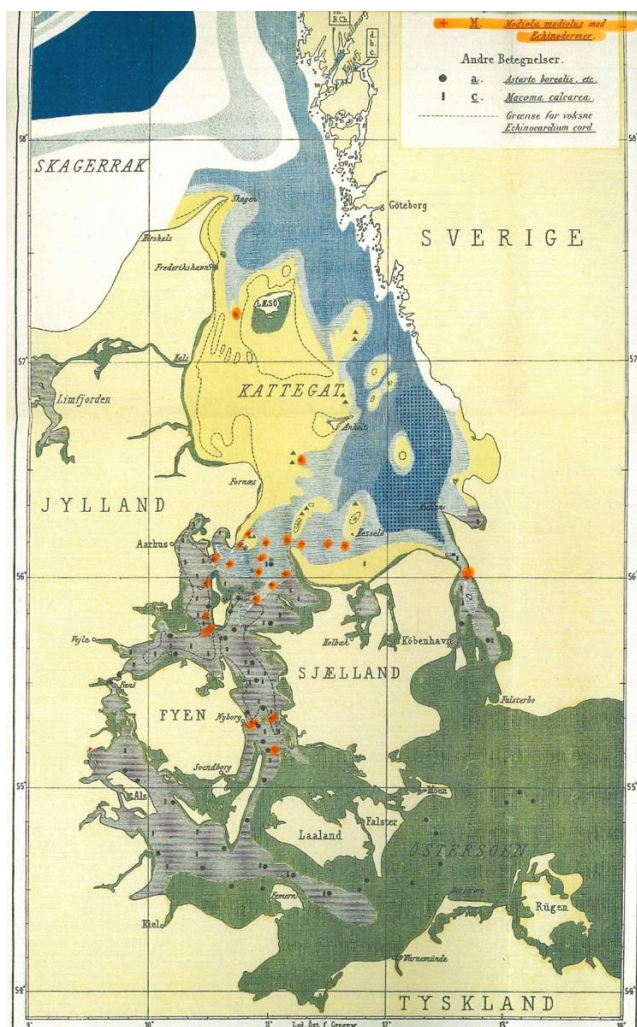


Figur 5. Lokaliteter i Europa, hvor revforekomster af europæisk østers er blevet identificeret til 10 km²-gids ud fra historiske kilder og inddelt i forhold hvor sikkerheden af at østersrevene har eksisteret samt deres lokalitet. Kilde Thurstan m.fl., 2024.

Hestemusling

Ifølge Petersen (1889; 1918) var hestemuslingens yndlingsopholdssted det sydlige Kattegat, syd for Anholt, hvor den blev fundet hyppigt og i store mængder typisk på vanddybder på 5-30 m. Derudover observerede Petersen dem i de sydligste og dybe dele af Aalbækbugten, sydlige del af Læsø Rende, Grundene ved Læsø Trindel, i Øresund, i området omkring Samsø, Storebælt, Langelandsbæltet og ind i Svendborgsund samt i Lillebælt indtil omkring Middelfart. Den levede desuden i Odense Fjord og den vestlige del af Limfjorden på vanddybder <1 m.

De historiske kilder viser således, at hestemuslingebanker med overvejende sand-synlighed har været mere almindelige end de er nu, men at de også historisk hovedsageligt er fundet på de dybere vanddybder i Kattegat, Bælthavet og Øresund (figur 6) samt i mindre omfang i Limfjorden. Den primære begrænsning for kvantificering af tab af hestemuslingebanker er, at de i meget ringe grad monitoreres i de nationale overvågningsprogrammer. For den danske del af Nord-søen er der stort set ingen historiske kilder, ligesom de nuværende hestemuslingeforekomster generelt er ukendte i området.



Figur 6. Historiske forekomster af hestemuslingebanker (*Modiola modiolus*) i de indre danske farvande (markeret med orange). Forekomsten af hestemuslingebanker forekommer hovedsageligt på *Echino-cardium-filiformis*-samfundet (Petersen 1918).

Udvikling i muslinge- og østersbestande

Det er alment kendt, at bestande af europæisk østers som følge af fiskeri, habitatødelæggelse og introduktion af parasitten *Bonamia ostrea* er blevet stærkt reduceret de seneste 100-150 år. Europæisk østers optræder derfor på OSPAR og HELCOM's lister over truede arter. Det er ligeledes blevet beskrevet, hvordan bestande af hestemusling som følge af fiskeripåvirkning – ikke som målorganisme – og forringede miljøbetingelser også har en stærkt reduceret udbredelse. Hestemuslingen vurderes som værende truet og i tilbagegang, både som art og habitat, i alle OSPAR's regioner (I-V) i Nordøstatlanten og tilstødende farvande, (jf. OSPAR List of Threatened and/or Declining Species and Habitats, OSPAR Commission 2008; OSPAR Commission 2016). Desuden vurderes hestemusling som værende sårbar under HELCOM's rød-liste over arter i Østersøregionen (Red List of Benthic Invertebrates, Helsinki Commission 2013).

Blåmuslingen, som er en opportunistisk art, der ofte trives under eutrofierede betingelser, er ikke på samme måde generelt blevet anset for at være en truet skaldyrsart. Men udviklingstendenser indikerer, at også bestande af blåmuslinger oplever kraftige tilbagegange. Således er naturtypen "1170" vurderet som værende sårbar under HELCOM's rød-liste over biotoper i Østersøregionen (Red List of Biotope Complexes, Helsinki Commission 2013). Derudover er blåmuslinger vurderet som værende truede og i tilbagegang i tidevandsområder i to af OSPAR's regioner (II-III) som habitat.

Blåmusling

Internationale tendenser

Europæiske blåmuslingebanker er reduceret med omkring 50% i løbet af de sidste 50 år med enkelte lokale modsatrettede tendenser, hvor fiskeriet er stoppet eller levesteder er blevet genoprettet (OSPAR, 2008; Gubbay m.fl., 2016; Troost m.fl., 2019). Flere (kombinerede) presfaktorer som fiskeri, manglende rekruttering, klimaændringer og her især opvarmning, eutrofiering og øget prædation er årsagen til disse tilbagegange (Beukema & Dekker, 2007; Petraitis & Dudgeon, 2020; Baden m.fl., 2021). Muslingebanker er derfor opført som "truede" i delvist vanddækkede områder (intertidal) og "næsten truede" i permanent banddækkede områder (subtidal) på den europæiske rød-liste over marine levesteder (Gubbay m.fl., 2016).

I Gulf of Alaska blev der registreret et fald på 84% i tæthed af voksne blåmuslinger mellem 2006 og 2013 hovedsageligt på grund af dødelighed blandt voksne (Bodkin m.fl., 2018). En pludselig rekruttering fandt sted i 2015 og reducerede faldet til 41% af den oprindelige tæthed (Bodkin m.fl., 2018). I Gulf of Maine har der i bestande af blåmuslinger mellem 1977-2017 været et fald på omkring 6% i tidevandsområdet (Sorte m.fl., 2017). Rekrutteringssuccesen faldt med ca. 16% på grund af stigende overfladetemperaturer i havet (Petraitis & Dudgeon, 2020). I Nova Scotia førte en usædvanlig kold vinter i 2023 til den næsten fuldstændige forsvinden af littorale blåmuslingebanker, hvilket illustrerer de nordlige bestandenes sårbarhed over for ekstreme klimatiske begivenheder (Cameron m.fl., 2023).

I Storbritannien afslørede langtidsovervågning på 128 tidevandsområder mellem 2000-2020 betydelige fald i blåmuslingebestandene på 18 lokaliteter, og kun på to lokaliteter øgedes bestandene (McCabe & Kiera, 2022). I Exe-flodmundingen (England) skrumpede muslingebankeområdet med 24% mellem 1976-1983 på grund af manglende rekruttering (McGrorty m.fl., 1990). I Dornoch Firth (Skotland) skete der et fald på 99,5% af voksne blåmuslinger mellem 2010-2016 forårsaget af gentagen dårlig rekrutteringssucces (Moffat m.fl., 2020). Derimod steg bestanden i Loch Hyne (Irland) fra 1995 til 2005 i løbet af køligere vintre, men faldt efter 2005 på grund af eutrofiering og øget bølgeaktivitet (Little m.fl., 2024).

Nogle undersøgelser på den Iberiske Halvø rapporterer fald i perioden 2005-2019 i større størrelsesklasser på grund af f.eks. fiskeri (Veiga m.fl., 2020; Rius & Cabral, 2004), mens andre finder stabile bestande (Bertocci m.fl., 2012). Der er rapporter om massedødelighed af blåmuslinger langs den franske Atlanterhavs-kyst på grund af hybridisering, forhøjede havoverflade-temperaturer, prædationstryk og patogener (Benabdelmouna & Ledu, 2016; Lupo m.fl., 2021). Langs de franske dele af Den Engelske Kanal er bestande af blåmuslinger reduceret mellem 1979-1994 (Davoult m.fl., 1998). Ved Boulogne-sur-Mer opstod der således efter flere hede-bølger i 2018 massedødelighed, hvilket førte til et fald i bestanden på 50-60% (Seuront m.fl., 2019).

Ved den nordlige grænse for blåmuslingens udbredelse faldt tætheden af blåmuslinger i Ruslands Kolabugten med 55-99% mellem 1960-1971 og har stabiliseret sig siden (Marchenko m.fl., 2023). Omvendt har opvarmede arktiske farvande gjort det muligt for blåmuslinger at etablere sig på tidevandskysterne ved Svalbard siden 2000 med årlig rekruttering siden (Leopold m.fl., 2019). Ligeledes i blev der ved Tvärminne i Finland observeret en stor stigning i bestanden af *Mytilus trossulus* mellem 1995-1998. Der kan således være sket et skift i udbredelsesområde mod polerne i takt med, at de arktiske områder opvarmes (Westerbom m.fl., 2019).

I den hollandske og tyske Nordsø- og Vadehavsregion har muslingebankerne gennemgået store forandringer i løbet af de sidste årtier. I de vedvarende vanddækkede (subtidal) hollandske Schelde-områder forekommer blåmuslinger siden 1980'erne hovedsageligt i blandede bestande sammen med den invasive stillehavsøsters (*Magallana gigas*) (Troost m.fl., 2021). Disse blandede banker er i tilbagegang i Oosterschelde, mens de er forblevet stabile i Westerschelde (Troost m.fl., 2019, 2021). I den vestlige del af det hollandske Vadehav øgedes de permanente vanddækkede blåmuslingebestande med 278% fra 1992-2016 om end med store år-til-år variationer (Troost m.fl., 2019). Den samlede hollandske littorale bestand af blåmuslinger faldt med 95% mellem 1970-1990 på grund af fiskeri, manglende rekruttering og bølgeforstyrrelser (Dijkema & Van Tienen, 1989; Higler m.fl., 1998; Brinkman m.fl., 2002; Dankers m.fl., 2003). Yderligere tab på 60% fandt sted i Balgzand-området mellem 1997-2007, da milde vintre og prædation forårsagede manglende rekruttering (Beukema & Dekker, 2007). Et fiskeristop i tidevandszonen muliggjorde genopretning, og bestandene steg med 210% fra 1995-2013 og yderligere 240% fra 2014-2020, selvom den årlige variation fortsat er høj (Ens m.fl., 2004; Folmer m.fl., 2017; Troost m.fl., 2021; van der Meer m.fl., 2019). I det tyske Vadehav forsvandt bestanden af blåmuslinger i tidevandsregionen i Niedersachsen næsten i 1996 (Herlyn & Millat, 2000). Faldet på 95% af udbredelsen og 96% af biomassen sammenlignet med 1991 var tæt knyttet til fiskeri af muslingeyngel (Herlyn & Millat, 2000). Området oplevede derefter yderligere et tab på 60% i arealdækning og en reduktion på 92% i biomasse mellem 1999 og 2005, hvorimod bestandene i Slesvig-Holsten var stabile fra 1989 til 2002 (Folmer m.fl., 2017). I 2013 var der kun områder med bestande blandet med stillehavsøsters tilbage, men det samlede areal med blandede bestande var vokset med 80% (Folmer m.fl., 2017).

I Østersøen faldt rekrutteringen af *M. trossulus* i Kiel- og Lübeck-bugten markant mellem 2005 og 2015 (Franz m.fl., 2019). Langs Sveriges østkyst er biomasse og skalstørrelse faldet siden 1993 på grund af opvarmning, lavt saltindhold og eutrofiering (Liénart m.fl., 2021). På den svenske vestkyst forsvandt blåmuslingerne mellem 1980-2000 på grund af kronisk rekrutterings-svigt, en tendens der blev forstærket med massedødelighed i 2007 og 2009 i f.eks. Koljö-fjorden (Baden m.fl., 2021). I Kattegat fortsatte bestandene af blåmuslinger med at falde frem til 2021 og blev i 2018 opført som sårbare af Norsk Informationssenter for Biodiversitet (Andersen m.fl., 2017; Frigstad m.fl., 2018; Baden m.fl., 2021).

Der er i ovenstående givet en fremstilling af den internationale litteratur på området. Selvom der ikke er fuldstændigt entydige udviklingsmønstre i alle områder, så er det dog en generel tendens (se tabel 4), at undersøgte bestande af blåmuslinger viser en tendens til fald i udbredelse og biomasse. De refererede undersøgelser er i vid udstrækning fokuserede på kendte bestande og undersøgelserne vil derfor i mange farvande være fokuserede på særligt udvalgte

områder eller bestande. Årsagerne til de observerede tendenser er flere og ikke ens mellem de forskellige undersøgelser, men peger på en udvikling, der f.eks. har resulteret i vurderinger fra HELCOM og OSPAR.

Kontinent	Land	Område	1960	1970	1980	1990	2000	2010	2020
Nordamerika	USA	Gulf of Alaska							
		Gulf of Maine							
	Canada	Nova Scotia							
Europa	Europa								
	Storbritannien								
	Irland	Loch Hyne							
		Iberiske havø							
	Frankrig								
	Holland	Vadehavet I*							
		Vadehavet S*							
		Schelde							
	Tyskland	Vadehavet							
		Østersøen							
	Danmark								
	Sverige								
	Norge	Østersøen							
		Svalbard							
	Finland	Tvärminne							
	Rusland	Kolabugten							

Legend

- ingen informationer
- kollaps
- faldende
- stabilt
- genopretning
- stigende

I* = intertidal, S* = subtidal

Tabel 4. Generelle udviklingstendenser i forskellige dele af blåmuslingernes udbredelsesområde.

Udvikling i Danmark

Med henblik på at vurdere udviklingen af bestande af blåmuslinger i danske farvande blev der gennemført en analyse af tendenser i udvikling af forekomst og biomasse af blåmuslinger med udgangspunkt i henholdsvis DTU Aquas data og data indsamlet i NOVANA-programmet. Udgangspunktet for analysen i Limfjorden er data indsamlet af DTU Aqua til bestandsvurderinger af muslingebestande siden 1993 (Kristensen & Hoffman, 2004; Nielsen m.fl., 2021). For at få et bredere nationalt perspektiv blev data fra DTU Aquas undersøgelser suppleret med data indsamlet i NOVANA-programmet (figur 7). Hvor der i DTU Aquas undersøgelser er anvendt en nedskaleret skraber, anvendes der i NOVANA-programmet HAPS, van Veen-grab og smørstik i henhold til de tekniske anvisninger. Der blev udvalgt stationer, hvor muslinger forekom hyppigt i perioden 1980-2024. Forekomst af hver taxa blev noteret, og hvor det var muligt, blev biomassen (AFDM) beregnet. For at sammenligne prøver med forskelligt overfladeareal blev muslingetæthed og biomassen pr. m² beregnet.

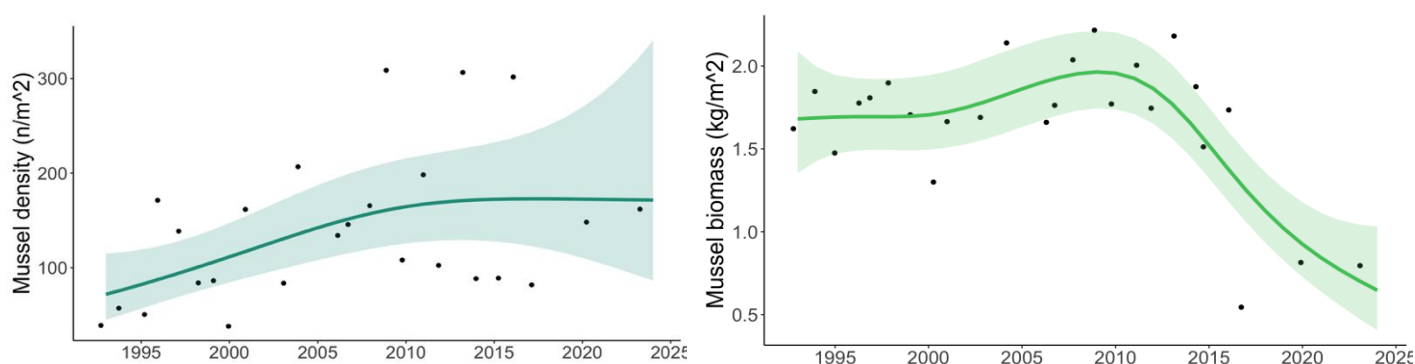
GAM-modeller blev brugt til at vurdere, om tendenserne i de to forskellige datasæt for gennemsnitlig muslingetæthed var ens i to delregioner af Limfjorden (Løgstør Bredning og Lovns Bredning). Selvom metodologien i de to undersøgelser er meget forskellig, kan sammenlignelige tendenser i disse områder indikere, at NOVANA-data kan bruges til at vurdere tendenser i muslingebestande også i områder, der ikke overvåges så intensivt som Limfjorden. Der er anvendt forskellige metoder over tid i NOVANA prøvetagningen, som kan give usikkerheder om NOVANA-data er fuldt ud sammenlignelige over tid, men brugen af NOVANA-data giver et bredere nationalt datagrundlag og en længere historisk ramme.



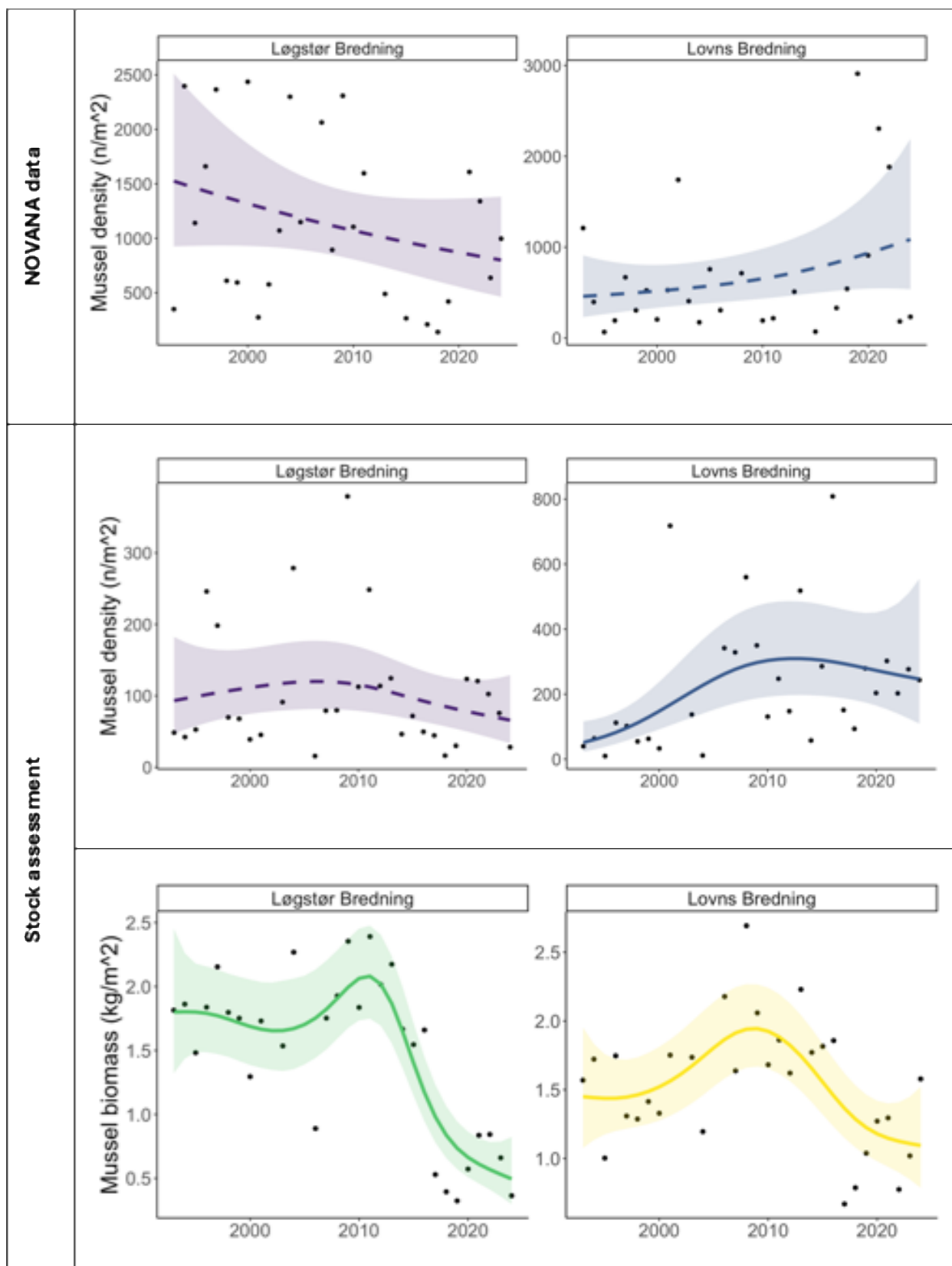
Figur 7. Oversigt over de 12 nøgleregioner og to Limfjords-delregioner, der blev udvalgt til analyse af tidsmæssige tendenser i muslingebestande. Prikkerne på kortet repræsenterer de NOVANA-stationer, der er inkluderet i datasættet. Gule prikker er ikke inkluderet i nogen af fokusregionerne.

Limfjorden

Analyser af data fra DTU Aquas prøvetagning i Limfjorden viser en stigning i muslingetæthed i hele den vestlige del af Limfjorden fra 1993-2010, hvorefter tætheden stabiliserer sig ($p=0,03$, $R^2=0,16$, figur 8 til venstre). Muslingebiomassen stiger tilsvarende frem til 2010, men falder derefter kraftigt ($p<0,01$, $R^2=0,58$, figur 8 til højre). Lavere biomasse er korreleret med lavere levetid for blåmuslingebankerne, hvilket indikerer, at disse er blevet mere ustabile i Limfjorden og derfor mindre/ynge (Johansson et al., 2024), eller at konditionsindeks af den enkelte musling er faldende, f.eks. som følge af mindre føde.



Figur 8. Gennemsnitlige tæthed (venstre panel) og biomasse (højre panel) af blåmuslinger i Limfjorden 1993-2024 baseret på DTU Aqua-data.



Figur 9. Tendenser i muslingetætheder og biomasse i Lovns og Løgstør Bredning. De øverste figurer er baseret på NOVANA-data, mens de nederste er baseret på data fra DTU Aqua. Biomassedata var kun tilgængelige fra DTU Aqua-data. Hel optrukne linjer angiver en signifikant tilpasning, mens stiplede linjer angiver, at tendensen ikke er signifikant.

En sammenligning mellem NOVANA-data og DTU Aqua-data i henholdsvis Løgstør og Lovns Bredning viser, at muslingetæthederne udvikler sig i en lignende retning i de to delregioner i perioden 1993-2024 (figur 9, top og midt). Dette indikerer, at NOVANA-data kan bruges til at opfange tendenser i muslingebestande og kan bruges til at påvise nationale tendenser. I NOVANA-data for Lovns Bredning var der ganske vist ingen signifikante trends ($p=0,18$, $R^2=0,06$), hvorimod DTU Aqua data viste en signifikant om end ikke-lineær stigning i tæthed, der stabiliserede sig fra 2009 og fremefter ($p<0,01$, $r^2=0,12$). Der er en tilsyneladende faldende tendens for tæthed af blåmuslinger i Løgstør Bredning, men hverken i NOVANA-data ($p=0,16$, $R^2=0,041$) eller DTU Aqua-data ($p=0,37$, $R^2=0,02$) er der tale om en signifikant udvikling. Den årlige gennemsnitlige biomasse (kg/m^2) viser et fald i begge områder om end der kun er data fra DTU Aquas undersøgelser (figur 9, bund).

Regionale bestande

Blåmuslingebestande i fjorten forskellige danske farvandsafsnit (se figur 7 og tabel 5) viser forskellige tendenser i perioden 1980-2024 baseret på NOVANA-data. Tæthederne steg i to regioner (Roskilde Fjord og Sydfynske Øhav). I fire regioner (Flensborg Fjord, Isefjord, Mariager Fjord og Vadehavet) faldt muslingetæthederne. I Mariager Fjord skete dette fald i begyndelsen af 00'erne, og bestanden har været relativt stabil siden. I Flensborg Fjord, Isefjord og Vadehavet synes faldet at være vedvarende i hele perioden om end med aftagende rate. Vi fandt, at muslingetæthederne svinger over tid uden en klar op- eller nedadgående tendens i fire regioner (Jyllands Østkyst, Langerak, Lillebælt og Storebælt). Der var ingen tendens i muslingetæthederne i Køge Bugt & Faxe Bugt, Limfjorden, Odense Fjord og Smålandsfarvandet. Dette indikerer, at variationen i år-til-år-tæthed er meget stor i disse regioner, hvilket kan være et artefakt som følge af den regionale gruppering. Alternativt kunne det skyldes prøvetagningsmetode i NOVANA-data, fordi den rumlige heterogenitet inden i muslingebanker er meget stor.

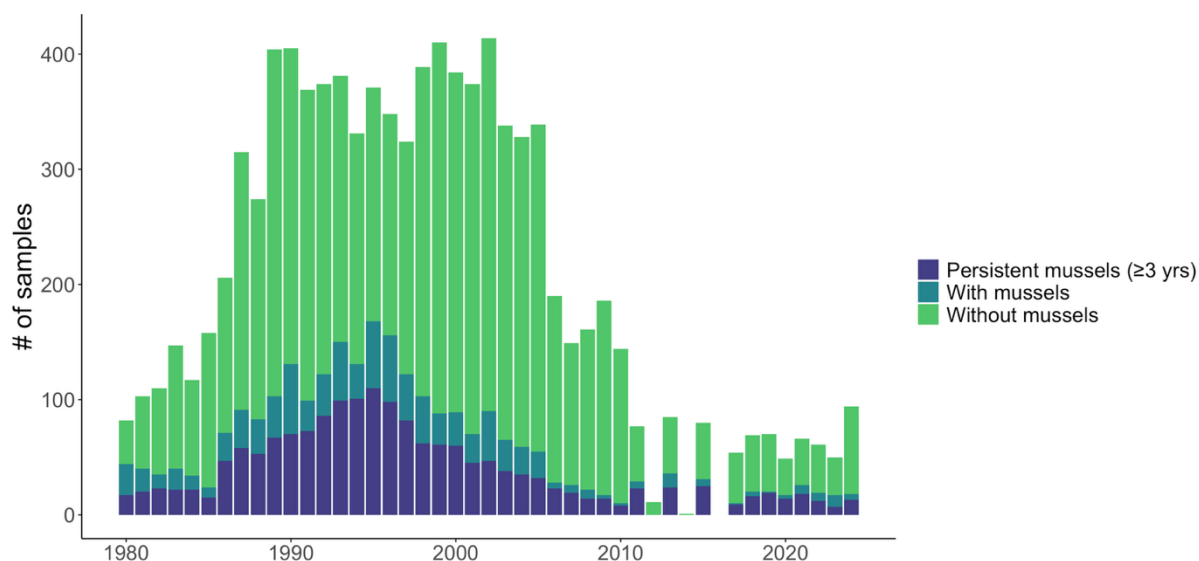
Trend	Farvand	Signifikans	p-værdi	R ²
Faldende	Flensborg Fjord	***	$p<0.01$	0.26
	Isefjord	**	$p=0.01$	0.14
	Mariager Fjord	***	$p<0.01$	0.88
	Vadehavet	***	$p<0.01$	0.40
Stigende	Roskilde Fjord	***	$p<0.01$	0.29
	Sydfynske Øhav	***	$p<0.01$	0.18
Variabel	Jyllands Østkyst	***	$p<0.01$	0.19
	Langerak	***	$p<0.01$	0.15
	Lillebælt	*	$p=0.05$	0.03
	Storebælt	***	$p<0.01$	0.17
	Køge Bugt & Faxe Bugt		$p=0.83$	-0.03
	Limfjorden		$p=0.97$	-0.03
	Odese Fjord		$p=0.60$	-0.03
	Smålands-farvandet		$p=0.24$	0.02

Tabel 5. Regionale tendenser i tæthed af blåmuslinger i 14 danske farvandsafsnit.

Generel NOVANA dataanalyse

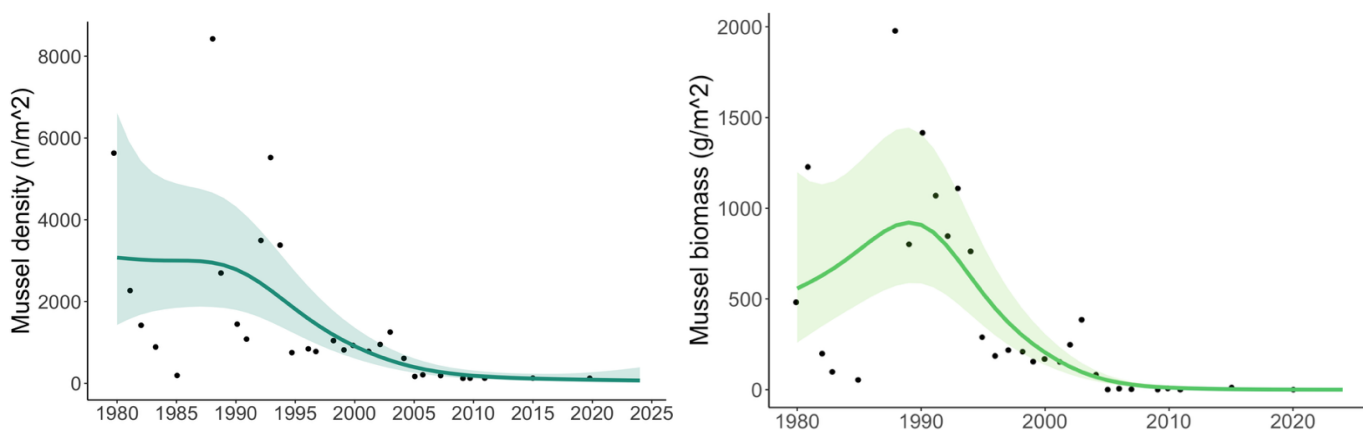
I NOVANA-data blev der i gennemsnit fundet muslinger på 27,8% af stationerne, mens der i gennemsnit på 18,1% af stationerne blev fundet muslinger i mindst tre på hinanden følgende prøvetagninger (figur 10). Dette indikerer, at muslinger ofte findes i de samme områder, da der er stabile

forekomster på ca. to tredjedele af de stationer, hvor der findes muslinger. Omkring en tredjedel af de stationer, hvor der blev fundet muslinger, havde således ikke en stabil bestand forstået som fund i mindst tre på hinanden følgende prøvetagninger. Antallet af stationer med muslinger er dog sandsynligvis en overvurdering af andelen af kystvande, hvor muslinger forekommer, da muslingebanker også aktivt blev udvalgt til prøvetagning i NOVANA-undersøgelser.



Figur 10. Det samlede antal prøver taget årligt (NOVANA-data) fordelt på steder med og uden vedvarende (tilstedeværelse af muslinger 3 på hinanden følgende prøvetagninger) muslingebestande.

Den gennemsnitlige tæthed af blåmuslinger på NOVANA-stationer, hvor der blev fundet blåmuslinger, var stabil i 1980'erne, men faldt signifikant ikke-lineært derefter ($p < 0,01$, $R^2=0,271$, figur 11 til venstre). Der var en signifikant ikke-lineær tendens i den årlige gennemsnitlige muslingebiomasse i Danmark ($p < 0,01$, $R^2= 0,503$, figur 11 til højre). Biomassen steg indtil omkring 1990, efterfulgt af et stærkt fald (figur 11 til højre).



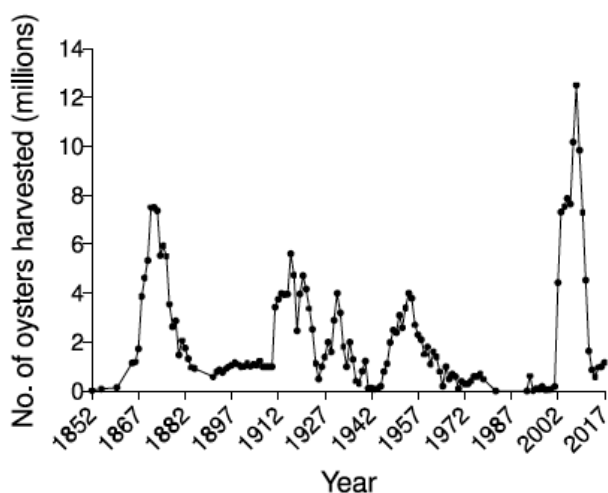
Figur 11. Den gennemsnitlige tæthed og biomasse af blåmuslinger mellem 1980 og 2025 for de områder, hvor der har kunnet beregnes biomasse. Prikker angiver årlige gennemsnit, og linjen og det farvede område angiver GAM-trendtilpasningen og konfidensintervallet.

Analyserne af udvikling af bestand af blåmuslinger i danske farvande er behæftet med betydelige usikkerhed: Der er anvendt forskellige metoder, systematikken i prøvetagningen har sandsynligvis ikke været fuldstændig konsistent og der er ikke taget højde for fiskeritryk, som har varieret mellem områder. Der er dog i analysen fundet en generel nedadgående tendens i de fleste områder, som svarer til den tendens som Riemann m.fl. (2015) beskriver for bentiske filtratorer i en tidligere analyse af tilstanden i forskellige parametre og indikatorer som funktion af skiftende vandplaner.

Europæisk østers

Som beskrevet tidligere er det vist, at europæisk østers som habitat i europæiske farvande er så godt som kollapset (zu Ermgassen m.fl., 2025) som følge af overfiskeri, forurening og infektioner med parasitter primært *Bonamia ostrea*.

I danske farvande er der primært informationer om den historiske udvikling i bestanden af europæisk østers fra Limfjorden (Nielsen & Petersen, 2019). Baseret på landingsdata som proxy for bestandsstørrelse har bestanden siden saltvandsgennembruddet i 1825 fluktueret meget over tid med en meget kraftig vækst i bestanden i begyndelsen af dette årtusinde (figur 12).



Figur 12. Udvikling af landinger af europæisk østers i Limfjorden (Nielsen & Petersen 2019).

Siden 2004 har DTU Aqua overvåget bestanden af europæisk østers i den vestlige del af Limfjorden. I denne periode steg bestanden frem til 2007-08 hvor der blev estimeret en samlet bestand på ca. 10.000 tons med primær forekomst i Nissum Bredning. Bestandsstørrelsen faldt derefter frem mod 2013 primært som følge af manglende rekruttering. Som følge af ny rekruttering i Løgstør Bredning steg bestanden igen frem til 2018 (Nielsen & Petersen, 2019). Imidlertid blev der i 2014 konstateret forekomst af *Bonamia* i Limfjorden og siden er bestanden reduceret dramatisk i størrelse, først i Nissum Bredning og derefter i de andre områder af Limfjorden, hvor der blev fisket europæisk østers. Fiskeriet af europæisk østers stoppede i 2021.

Hestemusling

Der findes ingen systematisk overvågning af bestande af hestemuslinger i relevante farvande, som kan bruges til at dokumentere tendenser i udviklingen i bestandene. Imidlertid er hestemuslingebanker ifølge OSPAR truede og/eller i tilbagegang i alle regioner, hvor de forekommer, baseret på observerede habitatforringelser og faldende bestandstilstande.

Hestemuslingerevene er generelt sårbare, da de er følsomme overfor fysiske forstyrrelser, hvilket skyldes, at de har en lang levetid kombineret med uregelmæssig rekruttering og at den mest succesfulde rekrutteringen som regel sker i eksisterende banker (OSPAR Commission 2009). Denne vurdering underbygges af OSPAR's baggrundsdokument fra 2009 (Publikation 425/2009, s. 1–3), som fremhæver, at rev af *M. modiolus* typisk har en meget langsom eller ingen naturlig genetablering efter forstyrrelse. I OSPAR's 2023-statusrapport dokumenteres det, at omkring 21% af de kendte hestemuslingebanker i Nordsøen har været udsat for fysisk forstyrrelse i perioden 2009–2020. Størstedelen af denne forstyrrelse (ca. 20%) blev vurderet som "lav", mens "moderat" og "høj" forstyrrelse kun påvirkede under 1% – især i centrale og nordlige dele af Nordsøen. Det viser, at en betydelig del af habitaterne stadig er under pres fra menneskelig aktivitet.

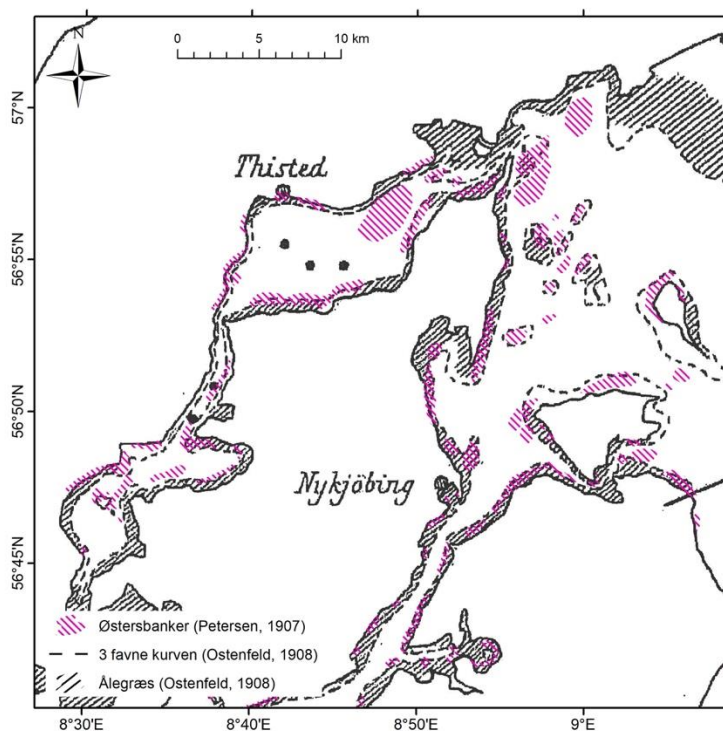
Sammenfatning og diskussion

Banker af muslinger og østers er vigtige habitater med en biodiversitet, som adskiller sig fra den omkringliggende bund og som er med til at skabe sunde og modstandsdygtige økosystemer. Muslinge- og østersbankers store betydning for natur og miljø fremgår tydeligt af, at de er udpeget som naturtyper i både Habitatdirektivet (1170 "Rev") og Naturgenopretningsforordningen (Gruppe 3 "Skaldyrsbanker") og altså er naturtyper, der skal beskyttes og/eller genoprettes.

Muslinge- og østersbanker leverer en række økosystemtjenester og -funktioner, som bidrager til økosystemernes modstandsdygtighed. Helt centralt fungerer bankerne som habitat for en række epibentiske arter og den associerede mobile fauna. Men især i kystområderne er bankernes filtration også af betydning for koblingen mellem top og bund og for vandets klarhed. Der er – også fra danske farvande (Petersen m.fl., 2008) – klare eksempler på, at den bentiske filtration kan have en fuldstændig regulerende rolle for et helt fjordsystems økosystem. Tilstedeværelse af muslingebanker kan således bidrage til bentisk primærproduktion og dermed skabe basis for sundere økosystemer.

Muslinge- og østersbanker understøtter en række forskellige epifaunale og epifytiske arter - som detaljeret beskrevet i en omfattende litteratur - men indgår også i mosaiknatur med andre naturtyper som f.eks. havgræsbede, sandbanker og geogene rev. Det fremgår dels af EUNIS naturtyperne, som bruges i Naturgenopretningsforordningen og af beskrivelser af naturtyper i Natura 2000-basisanalyser 2022-2027 for en lang række af de Natura 2000-områder, som er udpeget med naturtypen 1170 "Rev". De samme typer af mosaikker af forskellige habitatdannende organismer som muslinger og havgræsser fremgår også af de historiske kortlægninger i f.eks. Limfjorden, hvor der har været stort sammenfald mellem østersbanker og ålegræsbede (figur 13). Banker af muslinger og østers er med til at stabilisere havbunden og forbedre lysforholdene i bundvandet, hvorved de dermed bidrager til gunstige leveforhold for bentiske planter. Tilsvarende vil bentisk vegetation øge sedimentationen i et område og dermed tilføre fødepartikler til muslinger og østers. Muslingebanker forekommer også i mosaikker med andre naturtyper end havgræsser, f.eks. optræder hestemuslinger tit i forbindelse med stenrev. Naturgenopretning af muslinge- og østersbanker skal således også ses i en større kontekst, hvor de i mosaik med andre naturtyper bidrager til at skabe en divers natur med mange økosystemfunktioner og -tjenester.

Historisk har banker af især blåmuslinger, men også europæisk østers og i mindre omfang hestemuslinger været vidt udbredt i danske farvande – også før næringsstofftilførslerne steg i anden halvdel af 1900-tallet. Banker af alle tre arter er blevet kortlagt i slutningen af 1800-tallet og begyndelsen af 1900-tallet. Af forskellige årsager er udbredelsen blevet reduceret. For europæisk østers er nedgangen forårsaget af flere faktorer, men især et omfattende fiskeri i begyndelsen af 1900-tallet, og fra 1970'erne udbredelse af parasitten *Bonamia ostrea* har bidraget til, at der er meget få sammenhængende banker tilbage i det nordatlantiske område. For hestemuslinger har fiskeri – om end ikke med hestemuslinger som målart – og forekomst af iltsvind været med til at reducere bestandene i de danske farvande. Det gælder for begge arter, at de som følge af nedgangen betragtes som truede i det nordøstatlantiske område jf. OSPAR og HELCOM. For blåmuslinger er der ikke samme entydige udvikling over en længere periode og eutrofieringen medførte i flere områder en stigende biomasse af blåmuslinger. Siden 1990'erne har der ikke kun i Danmark, men i stort set hele *Mytilus* udbredelsesområde været en reduktion i bestandene på nær de nordligste egne, som gør, at den i nogle områder betragtes som truet.



Figur 13. Udbredelse af østers i Limfjorden som noteret af Petersen (1908) (rød skravering) indtegnet på Ostenfelds kort over ålegræssets udbredelse (sort skravering) og med angivelse af 3 favne dybdekurven (stiplet sort linje).

Genopretning af tabte marine naturtyper bestående af levende organismer som biogene rev og havgræsser adskiller sig fra genopretning af faste geogene strukturer som stenrev ved, at de er selv-organisierende habitater med betydelige naturlige variationer i struktur og funktion. Muslinge- og østersbankers udbredelse, tæthed og arts-sammensætning bestemmes således af komplekse interaktioner mellem biologiske processer (larvenedslag, vækst, mortalitet), fysiske faktorer (hydrodynamik, sedimenttransport, bølgeeksponering) og kemiske forhold (iltkoncentration, næringsstof-niveauer), ligesom det også er tilfældet for udbredelse af havgræsbede. Der er for de forskellige arter af muslinger forskellige livsstrategier, hvor f.eks. hestemuslinger bliver meget gamle, mens blåmuslinger typisk er mere kortlivede. De forskellige livsstrategier hænger ofte også sammen med deres primære forekomster i henholdsvis mere stabile miljøer på større vanddybder eller i dynamiske, lavvandede kystmiljøer.

Bestandsdynamikken hos blåmuslinger i kystnære danske farvande er ofte præget af store inter-årige udsving i rekruttering, hvor bankerne i permanent vanddækkede områder kan variere i bestandsstruktur. Ofte er disse områder kendetegnet ved at de bliver koloniseret igen og igen indenfor samme overordnede område og der kan derfor optræde og forsvinde banker af primært én kohorte på specifikke positioner. Stabile banker med flere kohorter findes også pt. i danske farvande men i mindre omfang end én-kohortebanker (Johansson m.fl., 2024, Johansson m.fl., 2025). For muslinge- og østersbanker bør naturgenopretning ikke nødvendigvis forstås som etablering af en statisk, endelig naturtype men snarere som en proces, hvor de underliggende økologiske processer og økosystemtjenester genskabes eller forstærkes. En praktisk implikation er, at det kan være nødvendigt med vedligehold af de genoprettede muslingebanker f.eks. i form af supplerende udlægninger. I Vejle Fjord, hvor der er over flere år, er etableret banker af blåmuslinger som en del af et større naturgenopretningsprojekt (<https://www.vejleadalogfjord.dk/interessen-ter/projekter/sund-vejle-fjord>) har de etablerede banker vist sig stabile i +4 år, men der har endnu ikke været nævneværdig rekruttering til dem. Banker af europæisk østers og hestemusling er ikke i

tilsvarende grad studeret i danske farvande og vores viden om bestandsdynamikkerne er begrænsede for disse to arter. De historiske kilder og arternes biologi indikerer imidlertid mere stabile forekomster ved tilstrækkelig rekruttering.

En dynamisk forståelse af muslinge- og østersbankers udvikling over tid gør adaptiv forvaltning til en central komponent i restaurering af disse naturtyper. Adaptiv forvaltning indebærer, at indsatsen tilrettelægges som en proces, hvor handlinger, overvågning og evaluering kobles i et kontinuerligt feedback-loop. Dette muliggør en indsats som løbende kan justeres i forhold til både naturlige forstyrrelser (f.eks. storme, iltvind og prædation) og menneskelige påvirkninger. En sådan proces- og funktionsorienteret tilgang øger sandsynligheden for langsigtet succes, fordi målet er at genoprette systemets evne til at levere økosystemfunktioner og -tjenester (Duarte m.fl., 2020; CEM, 2021).

Der er stadig begrænsede praktiske erfaringer med naturgenopretning af blåmuslingebanker i danske farvande og endnu ingen med etablering af banker af europæisk østers og hestemuslinger. Der er derfor et stort behov for udvikling på dette område for at kunne sikre, at disse meget vigtige naturtyper genoprettes og bevares.

Citeret litteratur

- Andersen AS, Grefsrud ES, Mortensen S, Naustvoll LJ, Strand Ø, Strohmeier T & Saelemyr L (2017). *Meldinger om blåskjell som er forsvunnet-oppsummering for 2016*. www.imr.no
- Baden S, Hernroth B & Lindahl O (2021). Declining Populations of *Mytilus* spp. in North Atlantic Coastal Waters—A Swedish Perspective. *https://doi.org/10.2983/035.040.0207*, 40(2), 269–296. <https://doi.org/10.2983/035.040.0207>
- Benabdelmouna A & Ledu C (2016). The mass mortality of blue mussels (*Mytilus* spp.) from the Atlantic coast of France is associated with heavy genomic abnormalities as evidenced by flow cytometry. *Journal of Invertebrate Pathology*, 138, 30–38. <https://doi.org/10.1016/J.JIP.2016.06.001>
- Bertocci I, Dominguez R, Freitas C & Sousa-Pinto I (2012). Patterns of variation of intertidal species of commercial interest in the Parque Litoral Norte (north Portugal) MPA: Comparison with three reference shores. *Marine Environmental Research*, 77, 60–70. <https://doi.org/10.1016/J.MAREN-VRES.2012.02.003>
- Beukema JJ & Dekker R (2007). Variability in annual recruitment success as a determinant of long-term and large-scale variation in annual production of intertidal Wadden Sea mussels (*Mytilus edulis*). *Helgol Mar Res*, 61, 71–86. <https://doi.org/10.1007/s10152-006-0054-3>
- Beukema JJ & Dekker R (2005). Decline of recruitment success in cockles and other bivalves in the Wadden Sea: possible role of climate change, predation on postlarvae and fisheries. *Marine Ecology Progress Series*, 287, 149–167. <https://doi.org/10.3354/MEPS287149>
- Beukema JJ, Dekker R & Philippart CJM (2010). Long-term variability in bivalve recruitment, mortality, and growth and their contribution to fluctuations in food stocks of shellfish-eating birds. *Marine Ecology Progress Series*, 414, 117–130. <https://doi.org/10.3354/MEPS08706>
- Beukema JJ, Dekker R, van Stralen MR & de Vlas J (2015). Large-scale synchronization of annual recruitment success and stock size in Wadden Sea populations of the mussel *Mytilus edulis* L. *Helgoland Marine Research*, 69(4), 327–333. <https://doi.org/10.1007/s10152-015-0440-9>
- Bodkin JL, Coletti HA, Ballachey BE, Monson DH, Esler D & Dean TA (2018). Variation in abundance of Pacific Blue Mussel (*Mytilus trossulus*) in the Northern Gulf of Alaska, 2006–2015. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 147, 87–97. <https://doi.org/10.1016/J.DSR2.2017.04.008>
- Brinkman A, Dankers N & Van Stralen M (2002). An analysis of mussel bed habitats in the Dutch Wadden Sea. *Helgoland Marine Research*, 56(1), 59–75. <https://doi.org/10.1007/s10152-001-0093-8>
- Blegvad, H (1944). Muslingefiskeri, en ny Landvinding for dansk Fiskeri. *Berlingske Aftenavis*. 19. februar 1944.
- Buschbaum, C., Dittmann, S., Hong, J. S., Hwang, I. S., Strasser, M., Thiel, M., ... & Reise, K. (2009). Mytilid mussels: global habitat engineers in coastal sediments. *Helgoland Marine Research*, 63(1), 47–58.
- Cameron NM, Scrosati RA & Ricardo Scrosati CA (2023). *Mass disappearance of intertidal mussels after an unusual winter cold snap in eastern Canada*. <https://doi.org/10.1002/ecy.4179>
- CEM (2021). Principles for ecosystem restoration to guide the United Nations Decade 2021–2030. https://www.decadeonrestoration.org/publications/principles-ecosystem-restoration-guide-united-nations-decade-2021-2030?utm_source=chatgpt.com
- Commito, J. A., & Rusignuolo, B. R. (2000). Structural complexity in mussel beds: the fractal geometry of surface topography. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 255(2), 133–152.

- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., ... & Van Den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253–260.
- Dahl K, Nicolaisen J, Nielsen R & Tendal OS (2004). Udvikling og afprøvning af metoder til indsamling af flora og fauna på småstenede hårbundshabitater. DanmarksMiljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU nr. 521.
- Dahl K & Petersen JK (2018). Definition af biogene rev. Miljøstyrelsen, Miljøprojekt nr. 1992, 978-87-7175-612-8,
- Daily, G. C. (Ed.). (1997). *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems* (pp. xx+–392).
- Dankers NMJA, Meijboom A, Cremer JSM, Dijkman EM, Hermes Y & te Marvelde L (2003). *Historische ontwikkeling van droogvallende mosselbanken in de Nederlandse Waddenzee*.
- Dankers N & Zuidema DR (1995). *The Role of the Mussel (Mytilus edulis L.) Mussel Culture in the Dutch Wadden Sea and* (Vol. 18, Issue 1A).
- Davoult D, Dewarumez JM & Migneacute A (1998). Long-term changes (1979–1994) in two coastal benthic communities (English Channel): analysis of structural developments. *Oceanologica Acta*, 21(4), 609–617. [https://doi.org/10.1016/S0399-1784\(98\)80043-1](https://doi.org/10.1016/S0399-1784(98)80043-1)
- Díaz E, Erlandsson J, Westerborn M & Kraufvelin P (2015). Depth-related spatial patterns of sublittoral blue mussel beds and their associated macrofaunal diversity revealed by geostatistical analyses. *Marine Ecology Progress Series*, 540, 121–134. <https://doi.org/10.3354/meps11461>
- Dijkema KS & Van Tienen G (1989). *Habitats of The Netherlands, German and Danish Wadden Sea*.
- Dinesen GE (1994). Færøske hestemuslinger og deres logerende. Dyr i Natur og Museum. Zoologisk Museum nr. 2:6-9.
- Dinesen, G. E., & Morton, B. (2014). Review of the functional morphology, biology and perturbation impacts on the boreal, habitat-forming horse mussel *Modiolus modiolus* (Bivalvia: Mytilidae: Modiolinae). *Marine Biology Research*, 10(9), 845–870. <https://doi.org/10.1080/17451000.2013.866250>
- Dolmer, P., (2000). Feeding activity of mussels *Mytilus edulis* related to near-bed currents and phytoplankton biomass. *Journal of Sea Research*, 44(3–4), 221-231.
- Donker, J. J. A., Van der Vegt, M., & Hoekstra, P. (2013). Wave forcing over an intertidal mussel bed. *Journal of Sea Research*, 82, 54-66.
- Duarte, C.M., Agusti, S., Barbier, E. et al. (2020). Rebuilding marine life. *Nature*, 580, 39–51. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2146-7>
- Ens BJ, Smaal AC & de Vlas J (2004). *The effects of shellfish fishery on the ecosystems of the Dutch Wadden Sea and Oosterschelde*. 212.
- Fariñas-Franco, J. M., & Roberts, D. (2014). Early faunal successional patterns in artificial reefs used for restoration of impacted biogenic habitats. *Hydrobiologia*, 727(1), 75–94.
- Folmer E, Büttger H, Herlyn M, Markert A, Millat G, Troost K & Wehrmann A (2017). *Wadden Sea Quality Status Report Beds of blue mussels and Pacific oysters Wadden Sea Quality Status Report-Beds of blue mussels and Pacific oysters 2*.
- Franz M, Barboza FR, Hinrichsen HH, Lehmann A, Scotti M, Hiebenthal C, Molis M, Schütt R & Wahl M (2019). Long-term records of hard-bottom communities in the southwestern Baltic Sea reveal the decline of a foundation species. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 219, 242–251. <https://doi.org/10.1016/J.ECSS.2019.02.029>

- Frigstad H, Andersen GS, Trannum HC, Naustvoll L-J, Kaste Ø & Hjermann DØ (2018). *Synthesis of climate relevant results from selected monitoring programs in the coastal zone. Part 2: Quantitative analyses.*
- Grabowski, J. H., Brumbaugh, R. D., Conrad, R. F., Keeler, A. G., Opaluch, J. J., Peterson, C. H., ... & Smyth, A. R. (2012). Economic valuation of ecosystem services provided by oyster reefs. *Bioscience*, 62(10), 900-909.
- Gutiérrez, J. L., Jones, C. G., Strayer, D. L., & Iribarne, O. O. (2003). Mollusks as ecosystem engineers: the role of shell production in aquatic habitats. *Oikos*, 101(1), 79–90.
- Gubbay S, Sanders N, Haynes T, Janssen JAM, Rodwell JR, Nieto A, García Criado M, Beal S, Borg J, Kennedy M, Micu D, Otero M, Saunders G & Calix M (2016). *European Red List of Habitats Part 1. Marine habitats.* <https://doi.org/10.2779/032638>
- Hancock, B., & zu Ermgassen, P. (2018). Enhanced production of finfish and large crustaceans by bivalve reefs. In *Goods and Services of Marine Bivalves* (pp. 295-312). Cham: Springer International Publishing.
- 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(1), 203–210. <https://doi.org/10.1023/A:1003922629403/METRICS>
- Higler LWG, Dankers NMJA, Smaal A & Jonge V de (1998). *Evaluatie van de ecologische effecten van het reguleren van schelpdiervisserij in Waddenzee en Delta op bodemorganismen en vogels.* <https://research.wur.nl/en/publications/evaluatie-van-de-ecologische-effecten-van-het-reguleren-van-schel>
- Hoffmann, T. K., Pfennings, K., Hitzegrad, J., Brohmann, L., Welzel, M., Paul, M., ... & Schlurmann, T. (2023). Low-cost UAV monitoring: insights into seasonal volumetric changes of an oyster reef in the German Wadden Sea. *Frontiers in Marine Science*, 10, 1245926.
- Hooper, D. U., Chapin III, F. S., Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., ... & Wardle, D. A. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological monographs*, 75(1), 3-35.
- Jansson A-M & Kautsky N (1977). Quantitative survey of hard bottom communities in a Baltic archipelago. *Biology of Benthic Organisms*, 359–366. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-021378-1.50040-3>
- Johansson I, Saurel C, Taylor D, Petersen JK & Nielsen P (2024). Longevity of subtidal mussel beds (*Mytilus edulis*) in eutrophic coastal areas. *Journal of Sea Research*, 199, 102506. <https://doi.org/10.1016/J.SEAES.2024.102506>
- Johansson, I., Nielsen, P., & Petersen, J. K., (2025). Evolution of biogenic reef in the Limfjorden, assessing vulnerability, distribution and the effects of the mussel fishery, No. 25/1016747, 53 p., Feb 25, 2025.
- Kautsky N (1982). Growth and size structure in a baltic *Mytilus edulis* population. *Marine Biology*, 68(2), 117–133. <https://doi.org/10.1007/BF00397599>
- Khalaman VV, Trunova AD, Tridrikh NN, Zharnikov VS & Spiridonov VA (2020). From uniformity to multiplicity: development of a sub-arctic Littoral Mussel Bed in the Sea of Okhotsk. *Polar Biology*, 43(9), 1341–1352. <https://doi.org/10.1007/S00300-020-02712-4/FIGURES/4>
- Koivisto, M. E., & Westerbohm, M. (2010). Habitat structure and complexity as determinants of biodiversity in blue mussel beds on sublittoral rocky shores. *Marine Biology*, 157(7), 1463-1474.
- Kristensen PS & Hoffmann E (2004). Bestanden af blåmuslinger i Limfjorden 1993 til 2003. Danmarks Fiskeriundersøgelser.

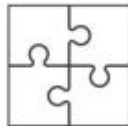
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J. P., Hector, A., ... & Wardle, D. A. (2001). Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. *science*, 294(5543), 804-808.
- Leopold P, Renaud PE, Ambrose WG & Berge J (2019). High Arctic *Mytilus* spp.: occurrence, distribution and history of dispersal. *Polar Biology*, 42(1), 237–244. <https://doi.org/10.1007/S00300-018-2415-1/FIGURES/3>
- Liénart C, Garbaras A, Qvarfordt S, Sysoev AÖ, Högländer H, Walve J, Schagerström E, Eklöf J & Karlson AML (2021). Long-term changes in trophic ecology of blue mussels in a rapidly changing ecosystem. *Limnology and Oceanography*, 66(3), 694–710. <https://doi.org/10.1002/LNO.11633>
- Little C, Trowbridge CD, Pilling M, Williams GA, Morritt D & Stirling P (2024). Long-term fluctuations and recent decline of mussel populations in an Irish sea lough. *Journal of Molluscan Studies*, 90(1), 90. <https://doi.org/10.1093/MOLLUS/EYAE002>
- Lupo C, Bougeard S, le Bihan V, Blin JL, Allain G, Azéma P, Benoit F, Béchemin C, Bernard I, Blachier P, Briau L, Danion M, Garcia A, Gervasoni E, Glize P, Lainé A, Lapègue S, Mablouké C, Poirie, L, ... Le Bouquin S (2021). Mortality of marine mussels *Mytilus edulis* and *M. galloprovincialis*: systematic literature review of risk factors and recommendations for future research. *Reviews in Aquaculture*, 13(1), 504–536. <https://doi.org/10.1111/RAQ.12484>
- Marchenko J, Khaitov V, Katolikova M, Sabirov M, Malavenda S, Gantsevich M, Basova L, Genelt-Yanovsky E & Strelkov P (2023). Patterns of spatial and temporal dynamics of mixed *Mytilus edulis* and *M. trossulus* populations in a small subarctic inlet (Tyuva Inlet, Barents Sea). *Frontiers in Marine Science*, 10, 1146527.
- Marquardt, A. R., Southworth, M., Scheld, A. M., Button, A., & Mann, R. (2025). Oyster reef recovery: Impacts of rotational management and restoration efforts on public fishing grounds. *Journal of Environmental Management*, 375, 124179.
- McCabe & Kiera (2022). *Climate change impacts on Mytilus spp. and Nucella lapillus: co-occurring species of different biogeographic origins*. University of Exeter.
- Mcgrorty S, Clarke RT, Reading CJ & Goss-Custard JD (1990). Population dynamics of the mussel *Mytilus edulis*: density changes and regulation of the population in the Exe estuary, Devon. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 67, 157–169.
- Michaelis, A. K., Walton, W. C., Webster, D. W., & Shaffer, L. J. (2021). Cultural ecosystem services enabled through work with shellfish. *Marine Policy*, 132, 104689.
- MEA - Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Island Press.
- Moffat C, Baxter J, Berx B, Bosley K, Boulcott P, Cox M, Cruickshank L, Gillham K, Cox A, Haynes V, Roberts A, Vaughan D & Webster L (2020). *Scotland's Marine Assessment 2020*.
- Mortensen FV, Strubberg AC (1935). Dansk Saltvandsfiskeri. Ministeriet for Søfart og Fiskeri
- Muus B (1967). The fauna of Danish estuaries and lagoons. Distribution and ecology of dominating species in the shallow reaches of the mesohaline zone. Andr. Fred. Høst & Søn.
- Möbius K (1877) The oyster and oyster culture. Berlin, Hempel & Parey. 1877. Translated by HJ Rice, pp. 683-747.
- National Research Council. (2010). Ecosystem services of bivalves: Implications for restoration. Ecosystem concepts for sustainable bivalve mariculture, 123-132.
- Nielsen P & Petersen JK 2019. Flat oyster fishery management during a time with fluctuating population size. *Aquat. Living Resour.* 32 <https://doi.org/10.1051/alr/2019020>

- Nielsen P, Nielsen MM, McLaverty C, Kristensen K, Geitner K, Olsen J, Saurel C & Petersen JK (2021). Management of bivalve fisheries in marine protected areas. *Marine Policy*, 124, 104357.
- Norling P & Kautsky N (2008). Patches of the mussel *Mytilus* sp. are islands of high biodiversity in sub-tidal sediment habitats in the Baltic Sea. *Aquatic Biology*, 4(1), 75–87.
<https://doi.org/10.3354/ab00096>
- OSPAR. (2008). Case reports for the OSPAR list of threatened and/or declining species and habitats. In Biodiversity Series 358.
- OSPAR Commission (2009). Background document for *Modiolus modiolus* beds. ISBN 978-1-906840-65-5 Publication Number: 425/2009
- Petersen CGJ (1893). Det videnskabelige udbytte af kanonbåden "Hauchs" togter i de danske have indenfor Skagen i aarene 1883-1886. A.F. Høst. København.
- Petersen CGJ (1913). Havets bonitering II: Om havbundens dyresamfund og om disses betydning for den marine zoogeografi. Beretning til Landbrugsministeriet fra Den Danske Biologiske Station XXI.
- Petersen CGJ (1918). Havbunden og fiskenes ernæring: En oversigt over arbejderne vedrørende vores farvandes bonitering i 1883-1917. Beretning til Landbrugsministeriet fra Den Danske Biologiske Station XXV.
- Petersen JK, Hansen JW, Laursen MB, Clausen P, Carstensen J & Conley DJ 2008: Regime shift in a coastal marine ecosystem. *Ecol. Appl.* 18 (2): 497-510
- Petersen JK, Maar M, Ysebart T & Herman PMJ (2013). Near-bed gradients in particles and nutrients above a mussel bed in the Limfjorden: influence of physical mixing and mussel activity. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 490: 137-146.
- Petersen JK, Holmer M, Termansen M & Hasler B 2018. Nutrient extraction through bivalves. In Small AC, Ferreira JG, Grant J, Petersen JK & Strand Ø (eds): Goods and services of marine bivalves. Springer ISBN 978-3-319-96776-9, pp 179-208
- Petratits PS & Dudgeon SR (2020). Declines over the last two decades of five intertidal invertebrate species in the western North Atlantic. *Communications Biology* 2020 3:1, 3(1), 1–7.
<https://doi.org/10.1038/s42003-020-01326-0>
- Puri, V., Juan, M., Catarina, R. O., Leandro, S., & Rubal, M. (2021). Public perception of ecosystem services provided by the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis* related to anthropogenic activities. *PeerJ*, 9, e11975.
- Rasmussen E (1973). Systematics and ecology of the Isefjord marine fauna (Denmark). *OPHELIA* 11, 1-507.
- Riemann B, Carstensen J, Dahl K, Fossing H, Hansen JW, Jakobsen HH, Josefson AB, Krause-Jensen D, Markager SS, Stæhr PA, Timmermann K, Windolf J & Andersen JH (2015). Recovery of Danish Coastal Ecosystems After Reductions in Nutrient Loading: A Holistic Ecosystem Approach. *Estuaries and Coasts*, DOI 10.1007/s12237-015-9980-0
- Rius M & Cabral HN (2004). Human harvesting of *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819, on the central coast of Portugal. *Scientia Marina*, 68(4), 545–551. <https://doi.org/10.3989/SCI-MAR.2004.68N4545>
- Seuront L, Nicastro KR, Zardi GI & Goberville E (2019). Decreased thermal tolerance under recurrent heat stress conditions explains summer mass mortality of the blue mussel *Mytilus edulis*. *Scientific Reports* 2019 9:1, 9(1), 1–14. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-53580-w>
- Smith, R. S., Cheng, S. L., & Castorani, M. C. (2023). Meta-analysis of ecosystem services associated with oyster restoration. *Conservation Biology*, 37(1), e13966.

- Sorte CJB, Davidson VE, Franklin MC, Benes KM, Doellman MM, Etter RJ, Hannigan RE, Lubchenco J & Menge BA (2017). Long-term declines in an intertidal foundation species parallel shifts in community composition. *Global Change Biology*, 23(1), 341–352. <https://doi.org/10.1111/GCB.13425>
- Sukhdev, P., Wittmer, H., Schröter-Schlaack, C., Neßhöver, C., Bishop, J., Brink, P. T., ... & Simmons, B. (2008). The economics of ecosystems and biodiversity. na.
- Svane I & Ompi M (1993). Patch dynamics in beds of the blue mussel *Mytilus edulis* L.: Effects of site, patch size, and position within a patch. *Ophelia*, 37(3), 187–202. <https://doi.org/10.1080/00785326.1993.10429917>
- Tedertgren M & Kautsky N (1986). Comparative study of the physiology and its probable effect on size in Blue Mussels (*Mytilus Edulis* L.) from the North Sea and the Northern Baltic Proper. *Ophelia*, 25(3), 147–155. <https://doi.org/10.1080/00785326.1986.10429746>
- Thorson G (1968). Danmarks natur III. Havet. Politikens forlag.
- Thurstan, R. H., H. McCormick, J. Preston, et al. 2024. Records Reveal the Vast Historical Extent of European Oyster Reef Ecosystems. *Nature Sustainability* <https://doi.org/10.1038/s41893-024-01441-4>.
- Troost K, van Asch M, Brummelhuis E, van den Ende D, van Es Y, Perdon KJ, van der Pool J, van Zweeden C & van Zwol J (2021). *Schelpdierbestanden in de Nederlandse kustzone, Waddenzee en zoute deltawateren in 2020*. <https://doi.org/10.18174/538895>
- Troost K, van den Ende D, van Asch M & van Stralen M (2019). *Ontwikkeling en verspreiding van schelpdieren en andere bodemdieren in het sublitoraal van de westelijke Waddenzee in de periode 1992-2017*. <https://research.wur.nl/en/publications/a1206af2-2537-4d4f-b31b-b354b16d08bd>
- Troost K, van der Meer J & van Stralen M (2022). The longevity of subtidal mussel beds in the Dutch Wadden Sea. In *Journal of Sea Research* (Vol. 181, Issue January). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2022.102174>
- van de Koppel J, Rietkerk M, Dankers N & Herman PMJ (2005). Scale-dependent feedback and regular spatial patterns in young mussel beds. *The American Naturalist*, 165(3). <https://doi.org/10.1086/428362>
- van de Koppel J, Gascoigne JC, Theraulaz G, Rietkerk M, Mooij WM & Herman PMJ (2008). Experimental evidence for spatial self-organization and its emergent effects in mussel bed ecosystems. *Science*, 322(5902), 739–742. <https://doi.org/10.1126/science.1163952>.
- van der Meer J, Dankers N, Ens BJ, van Stralen M, Troost K & Waser AM (2019). The Birth, Growth and Death of Intertidal Soft-Sediment Bivalve Beds: No Need for Large-Scale Restoration Programs in the Dutch Wadden Sea. *Ecosystems*, 22(5), 1024–1034. <https://doi.org/10.1007/s10021-018-0320-7>
- van der Schatte Olivier, A., Jones, L., Vay, L. L., Christie, M., Wilson, J., & Malham, S. K. (2020). A global review of the ecosystem services provided by bivalve aquaculture. *Reviews in Aquaculture*, 12(1), 3-25.
- van Deurs JA, Jensen Aa.J.C, Larsen A (1947). Havet og Fiskerierne. Haandbog i Havbrug. Nyt Nordisk Forlag.
- Veiga P, Ramos-Oliveira C, Sampaio L & Rubal M (2020). The role of urbanisation in affecting *Mytilus galloprovincialis*. *PLOS ONE*, 15(5), e0232797. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0232797>
- Verhagen JHG (1983). A Distribution and Population Model of the Mussel *Mytilus Edulis* in Lake Grevelingen. *Developments in Environmental Modelling*, 5(C), 373–383. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-42179-1.50046-8>

- Westerbom M, Mustonen O, Jaatinen K, Kilpi M & Norkko A. (2019). Population dynamics at the range margin: Implications of climate change on sublittoral blue mussels (*Mytilus trossulus*). *Frontiers in Marine Science*, 6(JUN), 458702. <https://doi.org/10.3389/FMARS.2019.00292/BIBTEX>
- Wootton JT & Forester JD (2013). Complex Population Dynamics in Mussels Arising from Density-Linked Stochasticity. *PLOS ONE*, 8(9), e75700. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0075700>
- zu Ermgassen, P.S.E., McCormick, H., Debney, A., Fariñas-Franco, J.M., Gamble, C., Gillies, C., Hancock, B., Laugen, A.T., Pouvreau, S., Preston, J., Sanderson, W.G., Strand, Å. and Thurstan, R.H. (2025), European Native Oyster Reef Ecosystems Are Universally Collapsed. *Conservation Letters*, 18: e13068. <https://doi.org/10.1111/conl.13068>
- Øresundsvandsamarbejdet (2002). Øresunds bundfauna / Öresunds bottenfauna
ISBN 87-90947-08-8

Center for Marin Naturgenopretning er et samarbejde mellem Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience, DTU Aqua Institut for Akvatiske Ressourcer, Syddansk Universitet, Biologisk Institut, og Limfjordsrådet.



Centeret er finansieret af Miljøministeriet og Velux Fonden.



Centerets hovedformål er at fremme en vidensbaseret implementering af marin naturgenopretning, med henblik på at styrke marine økosystemers modstandskraft, økologiske balance og en lang række økosystem tjenester i danske farvande.