



MILJØEFFEKTER VED DYR KING AV BLÅSKJELL OG GRØNNSEKKEDYR – KUNNSKAPSGRUNNLAG FOR FORVALTNING (2026)

Tore Strohmeier, Øivind Strand, Mats Bøgwald, Stein Mortensen, Rolf
Brudvik Edvardsen, Vivian Husa, Tina Kutti og Ellen Sofie Grefsrud (HI)



Tittel (norsk og engelsk):

Miljøeffekter ved dyrking av blåskjell og grønnsekkedyr – kunnskapsgrunnlag for forvaltning (2026)

Rapportserie:

Rapport fra havforskningen
ISSN:1893-4536

År - Nr.:

2026-25

Dato:

12.05.2026

Forfatter(e):

Tore Strohmeier, Øivind Strand, Mats Bøggwald, Stein Mortensen, Rolf Brudvik Edvardsen, Vivian Husa, Tina Kutti og Ellen Sofie Grefsrud (HI)

Forskningsgruppeleder(e): Vivian Husa (Bentisk økologi)
Godkjent av: Forskningsdirektør(er): Geir Lasse Taranger
Programleder(e): Robin Ørnsrud

Distribusjon:

Åpen

Prosjektnr:

15195

Program:

Fremtidens havbruk

Forskningsgruppe(r):

Bentisk økologi

Antall sider:

37

Sammendrag (norsk):

Regjeringens mål om at alt fôr til oppdrettsfisk og husdyr skal komme fra kortreiste, bærekraftige kilder og bidra til å redusere klimagassutsleppene i matsystemene vil etter all sannsynlighet måtte bygge på en økt produksjon av marine råvarer. Samtidig vil en produksjonsøkning kunne bidra til økt tilgang på næringsrik sjømat til humant konsum. Blåskjell og grønnsekkedyr trekkes frem av industrien og academia som egnede bidragsyttere. Havforskningsinstituttet bidrar til å utvikle kunnskapsgrunnlaget for havbruksforvaltningen, og i denne rapporten sammenstiller vi tilgjengelig kunnskap om lokale og regionale miljøeffekter ved dyrking av blåskjell og grønnsekkedyr i hengekultur i fjorder og kystnære områder. Det finnes lite litteratur om miljøeffekter ved dyrking av grønnsekkedyr og hvis det ikke spesifikt refereres til grønnsekkedyr i teksten så er det litteratur fra blåskjell dyrking som omtales. En storstilt økning i produksjon av blåskjell og grønnsekkedyr (100–1000 ganger dagens nivå) vil kunne gi andre miljøeffekter enn det som hittil er dokumentert.

Biologiske forutsetninger

Blåskjell (*Mytilus* spp.) og grønnsekkedyr (*Ciona intestinalis*) finnes langs hele kysten av Norge. Begge arter trives på hardbunn og spiser ved å filtrere partikler ut fra sjøvannet. Blåskjell og grønnsekkedyr kan få mange avkom, og disse kan ha høy overlevelse når miljøforholdene er gunstige. Dette medvirker til at den naturlige bestanden til artene kan svinge mye mellom år. Blåskjellarver kan spres opptil 50–100 km, mens larver av grønnsekkedyr spres over kortere avstander.

Miljøeffekter i de frie vannmassene

Dyrkningsanlegg reduserer vannbevegelse og vil normalt endre lokal hydrodynamikk, og vi kan ikke utelukke endringer i strømmønster og vannutskiftning på økosystemnivå ved storstilt dyrking.

Dyrking i hengekultur skaper et tredimensjonalt substrat som ellers ikke finnes i vannmassen, og anleggene gir nye levesteder for både planter og dyr. Dermed kan dyrkningsanlegg bidra til å øke artsrikdommen i økosystemet, men kan også bidra til etablering av fremmede arter, med økt sannsynlighet for spredning av organismer og eventuelle medfølgende sykdommer.

Dyrking av filtrerende organismer vil påvirke vannkvalitet på anleggsnivå ved å redusere mengden av naturlig forekommende partikler som detritus, plante og dyreplankton, egg, larver, etc., ved avsetning av fekalier, og gjennom utskillelse av næringsalter. Omfanget av nedgang av partikler innen dyrkningsanlegg kan i stor grad styres ved å tilpasse fordeling av biomasse til lokal bæreevne.

Det er begrenset med litteratur om hvordan dyrkningsanlegg påvirker økosystemer som finnes i fjorder og langs vår kyst, men det er indikert at uttak av partikler kan endre den naturlige sammensetning av størrelse og arter av planteplankton og partikler i miljøet. Det er også foreslått at dyrene kan påvirke forekomst og sammensetning av næringsalter i miljøet. Modellering av forekomst av plante- og dyreplankton i Hardangerfjorden antyder at det må storstilt dyrking til før denne effekten slår inn på økosystemnivå.

Miljøeffekter på sjøbunnen

Når dyrkningsvolumet øker vil det også bli mer nedfall, både av organismen som dyrkes og andre arter som vokser i anleggene. Nedfall fra skjellanlegg kan gi en ny bunnstruktur under dyrkningsanlegget, spesielt kan bløtbunnsamfunn endres mot en hardere bunntype dominert av skall. Den fysiske strukturen som dannes av nedfallskjell og assosiert fauna vil ofte lokalt øke biodiversitet og produktivitet

Dyrking av blåskjell og grønnsekkedyr vil medføre en økt sedimentering av organiske materiale under og i nærområdet til anlegget. Normalt akkumuleres det organiske materialet i nærområdet, men faktorer som dyp, vannbevegelse og egenskaper til partiklene som sedimenterer avgjør hvor langt de spres.

Sedimentering av organisk materiale og nedfall av skjell og assosierte organismer vil kunne påvirke de biogeokjemiske egenskapene til sedimentet. Regenerering av næringsstoffer på grunt vann skjer hovedsakelig gjennom remineralisering over bløtbunn med dyr som lever i sedimentet (infauna). Infauna bearbeider sedimentet, øker oksygentilførselen ned i sedimentet, bryter ned det organiske materialet til uorganiske komponenter og påvirker utvekslingen av næringsstoffer mellom sedimentet og vannmassen. En ytterligere økning i biodeponering kan gi oksygenfattige forhold, redusert biodiversitet og bortfall av infauna. Dette kan forverre effekten av organisk anrikning som følge av redusert bearbeiding av sedimentet.

Sedimentering fra dyrking av blåskjell og grønnsekkedyr kan sannsynligvis påvirke sårbare arter og naturtyper gjennom økt tilførsel av organisk materiale, stabiliteten til sedimentet, endret biogeokjemi, økt skygge fra overliggende dyrkningsstrukturer, endret nivå av næringsalter, endret turbiditet, og/eller gjennom fysiske forstyrrelser under høsting eller røkting. Basert på studier som har vurdert effekter av blåskjell dyrking på ulike habitater, antar vi at nedfall av større mengder skjell og sekkedyr vil kunne ha en betydelig lokal effekt på sårbare grunne naturtyper.

Sykdom, parasitter og forvaltning av helse

Virus, bakterier og parasitter (patogener) kan forårsake sykdom hos skjell. Storstilt dyrking kan skape gunstige

betingelser for virus, bakterier og parasitter ved å øke vertstetthet og dermed legge til rette for effektiv smittespredning. Av kjente patogener i norske skjell, er det parasitten *M. pararefringens* som har forårsaket høy dødelighet i enkelte bestander av blåskjell. Blåskjell kan ikke vaksineres og smittsomme sykdommer kan ikke behandles. Tett kontakt mellom oppdrettede og ville blåskjell sannsynliggjør at når smittsomme sykdommer spres (f.eks ved flytting av skjell) blir de permanent etablert. Kunnskap om helsestatus hos blåskjell i de aktuelle dyrkingsområdene er en forutsetning for å kunne vurdere risikoområder i produksjonsområdene og oppfølging med helsekontroller. Vi har ikke funnet undersøkelser av sykdom hos ville bestander av grønnsekkedyr, men det er kjent at disse dyrene kan være vert for parasitter.

Genetikk – interaksjoner med ville bestander

Dyrking av blåskjell og grønnsekkedyr i norske farvann er i dag basert på naturlig forekommende og stedegne larver og yngel. Studier viser at genetisk materiale fra dyrkede populasjoner kan blande seg med ville populasjoner, og at flytting av skjell kan øke forekomsten av hybridisering og endre den genetiske strukturen i lokale bestander. Nyere genetiske studier gir bedre innsikt i arts- og hybridsammensetning mellom produksjonsområder, men gir fortsatt begrenset grunnlag for å vurdere lokal tilpasning og funksjonelle konsekvenser av innkrysning. Kunnskap om genetisk variasjon og struktur mellom populasjoner er derfor nødvendig, men ikke tilstrekkelig, for å kunne vurdere genetisk påvirkning på ville bestander. Samlet sett er genetisk påvirkning fra stortilt dyrkning av blåskjell og grønnsekkedyr fortsatt lite kjent, og det er behov for mer kunnskap.

Generelle betraktninger til forvaltningen.

I tildelingsmyndighetens vurdering av søknader om dyrking av blåskjell og grønnsekkedyr, og i kommunenes planarbeid med å avsette områder til akvakultur, vil en vurdering av egnethet til lokaliteten kunne bidra til å minske miljøeffekter og å sikre en mer bærekraftig produksjon. I denne forbindelse gir vi en kort vurdering av lokalitetens egnethet med tanke på strømforhold, dybdeforhold, saltholdighet og biomasse. Det gis også noen foreløpige betraktninger om behov for miljøundersøkelse basert på dyrket biomasse.

Sammendrag (engelsk):

Environmental Effects of Cultivating Blue Mussels and Vase tunicate – Knowledge Base for Management (2026)

Summary

The government's objective that all feed for farmed fish and livestock should originate from local, sustainable sources, while contributing to reduced greenhouse gas emissions in food systems, will likely require increased production of marine raw materials. At the same time, increased production may contribute to greater availability of nutrient-rich seafood for human consumption. Blue mussels and vase tunicates are highlighted by both industry and academia as suitable contributors.

The Institute of Marine Research contributes to developing the knowledge base for aquaculture management. In this report, we compile available knowledge on local and regional environmental effects of cultivating blue mussels and vase tunicate in suspended culture systems in fjords and coastal areas. There is limited literature on environmental effects of vase tunicate cultivation, and where sea squirts are not explicitly addressed, the discussion is based on studies of mussel farming. A large-scale increase in production (100–1000 times current levels) may result in environmental effects that differ from those documented to date.

Biological Preconditions

Blue mussels (*Mytilus* spp.) and vase tunicate (*Ciona intestinalis*) occur along the entire Norwegian coast. Both species are associated with hard substrates and feed by filtering particles from seawater. They have high reproductive capacity, and recruitment can be substantial under favourable environmental conditions, contributing to large interannual variability in natural populations. Mussel larvae may disperse over distances of 50–100 km, whereas sea squirt larvae disperse over shorter distances.

Environmental Effects in the Water Column

Aquaculture installations reduce water movement and typically alter local hydrodynamics. At large production scales, changes in current patterns and water exchange at the ecosystem level cannot be ruled out.

Suspended culture introduces a three-dimensional substrate into the water column that is otherwise absent, providing habitat for both flora and fauna. This may increase local biodiversity but can also facilitate the establishment of non-native species, increasing the likelihood of organism dispersal and associated disease transmission.

Cultivation of filter-feeding organisms affects water quality at the farm scale by reducing concentrations of naturally occurring particles such as detritus, phyto- and zooplankton, eggs, and larvae, while contributing organic matter through feces and pseudofeces, and releasing nutrients through excretion. The extent of particle reduction can largely be managed by adjusting biomass to local carrying capacity.

There is limited literature on how farming of suspension feeders affects fjord and coastal ecosystems, but available

studies indicate that particle removal may alter the natural size distribution and species composition of phytoplankton and suspended particles. It has also been suggested that these organisms may influence the concentration and composition of nutrients. However, modelling effects on phyto- and zooplankton biomass in the Hardangerfjord indicate that such effects become significant at the ecosystem level only under large-scale farming.

Environmental Effects on the Seafloor

As production volume increases, so does the deposition of both cultivated organisms and associated species. Deposition from shellfish farms can create new benthic structures beneath installations, particularly transforming soft-bottom communities toward harder substrates dominated by shell material. Such structures often locally increase biodiversity and productivity.

Cultivation of blue mussels and vase tunicate leads to increased sedimentation of organic material beneath and around the farm. This material typically accumulates locally, but factors such as depth, hydrodynamics, and particle characteristics determine its dispersal.

Sedimentation of organic material and shell debris can alter the biogeochemical properties of sediments. In shallow areas, nutrient regeneration primarily occurs through remineralization in soft sediments inhabited by infauna. These organisms rework sediments, enhance oxygen penetration, decompose organic matter into inorganic components, and regulate nutrient exchange between sediment and water. Increased biodeposition may result in hypoxic conditions, reduced biodiversity, and loss of infauna, potentially exacerbating the effects of organic enrichment.

Sedimentation from mussel and vase tunicate may affect vulnerable species and habitats through increased organic loading, changes in sediment stability and biogeochemistry, shading from overlying structures, altered nutrient levels, increased turbidity, and/or physical disturbance during harvesting and maintenance. Based on studies of mussel farming across different habitats, large-scale falloff of mussels and vase tunicate is expected to have significant local impacts, particularly in shallow and sensitive environments.

Disease, Parasites, and Health Management

Viruses, bacteria, and parasites (pathogens) can cause disease in shellfish. Large-scale cultivation may create favourable conditions for pathogen proliferation by increasing host density and facilitating transmission. Among known pathogens in Norwegian shellfish, the parasite *Marteilia pararefringens* has caused high mortality in certain mussel populations. Mussels cannot be vaccinated, and infectious diseases cannot be treated.

Close interaction between farmed and wild populations implies that once introduced, infectious diseases may become permanently established, for example through the transfer of shellfish. Knowledge of health status in farming areas is therefore essential for risk assessment and monitoring. No studies have been identified on diseases in wild sea squirt populations, although these organisms are known to host parasites.

Genetics – Interactions with Wild Populations

Current cultivation in Norwegian waters relies on naturally occurring, local larvae and juveniles. Studies show that genetic material from farmed populations may mix with wild populations, and that translocation of shellfish can increase hybridization and alter the genetic structure of local stocks.

Recent genetic studies provide improved insight into species and hybrid composition across production areas but still offer limited basis for assessing local adaptation and functional consequences of introgression. Knowledge of genetic variation and population structure is therefore necessary, but not sufficient, to evaluate genetic impacts on wild populations. Overall, the genetic effects of large-scale cultivation remain poorly understood, and further research is needed.

General Considerations for Management

In the management's assessment of applications for licenses and the municipal spatial planning for aquaculture, assessing site suitability is key to minimizing environmental impacts and ensuring sustainable production. In this context we provide a brief assessment of site suitability with respect to current conditions, depth, salinity, and biomass levels. We also present preliminary considerations regarding the need for environmental monitoring based on cultivated biomass.

This summary was translated by ChatGpt and subsequently proofread by the authors.

Innhold

1	Innledning	7
2	Biologi og dyrking	8
2.1	Utbredelse	8
2.2	Spiseadferd	8
2.3	Reproduksjon og vekst	8
2.4	Dyrking	9
3	Miljøeffekter	10
3.1	Miljøeffekter i de frie vannmasser	10
3.1.1	<i>Dyrkingsanlegg bremser vannstrøm og næringstilgang</i>	10
3.1.2	<i>Dyrkingsanlegg gir nye levesteder for dyr og planter</i>	10
3.1.3	<i>Dyrkingsanlegg tiltrekker seg fisk</i>	11
3.1.4	<i>Etablering av fremmede arter</i>	11
3.1.5	<i>Effekter av filtrerende organismer på pelagiske økosystemer</i>	11
3.1.6	<i>Regenerering av næringsstoffer i vannmassen</i>	12
3.1.7	<i>Oppsummering: miljøeffekter i de frie vannmasser</i>	12
3.1.8	<i>Betraktninger til forvaltningen om miljøeffekter i de frie vannmasser</i>	13
3.2	Miljøeffekter på sjøbunnen	13
3.2.1	<i>Endringer i vannbevegelse over bunnen</i>	13
3.2.2	<i>Effekter på makrofauna som lever på sedimentet</i>	13
3.2.3	<i>Sedimentering av fekalier og organisk anrikning av bunnen.</i>	14
3.2.4	<i>Biogeokjemien i sedimentet</i>	14
3.2.5	<i>Omsetting av næringsstoffer</i>	15
3.2.6	<i>Effekter på infauna</i>	16
3.2.7	<i>Sårbare arter og naturtyper</i>	16
3.2.8	<i>Regionale miljøeffekter på sjøbunn</i>	17
3.2.9	<i>Oppsummering av miljøeffekter på sjøbunn:</i>	17
3.2.10	<i>Betraktninger til forvaltningen om miljøeffekter på sjøbunn</i>	18
3.3	Sykdom og smitte	19
3.3.1	<i>Betraktninger til forvaltningen om sykdom og smitte</i>	19
3.4	Genetikk – interaksjoner med ville bestander	19
3.4.1	<i>Betraktninger til forvaltningen om genetiske interaksjoner</i>	20
3.5	Generelle betraktninger til forvaltningen	20
3.5.1	<i>Egnede lokaliteter</i>	20
3.5.2	<i>Betraktninger om behov for miljøundersøkelser</i>	21
3.6	Referanser	22
3.7	Vedlegg	34

1 - Innledning

Regjeringen har i [langtidsplanen for forskning og høyere utdanning](#) satt mål om at alt fôr til oppdrettsfisk og husdyr skal komme fra bærekraftige kilder og bidra til å redusere klimagassutslippene i matsystemene. Våren 2024 ble samfunnsoppdraget «Bærekraftig fôr» startet opp. Samfunnsoppdraget søker økt norsk fôrproduksjon, og vil etter all sannsynlighet måtte bygge på en økt lokal produksjon av marine råvarer. Samtidig vil en produksjonsøkning kunne bidra til økt selvforsyningsgrad og større tilgang på næringsrik sjømat til humant konsum.

Flere rapporter [1, 2], samt næringen selv (NCE Seafood), peker særlig på blåskjell og grønnsekkedyr som en kilde til mat og ingredienser til fôr. En storstilt dyrking av filtrerende organismer kan ha miljøpåvirkninger, og Havforskningsinstituttet mandat er å «*kontinuerlig utvikle kunnskapsgrunnlaget for havbruksforvaltningen og slik bidra til å tilrettelegge for høyest mulig verdiskaping fra akvakultur innenfor bærekraftige rammer*».

Mengden av dyrkede blåskjell i Norge har vært forholdsvis stabilt de siste 10 år med en produksjon omkring 2000 tonn per år (kilde [Fiskeridirektoratets akvakulturstatistikk](#)). Per august 2025 var det 127 akvakulturtillatelser for blåskjell. Basert på informasjon fra næringen dyrkes det blåskjell på 65 av tillatelsene i dag (pers. komm. Ole Andre Nilsen, Norgeskjell AS), og største biomasse per anlegg er omkring 200 tonn. Det er registrert 16 akvakulturtillatelser for grønnsekkedyr og «sekkedyr uspesifisert» i sjø (august 2025). Dyrking av grønnsekkedyr er nytt i Norge og stående biomasse oppgis til rundt 1 000 tonn på en lokalitet i Møre og Romsdal (pers. komm. Magnus Petersen, Pronofa AS). Det er ventet en hurtig oppskalering av aktiviteten og våren 2025 forelå det søknader om akvakulturtillatelser for en biomasse på omkring 500 000 tonn (omregnet til våtvekt) fordelt på fylkene Østfold, Rogaland, og Møre og Romsdal.

I denne rapporten oppsummerer vi kunnskapsgrunnlag for lokale og regionale miljøeffekter ved dyrking av blåskjell og grønnsekkedyr dyrket på tauverk i øvre del av vannmassen (hengekultur). Kunnskapsgrunnlaget er avgrenset til miljøpåvirkninger knyttet til aktiviteten i sjøfasen for fjorder og kystnære områder. Merk at det finnes lite litteratur om miljøeffekter ved dyrking av grønnsekkedyr og hvis det ikke spesifikt refereres til grønnsekkedyr i teksten så er det litteratur fra blåskjell dyrking som omtales.

Kunnskapsgrunnlaget er tiltenkt som støtte til forvaltningen ved tildeling av akvakulturtillatelser og for planarbeidet i kommuner ved avsetting av arealer til akvakultur i kystsoneplanen. Kunnskapsformidlingen inneholder ikke råd, men har noen overordnede betraktninger til forvaltningen om grad av miljøeffekter og behov for miljøundersøkelser.

2 - Biologi og dyrking

2.1 - Utbredelse

Blåskjell og grønnsekkedyr finnes langs hele kysten av Norge. Begge arter trives på hardbunn og normalt i større ansamlinger. Blåskjell finnes ofte i tidevannsonen, og ved fravær av rovdyr kan de forekomme på dypere vann. Blåskjell tåler saltholdighet ned mot 6 promille. Blåskjell i Norge tilhører *Mytilus*-artskomplekset, som består av tre nært beslektede arter (*M. edulis*, *M. trossulus* og *M. galloprovincialis*). De regnes som separate arter, men hybridiserer naturlig der utbredelsen overlapper, og omtales derfor ofte som et artskompleks – både fordi de kan danne hybridpopulasjoner og fordi de ikke er mulig å skille morfologisk. Stedsspesifikk kunnskap om hvor de ulike artene i blåskjellkomplekset forekommer langs norskekysten er lite kjent.

Grønnsekkedyr finnes fra under tidevannsonen og ned til store dyp. Fra Sverige meldes det om to mulige varianter av grønnsekkedyr. Den første varianten har en største lengde på 15 cm, opptrer på grunnere vann, gyter om våren eller tidlig sommer, og dør som oftest deretter [3]. De nye bunnslette individene vokser hurtig om sommeren, og dyrene gyter en eller flere ganger avhengig av temperatur og fødetilgang [4]. Den andre varianten har noe tykkere kappe, svakt grønnaktig farge, blir ofte lengre enn 25 cm, lever på dypere vann, er to- eller flerårig og gyter først i sitt andre leveår, og dør etter gyting [3]. Nedre grense for saltholdighet hos grønnsekkedyr er om lag 11 promille.

2.2 - Spiseadferd

Både blåskjell og grønnsekkedyr beiter ved å filtrere partikler ut fra sjøvannet. Føden består for det meste av planteplankton og andre organiske partikler – typisk i størrelsesområdet noen mikrometer til flere millimeter [5-9]. Undersøkelser av beiteadferd hos blåskjell i norske farvann viser at de filtrerer mer vann [10] sammenlignet med andre steder hvor det er høyere fødekonsentrasjon. Blåskjell fanger effektivt partikler større enn ca. 5–8 µm, selv om dette kan variere noe gjennom året [11]. Det er pågående studier av beiteadferden til grønnsekkedyr fra norske farvann, men det er allerede kjent at disse dyrene effektivt fanger mindre partikkelstørrelser sammenlignet med blåskjell [9], helt ned mot én mikrometer [9, 12] [13].

2.3 - Reproduksjon og vekst

Både blåskjell og grønnsekkedyr slipper kjønnsceller fritt i vannmassen hvor eggene befruktes. Kjønnsmodning og gyting hos blåskjell varierer i norske farvann. Kjønnsmodning kan forekomme for ett år gamle skjell [14, 15], sannsynligvis som følge av god tilgang på føde [15]. Blåskjellene gyter normalt i sommerhalvåret, med størst aktivitet om vår og tidlig sommer, men høstgyting og perioder uten aktivitet forekommer. Blåskjellarver finnes i våre fjord- og kystfarvann fra sen vår til langt utpå høsten. Felt-, genetikk- og modellstudier indikerer at larvene normalt spres fra nærområdet til ca. 50 km, men kan i visse tilfeller transporteres lengre enn 100 km [16-18]. Graden av spredning er hovedsakelig avhengig av varigheten til larvefasen (ofte 2–6 uker avhengig av bl.a. temperatur og føde), hydrografi (tidevann, vind, strøm) og larveadferd (vertikal posisjonering). Etter bunnslåing vil både blåskjell og grønnsekkedyr ha liten mobilitet. Det er forskjeller i vekst innen lokaliteter, mellom fjord og kyst og mellom regioner langs kysten, men blåskjell vil normalt oppnå kommersiell størrelse som føringrediens etter ett til to år (4–5 cm i skallengde) og som konsumskjell etter to til tre år (5–6 cm skallengde).

Reproduktiv alder hos grønnsekkedyr varierer med temperatur, mattilgang og populasjon, og kjønnsmodning er i større grad bestemt av størrelse enn alder. Studier fra våre breddegrader indikerer at grønnsekkedyrene må bli 50–80 mm lange før de blir kjønnsmodne [4, 19, 20]. Kjønnsceller produseres kontinuerlig og man estimerer en

total produksjon mellom 10 000–100 000 egg per individ [20, 21]. Utviklingstiden er temperaturavhengig, men generelt vil befruktete egg klekke etter 1–3 dager [22]. Larvene er pelagiske og bunnsløse etter 2–10 dager [3, 23]. I henhold til en studie vil larvene kunne spres 100–1000 meter avhengig av blant annet hydrografiske forhold [23]. Det bemerkes her at en frittsvevende larvefase med varighet på 10 dager og med en sterkere og ensrettet strømmretning sannsynligvis vil spre larvene betydelig lengre enn 1000 meter, og muligens lengre enn 20 km dersom spredningspotensialet til blåskjell legges til grunn. Levetiden er fra 3–6 måneder i varme områder (ca. 15–25 °C) til 1–2 år i kaldere områder (5–20 °C) [4, 24, 25].

Blåskjell og grønnsekkedyr kan få mange avkom (høy fekunditet), og disse kan ha høy overlevelse når miljøforhold som fødetilgang, vannbevegelse og predasjon er gunstige. Dette medvirker til at de naturlige bestandene kan svinge mye mellom år [26, 27]. Blåskjell og grønnsekkedyr har overlappende tid for gyting, og det kan ventes påslag av begge arter i dyrkningsanlegg, med påfølgende konkurranse om føde og plass [28], behov for ekstra håndtering og redusert produksjon.

Kjønnsmodning og gyting er bestemmende for "matinnhold" i både blåskjell og grønnsekkedyr. Etter gyting vil dyrenes verdi reduseres, enten de skal brukes som konsumvare eller som ingrediens i fôr.

2.4 - Dyrking

Blåskjell dyrkes over store deler av verden, enten på bunn (ca. 15 %) eller fritt i vannmassen (ca. 85 %). Det meste av verdens skjelldyrking skjer i grunne kystnære områder, og over områder hvor det ofte er bløtbunn.. Det er for tiden økt global interesse i utprøving av dyrking av lavtrofiske arter til havs. Norskekysten er topografisk variert, ofte med større dyp, og vekslende bunnforhold mellom bløt-, blandet- og hardbunn.

I Norge dyrkes blåskjell og grønnsekkedyr i hengekultur, mens det på en lokalitet i Trøndelag dyrkes blåskjell på bunn i Rissastraumen. Naturlig forekommende larver fester seg til tauverk som holdes flytende av blåser eller rør. Blåskjell dyrkes i de øverste 10 meterne av vannsøylen, mens dyrking av grønnsekkedyr er under utprøving i dypet fra 5–30 meter. Erfaringer så langt indikerer mest biomasse og best vekst av grønnsekkedyr fra 5–25 meters dyp.

Dyrking av blåskjell og grønnsekkedyr er basert på naturlig føde, og omtales ofte som økologisk, arealeffektiv og bærekraftig. Dette skyldes bl.a. at aktiviteten ikke forbruker ferskvann, fôr, gjødsel, legemidler eller bruker seleksjon/avl. Dyrking av disse organismene fremheves også ofte som et tiltak for å bedre vannkvalitet og motvirke overgjødning (eutrofiering). Det finnes lite informasjon om miljøeffekter ved dyrking av grønnsekkedyr, men betydelig litteratur om miljøeffekter ved dyrking av skjell.

Det utvikles nå vekstanlegg og teknologi for industriell røkting og høsting av grønnsekkedyr i Norge. Dagens kapasitet for høsting er om lag 10 tonn per time. Dersom dyrking av filtrerende dyr skal bidra til å dekke fremtidig behov for fôr, er det rimelig å anta et behov for en 100–1000 ganger økning i dyrket biomasse ut fra dagens produksjon av om lag 2000 tonn blåskjell (våtvekt). Det er dermed ikke gitt at dagens litteratur om miljøpåvirkninger ved dyrking av filtrerende organismer gjenspeiler de virkningene som en slik økning i produksjonen kan ha.

3 - Miljøeffekter

Gode miljøindikatorer er nødvendig for å kunne måle eller beskrive hvordan dyrking påvirker det marine miljø, ofte i komplekse økologiske prosesser. De mest brukte miljøindikatorene ved dyrking av skjell er gjennomgått av Byron et al. 2024 [30]. Miljøindikatorene kan deles inn i to grupper etter hvilke deler av økosystemet de påvirker, enten som påvirkninger på bunn eller i de frie vannmasser. Påvirkninger i de frie vannmasser kan videre deles mellom vannkvalitet og interaksjoner med næringsnettet. I teksten under starter vi med å se på miljøeffekter i de frie vannmasser.

3.1 - Miljøeffekter i de frie vannmasser

3.1.1 - Dyrkningsanlegg bremser vannstrøm og næringstilgang

Dyrkningsanlegg er fysiske hindre, men de er gjennomtrengelige for vannbevegelse. Slike anlegg påvirker vanligvis den lokale hydrodynamikken, og strømhastigheten reduseres ofte på grunn av økt friksjon i møte med den fysiske strukturen [31-34]. Hvor stor denne friksjonen er - og dermed graden av strømhastighetsreduksjon – avhenger av flere faktorer som anleggets utforming (lengde og avstand mellom bæreliner), bakgrunnstrømmen, orientering i forhold til den dominerende strømrretningen, og mengde biomasse på dyrkningstauene [32, 35-39]. Redusert strømhastighet gjennom anlegget gir lengre oppholdstid for vannet og begrenser tilførselen av ny føde. Dette øker sannsynligheten for uttømming av føde og kan føre til næringsbegrensning i anlegget.

Når strømhastigheten reduseres gjennom dyrkningsanlegg(ene) vil også hastighetsprofilen til vannmassen endres. Dette øker rotasjonsbevegelsen til vannet, endrer vertikal sirkulasjon på sidene, akselererer strømhastigheten under anlegget, og gir kjølvann etter anlegget [32, 40-42]. Demping av bølger, endret hastighetsprofil og påvirkning av stratifisering/sjiktning [32, 35, 38, 40, 43-45] kan endre tilførsel av næringsalter, føde, spredning av materiale, samt endre fødeadferd og fotavtrykk fra dyrkningsanlegg [46]. Bæreevnen til aktiviteten og økosystemet er dermed nært knyttet til vannbevegelse [45, 47, 48].

Det finnes få studier om påvirkning av vannbevegelse på økosystemskala fra dyrkningsanlegg, men endringer i strømmønster, vannutskiftning [49] og oppholdstiden til vannet er vist [50]. I Sanggou Bay (Kina) foregår dyrking av skjell og tare i en større skala enn noe annet sted. Her er friksjon fra dyrkningsanlegg og partikkelfluks vurdert med hydrodynamiske modeller [41, 43]. Fra en situasjon på 1990-tallet hvor nedgang i strømhastighet var på 20 % i seilingskanalene og 54 % i midten av dyrkningsområdet, har fordelingen av biomassen og arter endret seg betydelig over tid. Mye av tare dyrkingen er flyttet ut av bukten, og de nærmeste 100–200 meter mot land brukes ikke lenger til dyrking, på grunn av økt turisme. Erfaringene fra dette området er likefult viktig fordi det er et praktisk eksempel på bremsing av vannbevegelse og tilgang på føde i stor skala, med påfølgende reduksjon av bæreevnen for dyrking til systemet.

3.1.2 - Dyrkningsanlegg gir nye levesteder for dyr og planter

Dyrking i hengekultur skaper et tredimensjonalt miljø som ellers ikke finnes i åpne vannmasser. Slike anlegg gir nye levesteder for evertebrater (virvelløse dyr) og planter bl.a. ved å tilby substrat (et sted å feste seg), skjul mot rovdyr og beskyttelse mot ugunstige miljøforhold [51]. Påvekstorganismer utgjør imidlertid en utfordring for industrien i alle land [52]. De vanligste artene som etablerer seg på dyrkingsutstyr omfatter bl.a. makroalger, rur, hydroider og sekkedyr [53]. I tillegg kan man finne arter som slimorm, ulike skjell- og sneglearter, kalkrørsorm og andre børstemark, samt krepsdyr som amfipoder (tanglopper) og trollhummer [54-59]. Artsmangfoldet og biomassen til de assosierte artene øker normalt over tid, og det er funnet over hundre ulike arter fra dyrkningsflåter i Spania [54]. I visse tilfeller, eller på noen steder, kan mengden av påvekstorganismer utgjøre store deler av den totale dyrkede biomassen [28, 60, 61]. Ved høy tilstedeværelse av assosierte arter kan disse

artene også utgjøre nye levested og/eller tiltrekke seg andre arter [56, 62, 63]. Det er også rapportert «et rikt liv av evertebrater med en stor mengde arter» på dyrkningsliner med grønnsekkedyr, men uten at mer spesifikk informasjon er gitt [29]. Således vil dyrkningsanlegg kunne bidra til å øke artsrikdommen i økosystemet.

3.1.3 - Dyrkningsanlegg tiltrekker seg fisk

Flere studier har vist at skjellanlegg øker tilstedeværelsen av fisk og mobil makrofauna [64]. Det er rapportert flere arter av bunnlevende fisk knyttet til skjellanlegg [65], noen arter av pelagisk fisk, og stimer av fisk inne i skjellanlegg [66]. Økt tilstedeværelse av fisk etter introduksjon av skjell dyrkningsanlegg [67] har blitt knyttet til flere byttedyr på dyrkningslokaliteten.

Påvekstorganismene i skjell dyrkningsanlegg kan være både skjul og føde for fisk. Tilgang på byttedyr for fisk kan være mye høyere i skjellanlegg sammenlignet med forekomsten av byttedyr på bunnen under skjellanlegget [68], og antallet ungfisk kan øke i takt med begroing av alger på blåskjelliner. Det er også observert at bunnlevende fisk beiter på skjell i anlegget. Det er likevel uklart i hvilken grad tiltrekningen av fisk skyldes dyrkningsstrukturen [69-71] eller den rike biodiversiteten assosiert med skjell dyrkningsanlegg [72].

3.1.4 - Etablering av fremmede arter

Skjell dyrkningsanlegg har stor overflate (mye plass) og normalt få bunnlevende rovdyr. Dette kan bidra til å etablere og opprettholde innkommende fremmede arter [73]. Det er antatt at skjell dyrking er medvirkende til introduksjon av en stor andel av fremmede arter i kystnære strøk [74, 75]. Det er også vist at skjell dyrkningslokaliteter er et samlingspunkt for et stort antall slike arter [73]. Risikoanalyse for flytting av akvakulturanlegg eller dyrkede arter indikerer høy miljømessig fare for spredning av skadedyr [76, 77].

3.1.5 - Effekter av filtrerende organismer på pelagiske økosystemer

Blåskjell og grønnsekkedyr fjerner effektivt partikler fra sjøvannet, i størrelsesområdet fra noen få mikrometer til flere millimeter [5-8]. Det er vist og modellert at blåskjell kan redusere, og i visse tilfeller, fjerne det meste av næringspartikler både på individ-, anleggs- og økosystemnivå [44, 78-83]. I denne rapporten har vi valgt å omtale anleggs- og økosystemnivå.

Dyrking av filtrerende organismer vil påvirke vannkvaliteten og interaksjoner i næringsnett på anleggsnivå, og storstilt dyrking vil kunne påvirke større deler av økosystemet. Dette skyldes primært dyrenes evne til å redusere mengden av partikler (plante- og dyreplankton, detritus, egg, larver, etc.) i vannmassen, som i visse tilfeller kan utøve en «ovenfra og ned» kontroll over planktonsamfunnet [84-87]. En nedgang i mengden av partikler vil gjøre vannet mer gjennomskinnelig for lys [83] og øke dybden til den eufotiske sonen/nedre voksegrense for planter. Som et eksempel ble siktedypet i et dyrkningsanlegg med grønnsekkedyr rapportert til en halv meter dypere sammenlignet med miljøet utenfor [29]. Reduksjon av partikler er positivt for eutrofierte systemer hvor høsting av organismene vil representere et uttak av næringsstoffer [3], men for upåvirkede systemer vil færre tilgjengelige partikler kunne øke konkurransen om føde for alle naturlig forekommende filtrerende organismer og redusere flyt av energi/føde til høyere trofiske nivåer. En generell nedgang av partikler i økosystemet vil også kunne redusere sedimentering og organisk påvirkning på bunn utenfor sedimenteringsområdet til selve anlegget.

Enkelte feltstudier indikerer at større biomasser av skjell kan endre planktonsamfunnets arts- og størrelsesstruktur. Dette er vist for laguner [88, 89], en østersdam [90], estuarier [91, 92] og gjennom et sund [93]. Et skifte mot mindre størrelser av planteplankton vil sannsynligvis favorisere grønnsekkedyr og andre organismer som kan fange mindre partikler [9]. Basert på litteratur fra feltstudier kan man anta at beiting kan påvirke det pelagiske økosystemet (strukturereffekt), men datagrunnlaget er begrenset og det er behov for flere studier.

Nedgang i mengde av plante- og dyreplankton som følge av ulik biomasse av dyrkede blåskjell er modellert for midtre og indre del av Hardangerfjorden [81]. Denne studien indikerer at en dyrket blåskjellbiomasse på ca. 200 000 tonn vil redusere forekomsten av planteplankton i økosystemet med opptil 60 % for en kort periode av året, og at årlig forekomst av dyreplankton i økosystemet avtar med opptil 25 %.

Filtrerende organismer kan spise egg og larver/meroplankton fra f.eks. skjell, leddyr, rur, amfipoder, snegl og børstemark [7, 94], og dyrking kan dermed redusere rekruttering til det naturlige miljøet [95], som igjen kan ha konsekvenser for det bentiske samfunnet. Dette er så langt ikke dokumentert gjennom feltstudier.

Den kvalitative betydningen av beitingen (filtrering av vannmassen) for et gitt område er avhengig av tilgang på føde, dyrket biomasse, årstid, utforming av anlegg og oppholdstiden til vannet [39, 81, 96].

3.1.6 - Regenerering av næringsstoffer i vannmassen

Storstilt dyrking av filtrerende organismer kan også påvirke næringsstoffdynamikken gjennom ekskresjon av ammonium og fosfat, og uttak av nitrogen og fosfor ved høsting. Etter hvert som skjellene vokser i et skjellanlegg vil det på dyrkningsstrukturen, og i rom mellom skjellene, akkumuleres organisk materiale, samtidig som biomassen til assosierte arter øker [97-99]. Dette fører til et betydelig oksygenforbruk og utveksling av næringsstoffer i overgangen mellom dyrkningsstrukturen og vannfasen [57, 58, 98, 100-102].

Skjell dyrkningsanlegg har typisk en høy biomasse av hardbunnsfauna, mens bunnen under skjellanlegg er ofte bløt og dominert av infauna. Dette kan gi ulike biogeokjemiske prosesser og flukser av oksygen og næringsstoffer. Mer sammenstillende informasjon finnes i avsnittet «omsetning av næringsstoffer» i delen om miljøeffekter på bunn.

3.1.7 - Oppsummering: miljøeffekter i de frie vannmasser

Dyrkningsanlegg reduserer vannbevegelse og vil normalt endre lokal hydrodynamikk. Det finnes studier som viser at dyrkningsanlegg kan påvirke vannbevegelse på økosystemskala, men disse undersøkelsene er fra områder med langt lavere vannvolum (dybde) enn vårt kystfarvann. Vi kan imidlertid ikke utelukke endringer i strømmønster og vannutskiftning i våre farvann vedorstilt dyrking.

Dyrking i hengekultur skaper et tredimensjonalt substrat som ellers ikke finnes i vannmassen, og anleggene gir nye levesteder for planter og dyr. Dyrkningsanlegg bidrar dermed til å øke artsrikdom i økosystemet, men kan også bidra til etablering av fremmede arter. Det er vist at skjell dyrkningslokaliteter kan være levested for et stort antall fremmede arter. Risikoanalyse for flytting av akvakulturanlegg indikerer høy miljømessig fare for spredning av organismer og sykdommer.

Dyrking av filtrerende organismer vil påvirke vannkvalitet på anleggsnivå. Dyrene i anlegget vil redusere mengden av partikler i størrelsesområdet 2 mikrometer til ~ 1 millimeter i sjøvannet. Dette gjelder både døde organiske partikler (detritus) og levende celler som planteplankton, dyreplankton, egg og larver. Graden av nedgang av partikler innen dyrkningsanlegg kan i stor grad styres ved å tilpasse fordeling av biomasse til lokal bæreevne. Praktisk gjøres dette gjennom utforming av anlegget (lengde på bæreliner, avstand mellom bæreliner, lengde samlere/strømper, avstand mellom strømper, og tynning av biomasse).

Det er begrenset med litteratur om hvordan dyrkningsanlegg påvirker økosystemer som finnes i fjorder og langs kysten, men det er indikert at uttak av partikler innen et gitt størrelsesområde kan endre den naturlige sammensetning av størrelse og arter av planteplankton og partikler i miljøet. Det er også foreslått at dyrene kan påvirke dynamikken (forekomst og sammensetning) av næringsalter i miljøet. Modellering av forekomst av plante- og dyreplankton (deler av Hardangerfjorden) antyder at det måorstilt dyrking til før denne effekten slår inn på økosystemnivå.

3.1.8 - Betragtninger til forvaltningen om miljøeffekter i de frie vannmasser

Dyrkingsanlegg kan være levested for fremmede arter, og risikoanalyse indikerer høy miljømessig fare for spredning av skadedyr ved flytting av akvakulturanlegg eller dyrkede arter. Flyttinger over store avstander gir også økt fare for spredning av sykdommer. Dette betyr at bruk av stedege dyr og produksjon innad i en definert produksjonssone reduserer sannsynligheten for uønskede effekter. Basert på dagens produksjon av blåskjell i Norge er det lite trolig at dyrkingen innebærer noen vesentlige virkninger på vannkvalitet eller næringsnett på økosystemnivå i de frie vannmasser. Ulik grad av uttømming av partikler på anleggsnivå er å forvente, men vil primært påvirke produksjonen negativt og kan motvirkes ved å tilpasse biomasse. Gitt en oppskalering av aktiviteten, anslagsvis mot en produksjon på 5–20 000 tonn, avhengig av økosystemets størrelse og egenskaper, kan man forvente endringer i vannkvalitet og virkning på næringsnettet. En slik storstilt dyrking er ny i Norden og det vil være behov for mer kunnskap for å identifisere når det er behov for miljøovervåkning.

3.2 - Miljøeffekter på sjøbunnen

3.2.1 - Endringer i vannbevegelse over bunnen

Bruk av betongblokker og/eller ankre til å forøye skjellanlegg vil ha lokal effekt på det bentiske miljø som følge av nedsetting av strukturene og tilføring av mer hardbunn [103-105]. Miljøvirkningene anses som svært lokale og av lite omfang, og diskuteres ikke videre her. Nedfallsskjell kan også sees på som tilført fysisk struktur, og det er foreslått at nedfallsskjell kan senke strømhastigheten over sedimentet og dermed øke sedimentering til bunn [106]. Miljøeffekter av redusert strømhastighet som følge av nedfallsskjell og endret sedimentering er lite undersøkt.

3.2.2 - Effekter på makrofauna som lever på sedimentet

Nedfall av skjell (og assosierte arter) fra skjellanlegg kan gi en ny struktur på bunnen under dyrkingsanlegget. I tilfeller hvor nedfallet er betydelig kan bløtbunnsamfunn endres mot en hardere bunntype dominert av skall. Det er flere faktorer som forårsaker at skjell, eller klumper av skjell, faller av dyrkningstauene. Typiske årsaker inkluderer røkting og høsting, rykk i tauverk fra bølgebevegelse, nedbrytning av byssustråder ved forhøyede sjøtemperatur, selvtynning, påvekstorganismer, reproduksjon, og predatorer (f.eks. beiting av ærfugl) [107-114]. Det er sannsynligvis store variasjoner i nedfall av skjell under ulike anlegg og lokaliteter. En studie indikerer om lag 46 % tap av skjell mellom strømping og høsting [115], mens raten av yngel som faller av samlerne kan være enda høyere; opp mot 75 % [113]. Mengden av gjennomsnittlig daglig nedfall av blåskjell er kvantifisert til 130 g m⁻² i Leonard 2004, [72]. Det finnes flere studier som viser mye levende skjell og skallmateriale under dyrkingsanlegg [106, 116-119], og det er beskrevet tykke skjellklumper (23–30 cm) med opptil 250 skjell m⁻² som dekker mer enn 50 % av bunnen under anlegg. Den fysiske strukturen som dannes av nedfallsskjell og assosiert fauna vil ofte lokalt øke biodiversitet og produktivitet, hvor nedfallsskjell kan utvikles til et samfunn bestående av hardbunnsarter som sekkedyr, kalkrørsmark og svamp [116][72].

Nedfallsskjell og assosierte arter øker tilgangen på føde for bunnlevende rovdyr og åtseletere [45, 71]. Dette underbygges av flere studier som viser at antall og/eller biomasse av bunnlevende rovdyr øker under skjell dyrkingslokaliteter [117, 120, 121] ettersom kulturer vokser over tid [122]. Arter som spiser av nedfallet inkluderer sjøstjerner [117, 123], krabbe [124-126], hummer [127] og bunnfisk [67]. Det er også vist aggregering av pigghuder (sjøstjerner, kråkeboller og sjøpølser) under skjellanlegg, med opptil ti ganger økning i biomasse sammenlignet med kontrollområde (Olaso Toca 1979, 1981, se [72]). Her ble det rapportert at sjøstjernene beitet på skjell, antatt at sjøpølser ble tiltrukket av sedimenterte fekalier, og at kråkeboller var falt ned fra skjellanlegget. Det er foreslått at høye tettheter (aggregering) og god fødetilgang kan gi mer avkom (øke fekunditet) hos en art av sjøstjerne [117].

3.2.3 - Sedimentering av fekalier og organisk anrikning av bunnen.

Blåskjell og grønnsekkedyr tar opp føde ved å fange frittsvevende partikler fra sjøvannet. Partikler som ikke tas opp over tarmen avstøtes som biodeposits (= fekalier + pseudofekalier). I teksten her bruker vi primært samlebetegnelsen biodeposits, selv om forsøk med blåskjell fra våre farvann indikerer liten eller ingen produksjon av pseudofekalier [128]. Biodeposits har høyere synkehastighet sammenlignet med naturlig forekommende partikler, og øker sedimenteringen av partikler i og ved skjellanlegg [129, 130]. Dyrking av blåskjell og grønnsekkedyr vil medføre en økt sedimentering av organiske materiale under og i nærområdet til anlegget.

Hvor og hvor mye biodeposits som akkumuleres i nærområdet til et dyrkningsanlegg er avhengig av hvor mye biomasse som dyrkes, hvor langt de transporteres i vannsøylen og langs bunn, og hvor hurtig de brytes ned. Hvor hurtig biodeposits dannes og synker mot bunn varierer mellom arter, størrelse til individene, føde kvalitet og -kvantitet, og kan endres over dager [131]. Små skjell danner mer biodeposits sammenlignet med større skjell, men fekalierne er mindre og synker senere og kan dermed spres lengre med vannbevegelse. Synkehastighet til blåskjellfekalier er ofte i intervallet $0,2-4,5 \text{ cm s}^{-1}$ [106, 132-134], og for grønnsekkedyr i intervallet $0,5-3,6 \text{ cm s}^{-1}$ [29]. I tillegg vil føde som inneholder mye silt (uorganisk finkornet partikler) øke synkehastigheten opptil fire ganger sammenlignet med føde bestående kun av planteplankton [135]. Målinger av sedimenteringsrater fra skjellanlegg viser et spenn fra $0,2-3 \text{ g Cm}^{-2}\text{d}^{-1}$ (Spania og Sverige) [136, 137] og $89-133 \text{ gDWm}^{-2}\text{d}^{-1}$ (Canada og New Zealand) [32, 138]. Basert på disse dataene vil sedimentasjonen under skjellanlegg være opptil 6 ganger høyere sammenlignet med referansestasjonene. Noe høyere tall finnes ved dyrking av grønnsekkedyr, hvor sedimentasjon under anlegget var 13 ganger høyere enn ved kontrollstasjonen ($4,0$ vs. $0,3 \text{ gCm}^{-2}\text{d}^{-1}$) [29]. Det bemerkes at dette anlegget var plassert på grunt vann (ca. 10 m dyp), men sedimentasjonsarealet økte noe som følge av at anlegget forflyttet seg under (sterkere) vindpåvirkning.

Modellering fremhever at det er lokale strømforhold som hovedsakelig styrer hvor biodeposits sedimenterer og hvordan de transporteres langs bunn [133, 139], men det mangler feltbasert kunnskap om hvordan biodeposits forflyttes med bunnstrøm. Dette vil sannsynligvis være mest relevant for grunnere kystlokalteter med god vannutskiftning og mindre viktig for dypere fjordlokalteter med begrenset bunnstrøm. Ved lengre tids dyrking vil også assosierte arter i skjellanlegg kunne bidra betydelig til sedimentering av organisk materiale [61, 140, 141], og disse må inkluderes i den totale belastningen til aktiviteten.

3.2.4 - Biogeokjemien i sedimentet

Organisk anrikning av bunn fra sedimentering av biodeposits og nedfall av skjell og assosiert organismer vil kunne påvirke de biogeokjemiske egenskapene til sedimentet. Fekalier fra skjell inneholder relativt mye karbon og nitrogen [142], og har ofte et C:N forhold mellom 4,8 og 9 [143-146], som er relativt næringsrikt. Kvaliteten til fekalierne er avhengig av føden som skjellene konsumerer [145], og denne varierer i tid og rom [147]. Fekalier består for det meste av nedbrutt materiale og er allerede kolonisert av mikroorganismer når de utskilles fra dyret [148]. Flere studier har vist at økt sedimentering fra dyrking av skjell kan endre geokjemien til sedimentet under skjellanlegget [136, 149].

Remineralisering (nedbrytning) av fekalier kan øke utslipp av næringsstoffer fra bunnsedimenter under skjellanlegg sammenlignet med referanseområder [150]. Remineralisering er en sammensatt prosess hvor lett omsettelige komponenter brytes ned hurtig (timer/dager) mens tungt nedbrytbare komponenter kan være veldig stabile. Kunnskap om nedbrytningshastigheten er viktig for å forstå hvor hurtig disse brytes ned i miljøet og for å kvantifisere bidraget til regenerering av bentiske næringsstoffer, men det er begrenset med studier om kvaliteten og nedbrytningsraten til skjellfekalier [99, 148, 151-153]. Remineraliseringsrater av fekalier fra skjell som har

spist en naturlig diett er tilgjengelig for norske forhold, og viser forskjeller i nedbrytning mellom sesong, grunnstoff (C, N og P), temperatur og fekaliens næringsinnhold [99]. Det ble vist at den omsettelige delen av fekalie ble remineralisert i løpet av 9–18 dager, avhengig av tid på året.

Mikroorganismer bryter ned organisk materiale gjennom en rekke oksidative reaksjoner. Hvor dette foregår i sedimentet er avhengig av tilførselen av oksidanter, omsettelig organisk materiale, diffusjonen av løste stoffer, bearbeiding av sedimentet av fauna, og fysiske forstyrrelser [154]. Sedimentering og etterfølgende nedbrytning av biodeposits vil normalt øke oksygenbehovet og -forbruket lokalt. Hvis nedbrytningen forbruker mer oksygen enn det som tilføres med vannbevegelse kan det skapes oksygenfattige (anoksiske) forhold med påfølgende sulfatreduksjon nær overflaten. Det kan da dannes frie sulfider, hvor hydrogensulfid (H_2S) er svært giftig.

Det er flere feltstudier som rapporterer en økning i organisk materiale og/eller frie sulfider og/eller redusert redokspotensial under eller nært skjellanlegg [136, 137, 155, 156]. Studiene viser at det kan være betydelig variasjon i disse målene mellom lokaliteter som følge av dyp, resuspensjon og andre fysiske forhold [155]. Det finnes også studier som ikke finner påvirkning fra skjellanlegg på bunnsedimenter [157-159]. Her er det fremhevet at dette kan skyldes at det er vanskelig å påvise bunnpåvirkning for lokaliteter hvor det er naturlig mye organisk materiale (detritus) og høy sedimentering, som ved elveutløp, sjøgressenger og ved naturlig høy planktonproduksjon [140].

Vi har funnet en rapport som omtaler «sedimentegenskapene» under et dyrkningsanlegg med grønnsekkedyr [29]. Her rapporteres det at «*sedimentet var sterkt påvirket av høy organisk belastning. Sedimentet luktet av hydrogensulfid og var flekkvis dekket av hydrogensulfidbakterien Beggiatoa. Det sterkt påvirkede sedimentet var kun lokalisert til under anlegget*». Videre rapporteres det om fravær av dyr i og på sedimentet under anlegget, mens allerede fem meter utenfor anlegget ble det funnet arter av små børstemark. På stasjoner lengre unna ble det funnet et bunnsamfunn i sedimentet med høyere artsrikdom. Det bemerkes at anlegget var lokalisert over grunt vann (< 10 m dyp), hadde høy biomasse (100 kg m^2 – totalt 300 tonn) og det var begrenset vannutskiftning på lokaliteten (midlere strømhastighet; typisk < 5 cms^{-1}).

Infauna bearbeider sedimentet, øker oksygentilførselen ned i sedimentet, og bryter ned organisk materiale til uorganiske bestanddeler [160, 161]. Infauna påvirker utvekslingen av næringsstoffer mellom sedimentet og vannmassen gjennom deres spiseadferd og graving [162, 163]. Således kan infauna dempe effekten av organisk anrikning [164], og framkalle sedimentering og sedimentets kjemiske karakter [141]. En ytterligere økning i biodeponering/sedimentering kan gi anoksiske forhold og redusere biodiversiteten med bortfall av infauna. Dette kan forverre effekten av organisk anrikning som følge av redusert bearbeiding av sedimentet.

3.2.5 - Omsetting av næringsstoffer

Regenerering av næringsstoffer på grunt vann skjer hovedsakelig gjennom remineralisering over bløtbunn med infauna. Bunnfauna er derved viktige i å regulere flukser og konsentrasjon av næringsstoffene i vannet [116, 165, 166]. Fekalier fra dyrkede skjell vil normalt øke oksygenforbruket og fluksen av næringsstoffer (ammonium, fosfat og silikat) i sedimentoverflaten [102, 138, 142, 165, 167-169]. Regenerering av fekalier og næringsstoffer i dyrkningsanlegg kan ha ulike biogeokjemiske prosesser og flukser av oksygen og næringsstoffer da disse har en høy biomasse av hardbunn og infauna. Selv om mange studier viser at oksygenforbruket er høyere ved bunnen under skjellanlegg sammenlignet med utsiden av anlegget [141, 152, 166, 167, 170, 171] er det ikke alltid tilfelle [102, 140, 168, 172].

Oksygenforbruket for skjellstrømper er normalt høyt [97, 98, 101, 173, 174]. Noen av disse studiene har foreslått at påvekstorganismer og akkumulert organisk materiale i skjellanlegg øker oksygenforbruket og fluksen av næringsstoffer. Dette er senere vist under norske forhold, men med store forskjeller i rater mellom vinter og

sommer, som følge av ulik temperatur og mengde av påvekstorganismer [57]. Flere studier [102, 138, 168, 175] har foreslått at skjell dyrking kan modifisere den naturlige fluksen av næringsstoffer og dermed sammensetningen av næringsstoffene (Si:N:P), både i skjellanlegget og på bunnen under anlegg. Hvorvidt dette vil påvirke primærproduksjonen (på bunn og i de frie vannmasser) er avhengig av mange faktorer, inkludert forholdene ved dyrkningslokaliteten og biomassen som produseres [138].

3.2.6 - Effekter på infauna

Hvordan bløtbunnsfauna påvirkes av organisk anrikning fra dyrking av blåskjell er relativt godt studert. Påvirkningen vil ofte følge modellen til Pearson og Rosenberg [176]. Når mengden av sedimenterende organisk materiale øker, så vil bløtbunnsfauna dominert av større filtrerende organismer normalt bli erstattet av mindre sedimentpisende organismer. Første steg er typisk forekomst av små børstemark (som *Capitella* sp.), deretter nematoder, og ved anoksiske forhold finnes ofte matter med bakterier i slekten *Beggiatoa* spp. Biomasse og arts mangfold kan øke med lav og moderat organisk belastning. Ved høy organisk belastning forringes miljøtilstanden på bunnen når sedimentene blir anoksiske.

Fra Sverige er det rapportert om endringer i sammensetningen av fauna under skjellanlegg. Det er vist en nedgang i tilstedeværelse av sensitive arter, økning i tilstedeværelse av opportunistiske arter, og en generell nedgang i tilstedeværelse av fauna, biomasse og arts mangfold [149]. Resultater fra senere studier har vist varierende resultater. Noen studier har ikke funnet en effekt på infauna under skjellanlegg [76], mens andre har vist endringer i mikrobiell [177], meiofauna [177] og/eller infauna [178, 179]. Effektene som er rapportert er for det meste lokale.

Forskjeller i påvirkning på infauna er sannsynligvis avhengig av anleggsspesifikke egenskaper som størrelse/biomasse, tetthet til skjell, antall år med drift, og lokalitetsspesifikke egenskaper som dyp og vannbevegelse [127, 133, 179, 180]. Endring i sammensetning til infaunaen sammenfatter ofte med avstand fra anlegg (e.g. gradienter av organisk påvirkning) [181-183]. Forholdet mellom sedimentering og respons på infauna er lite kjent da det er få studier som har målt dette samtidig [184]. Det er også begrenset med referansedata av bunn fra tiden før etableringen av dyrkningsanlegget. Dermed kan påvirket bunn under anlegget bare sammenlignes med referansestasjoner. I tillegg har vi lite kunnskap om tidsmessig naturlig variasjon i marine bunnsamfunn [185], noe som er nødvendig for å evaluere graden av påvirkning.

Det er gjennomført en metaanalyse av miljøpåvirkninger ved 54 skjellanlegg i New Zealand. Her ble det funnet en økt tilstedeværelse av infauna under skjellanlegg sammenlignet med referansestasjoner (> 50 m unna). Det ble også rapportert en mindre økning eller nedgang i arts mangfold som følge av organisk sedimentering [186]. Sammensetningen av faunaen var hovedsakelig lik mellom dyrkede og referanseområder med unntak av økt tilstedeværelse av børstemark under dyrkningsanlegg.

3.2.7 - Sårbare arter og naturtyper

Fra fiskeoppdrett er det kjent at utslipp av organiske partikler kan ha effekt på sårbare arter og naturtyper. Mengden organiske partikler under fiskeoppdrettsanlegg ($\text{mmol POC m}^{-2} \text{d}^{-1}$ eller $\text{g TPM m}^{-2} \text{d}^{-1}$) kan være 120 ganger høyere i de frie vannmasser og 25 - 30 ganger høyere ved bunn sammenlignet med referansestasjon [187, 188]. Det bemerkes at dette er betydelig høyere enn det dyrkningsanlegg med blåskjell og grønnsekkedyr viser i dag (se over). Det antas at mulig påvirkning vil bli aktualisert ved en markant økning i dyrking av filtrerende organismer, f.eks. for lokaliteter med i størrelsesorden 1000 tonn (våttvekt) eller mer. Undersøkelser fra fiskeoppdrett viser at sediment med hydrogensulfid (H_2S) kan føre til 100 % dødelighet hos kalkalger [189], og de fleste krepsdyr forsvinner og blir erstattet med opportunistiske børstemark [190-193]. Økt organisk belastning kan også endre diversitet og artssammensetning av assosierte mikroorganismer hos korall og svamp [194, 195], og påvirke fysiologi, energilagring og vekst hos øyekorall og blomkalkorall nært

fiskeoppdrettsanlegg (250 m – 1 km) [196]. Bambuskorall på bløtbunn og sjøfjærskog påvirkes også negativt, inklusiv dødelighet og bortfall av tilknyttet fauna (Taormina et al. in prep) [197]. Havforskningsinstituttet har utviklet metodikk for kartlegging av sårbare arter og naturtyper til søknader om akvakultur i sjø [198, 199], primært med tanke på fiskeoppdrettsanlegg.

For grunnere områder er det mulig at sedimentering av biodeposits og nedfall av individer fra dyrking av blåskjell og grønnsekkedyr kan påvirke ålegress, tareskog, kamskjellfelt, løstliggende kalkalger og andre alger gjennom økt tilførsel av organisk materiale, stabilitet i sedimentet, endret strømmønster, endret biogeokjemi, økt skygge fra overliggende dyrkningsstrukturer, endret nivå av næringssalter, endret turbiditet, og/eller gjennom fysiske forstyrrelser under høsting eller røkting. Vi har ikke funnet eksempler på dette i litteraturen, men det er vist at skjellanlegg kan redusere innfallet av lys [185]. Det er ventet at nedfall av større mengder skjell og sekkedyr kan ha en betydelig lokal effekt på sårbare grunne naturtyper. Naturtypene sjøfjærskog, korallrev og korallskogsbunn finnes hovedsakelig på dype lokaliteter, men kan også opptre i grunne områder, særlig i fjordene. Disse naturtypene kan påvirkes på samme måte som gitt over, men her vil særlig organiske partikler, nedfall av materiale fra dyrkningsanleggene, endret strømmønster og turbiditet kunne ha effekter.

Til tross for at dagens sedimentering fra fiskeoppdrett er vesentlig høyere og dermed kan gi større miljøeffekt, innebærer den begrensede kunnskapen om utslipp av organiske partikler, nedfall av skjell, sekkedyr og assosierte arter en usikkerhet knyttet til miljøpåvirkning ved etablering av nye og større anlegg med biomasser over 1000 tonn.

3.2.8 - Regionale miljøeffekter på sjøbunn

Bunneffekter på regional skala er nevnt i litteraturen, hvor spredning av arter som er knyttet til dyrkingsstedet har vært trukket frem. Det er foreslått at aggregering av sjøstjerner under skjellanlegg kan få økt reproduktiv suksess i en slik grad at masseforekomst av arten kan gi konsekvenser for det bunnsamfunnet [117]. Videre er det foreslått at skjellanlegg tiltrekker seg bentiske organismer, spesielt rovdyr [120].

Dyrkningsanlegg kan være med å øke spredningen av maneter gjennom økt tilgjengelighet av egnet substrat for polypstadiet [200, 201]. Oppblomstring av glassmaneten *Aurelia aurita* er knyttet til antall dyrkningsflåter i Taiwan [50]. En slik oppblomstring kan ha kjedeeffekter på resten av økosystemet [200], fra planteplankton og dyreplankton til fisk. Skjellanlegg kan også tiltrekke seg fremmede arter og kan dermed være en spredningskilde til det omkringliggende miljø, noe som kan få konsekvenser for bunnfaunaen, se [73].

3.2.9 - Oppsummering av miljøeffekter på sjøbunn:

Endringer i vannbevegelse over sjøbunnen som følge av forankring av dyrkningsanlegg er lokale og synes å ha lite påvirkning på det fysiske miljø og biologiske liv.

Det kan ventes større mengder med nedfall av den dyrkede organismen og assosierte arter ved dyrking, noe som kan redusere strømhastigheten nær bunnen og dermed øke sedimentering. Nedfall fra skjellanlegg kan gi en ny bunnstruktur under dyrkningsanlegget, spesielt kan bløtbunnsamfunn endres mot en hardere bunntype dominert av skall. Den fysiske strukturen som dannes av nedfallskjell og assosiert fauna vil ofte lokalt øke biodiversitet og produktivitet.

Dyrking av blåskjell og grønnsekkedyr vil medføre en økt sedimentering av organiske materiale under og i nærområdet til anlegget. Normalt akkumuleres det organiske materialet i nærområdet, men faktorer som dyp, vannbevegelse og egenskaper til fekaliene medvirker til hvor langt de spres. Ved lenger tids dyrking vil også assosierte arter i dyrkningsanlegget kunne bidra betydelig til sedimentering.

Organisk anrikning av bunn fra sedimentering av biodeposits, nedfall av skjell og assosierte organismer vil

kunne påvirke de biogeokjemiske egenskapene til sedimentet. Mikroorganismer bidrar til nedbrytning av det organiske materialet, og nedbrytningen kan øke utslippet av næringsstoffer fra bunnsedimenter. Dette vil typisk øke oksygenbehovet og oksygenforbruket lokalt. Hvis nedbrytningen forbruker mer oksygen enn det som tilføres med vannbevegelse kan det skapes anoksiske forhold med dannelse av hydrogensulfid (H_2S) som er svært giftig.

Regenerering av næringsstoffer på grunt vann skjer hovedsakelig gjennom bentisk remineralisering over bløtbunn med infauna. Infauna bearbeider sedimentet, øker oksygentilførselen ned i sedimentet, bryter ned det organiske materialet til uorganiske komponenter og påvirker utvekslingen av næringsstoffer mellom sedimentet og vannmassen. Således kan infauna regulere flukser og konsentrasjon av næringsstoffene og dempe effekten av organisk anrikning. En ytterligere økning i biodeponering kan gi anoksiske forhold og redusert biodiversiteten med bortfall av infauna.

Påvirkning av infauna synes avhengig av anleggsspesifikke egenskaper som biomasse, tetthet til skjell, antall år med drift, og lokalitetsspesifikke egenskaper som dyp og vannbevegelse. Infaunaen endres med økende avstand fra anlegg, men forholdet mellom sedimentering og respons på infauna er lite kjent. Infauna under dyrkningsanlegg varierer fra økt tilstedeværelse til bortfall av fauna.

Det er mulig at skjelldyrking kan modifisere den naturlige fluksen av næringsstoffer og sammensetningen næringsstoffene (Si:N:P). Hvorvidt dette vil påvirke primærproduksjonen er avhengig av en rekke fysiske og biologiske faktorer, inkludert vannbevegelse ved dyrkningslokaliteten og mengden som produseres.

Sedimentering fra dyrking av blåskjell og grønnsekkedyr kan sannsynligvis påvirke sårbare arter og naturtyper gjennom økt tilførsel av organisk materiale, stabiliteten til sedimentet, endret biogeokjemi, økt skygge fra overliggende dyrkningsstrukturer, endret nivå av næringsalter, endret turbiditet, og/eller gjennom fysiske forstyrrelser under høsting eller røkting. Nedfall av større mengder skjell og sekkedyr vil sannsynligvis ha en betydelig lokal effekt på sårbare grunne naturtyper.

3.2.10 - Betragtninger til forvaltningen om miljøeffekter på sjøbunn

Dyrking av filtrerende organismer vil påvirke det bentiske samfunnet lokalt, primært under og i umiddelbar nærhet til anlegget. Miljøvirkningene skyldes sedimenterende fekalier, nedfall av organismer, redusert lys, og konsekvenser av organisk anrikning av sedimentet. Miljøeffektene viser nær sammenheng med mengde og fordeling av dyrket biomasse, driftsform i dyrking (dvs. risiko for nedfall av organismer), dypet på lokaliteten, strømforhold i de frie vannmasser og langs bunn, og varigheten til produksjonen.

I denne rapporten er det vist til et eksempel på dyrking av filtrerende organismer der påvirkningen på bunnmiljøet er så omfattende at en generell vurdering med MoM B-undersøkelse (NS9410:2016, benyttes for akvakultur av fisk) trolig ville klassifisert miljøtilstanden som uakseptabel. De rapporterte miljøvirkningene stammer fra et anlegg med svært høy biomassetetthet (100 kg m^{-2} – totalt 300 tonn), plassert på grunt vann ($< 10 \text{ m dyp}$), og i et område med begrenset vannutskiftning (midlere strømhastighet typisk $< 5 \text{ cm s}^{-1}$). I dette anlegget førte kombinasjonen av høy dyretetthet, nærhet til bunn og liten spredning av fekalier til en betydelig lokal organisk belastning på sedimentet, med påfølgende anoksiske forhold og fravær av bentisk fauna. Lokalitetens bentiske bæreevne var dermed klart overskredet, og eksempelet kan fungere som en referanse til uakseptabel påvirkning på bunn, og at dyrkningsanlegg for filtrerende organismer kan negativt påvirke sårbare arter og naturtyper.

Det dyrkes om lag 2000 tonn (våtvekt) blåskjell på ca. 65 lokaliteter i Norge i dag. Dette gir en gjennomsnittlig biomasse per lokalitet i underkant av 40 tonn. Videre opplyser næringen at største biomasse i dagens anlegg er

omkring 200 tonn blåskjell. Gitt en økende interesse for dyrking av blåskjell og grønnsekkedyr som ingrediens i fôr eller mat kan vi anta at anleggene blir vesentlig større i tiden som kommer. Det vil derfor bli et behov for å klargjøre ved hvilken dyrkningsbiomasse det er fare for uakseptabel bunnpåvirkning og behov for overvåking og mer kunnskap.

3.3 - Sykdom og smitte

I likhet med alle andre dyr, kan sykdom oppstå i skjell. Stortilt dyrking kan skape gunstige betingelser for virus, bakterier og parasitter ved å øke vertstetthet og dermed legge til rette for effektiv smittespredning. Det er en rekke forskjellige virus, bakterier og parasitter som forårsaker sykdom, med ulik effekt på individ- og bestandsnivå. Massedød på grunn av sykdom har blitt beskrevet i flere dyrkingsområder, spesielt i Europa hvor blåskjell dyrking er blant de største havbruksindustriene. Varmere klima og varmebølger kan tenkes å føre til økte problemer med sykdomsfremkallende agens.

Vi har begrenset med kunnskap om helsestatus til dyrkede blåskjell i Norge. Hovedaktiviteten har foregått som del av Veterinærinstituttets og Havforskningsinstituttets overvåkingsprogram for bonamiose og marteilliose i flatøsters, som startet i 2010 på oppdrag fra Mattilsynet. Gjennom dette programmet og tilhørende forskningsprosjekt har flere sykdommer/infeksjoner blitt oppdaget, inkludert parasitten *Marteilia pararefringens*, trematoder, *Rickettsia*-lignende bakterier og neoplastiske lesjoner.

Av kjente patogener i norske skjell, er det kun parasitten *M. pararefringens* som har forårsaket høy dødelighet i enkelte bestander av blåskjell.

Blåskjell kan ikke vaksineres og smittsomme sykdommer kan ikke behandles. Tett kontakt (via vann) mellom oppdrettede og ville blåskjell sannsynliggjør at når smittsomme sykdommer spres til nye områder, f.eks. ved flytting av skjell til nye anlegg eller pakningsanlegg, kan de bli etablert.

Vi har ikke funnet undersøkelser av sykdom hos ville bestander av grønnsekkedyr, men det er kjent at disse dyrene kan være vert for parasitter.

3.3.1 - Betragtninger til forvaltningen om sykdom og smitte

Det foreligger i dag begrenset kunnskap om hvilken risiko sykdom vil kunne utgjøre i ulike dyrkingsscenarier. Kunnskap om helsestatus hos blåskjell i de aktuelle dyrkingsområdene vil kunne legge grunnlaget for en plan for etablering av produksjonsområder og logistikk. Denne kunnskapen er en forutsetning for å kunne vurdere risikoområder i produksjonsområdene og oppfølging med helsekontroller, og bør inngå i vurderinger ved oppskalering eller endret praksis i dyrking.

3.4 - Genetikk – interaksjoner med ville bestander

Dyrking av blåskjell og grønnsekkedyr i norske farvann er i dag basert på naturlig forekommende og stedeegne larver og yngel, som fester seg på egnet substrat i dyrkningsanlegg. Selv om kunnskap og teknologi for produksjon av yngel i klekkeri eksisterer for disse dyrene, vurderes yngelproduksjon i klekkeri som urealistisk i dag. Det er kjent at seleksjon kan forekomme ved yngelproduksjon i klekkerier.

I den nordlige Atlanteren er blåskjellkomplekset sammensatt av tre nært beslektede arter: *Mytilus edulis*, *Mytilus galloprovincialis* og *Mytilus trossulus*. Disse tre artene danner hybrider hvor deres geografiske tilstedeværelse overlapper [203]. Graden av hybridisering langs kysten er muligens styrt av miljøforhold, spredning av larver og dyrking [204]. Studier viser at genetisk materiale fra dyrkede populasjoner kan blande seg med ville populasjoner, og at menneskelig flytting av skjell kan øke forekomsten av hybridisering og endre den genetiske

strukturen i lokale bestander [204, 205]. Nyere genetiske studier fra dyrkningsområder i Nord-Atlanteren, blant annet fra Nord-Skottland og vestkysten av Irland, viser at genetisk sammensetning i dyrkede blåskjell kan variere betydelig mellom lokaliteter, også på relativt liten geografisk skala [206]. Enkelte produksjonsområder domineres av *M. edulis*, mens andre har varierende innslag av *M. galloprovincialis* innkrysning, inkludert både områder med tilnærmet fravær av innkrysning og områder preget av mosaikkpregede hybridsoner.

Dersom dyrkningsanlegg medfører spredning av larver over store områder, kan dette påvirke allelfrekvenser i ville bestander og føre til økt genetisk likhet mellom populasjoner. En slik homogenisering kan i prinsippet medføre tap av lokal tilpasning, for eksempel til temperatur, saltholdighet eller sykdomspres. Menneskestyrt flytting av skjell og biomasse kan i tillegg øke forekomsten av hybridisering og endre den genetiske strukturen i lokale bestander.

Nyere genomiske studier gir bedre innsikt i arts- og hybridsammensetning mellom produksjonsområder, men gir fortsatt begrenset grunnlag for å vurdere lokal tilpasning og funksjonelle konsekvenser av innkrysning. Kunnskap om genetisk variasjon og struktur mellom populasjoner er derfor nødvendig, men ikke tilstrekkelig, for å kunne vurdere genetisk påvirkning på ville bestander. Samlet sett er genetisk påvirkning fra storstilt dyrkning av blåskjell og grønnsekkedyr fortsatt lite kjent, og det er behov for mer kunnskap.

3.4.1 - Betrachninger til forvaltningen om genetiske interaksjoner

Det foreligger i dag begrenset kunnskap om genetisk variasjon og lokal tilpasning i blåskjell- og grønnsekkedyrpopulasjoner, både innen arter og i sammensetningen av arter og populasjoner mellom regioner. Denne kunnskapen er en forutsetning for å kunne vurdere eventuelle genetiske effekter av innkrysning og flytting av biomasse, og bør inngå i vurderinger ved oppskalering eller endret praksis i dyrking.

3.5 - Generelle betrachninger til forvaltningen

3.5.1 - Egnede lokaliteter

I tildelingsmyndighetens vurdering av søknader om dyrking av blåskjell og grønnsekkedyr, og i kommunenes planarbeid med å avsette områder til akvakultur, vil en vurdering av egnethet til lokaliteten kunne bidra til å minske miljøeffekter og å sikre en mer bærekraftig produksjon. For en slik vurdering vektlegger vi her faktorene strømforhold, dybdeforhold, saltholdighet og biomasse.

Strømforhold - langs lengdeaksen til anlegget: vannbevegelse skifter ut vannet i anlegget, transporterer ny føde til dyrene og sprer biodeposits. Dyrkningsanlegg bremser vannhastigheten gjennom anlegget, hovedsakelig som følge av utformingen av anlegget og stående biomasse. Dermed vil anlegg med lange bæreliner (> 200 m), kort avstand mellom bærelinene (< 2 m) og høy biomasse sterkt redusere vannhastigheten, mens korte bæreliner (< 150 m) med god avstand mellom bærelinene (> 5 m) og moderat biomasse i stor grad vil opprettholde vannhastigheten gjennom anlegget. Gitt en gjennomsnittlig strømhastighet på 5 cm s^{-1} (i lengderetningen til anlegget) vil vannutskiftning normalt være i varetatt i et godt planlagt/designet anlegg.

Dyp: minste dyp på lokaliteten må overstige største dyp for dyrking ved laveste lavvann for å unngå at rovdyr blant bunnfaunaen får tilgang til og spiser av produksjonen. Risiko for uønsket lokal organisk belastning på bunn kan reduseres ved å sikre tilstrekkelig avstand til bunn, god bakgrunnsstrøm gjennom hele vannsøylen og tilpasset biomasse. Som en første tilnærming til tilstrekkelig dyp er der kunnskapsgrunnlag for å foreslå her to ganger lengden til dyrkningstauene / strømpene. En slik tilnærming sikrer økende avstand til bunn for økende overhengende biomasse.

Saltholdighet: For lokaliteter, med hurtig vekslende og lav salinitet (salinitet ned mot ~ 6 eller ~ 12 promille for henholdsvis blåskjell og grønnsekkedyr), må en regne med redusert vekst og overlevelse. Slike lokaliteter vil

ikke være forenlig med bærekraftig produksjon. Dette inkluderer lokaliteter som er påvirket av større årlige variasjoner fra ferskvannsavrenning fra land (fjorder, ved elveutløp etc.). Det er ventet at endringer i klima vil ytterligere senke og / eller øke variasjon i saltholdigheten i kystnære områder.

Biomasse: biomassen må tilpasses lokalitetens bæreevne, hovedsakelig for å ivareta et levende bunnsamfunn og å unngå påvirkning på det pelagiske økosystem. Dette vil også sikre tilstrekkelig fødetilgang og vekst i anlegget.

3.5.2 - Betrachninger om behov for miljøundersøkelser

Nedenfor gir vi noen foreløpige betrachninger om behovet for miljøundersøkelser basert på anleggsstørrelse (biomasse våtvekt per lokalitet). Disse betrachninger bør fortløpende oppdateres ettersom kunnskapen bedres og fortrinnsvis ende opp i en fremtidig risikovurdering hvis anleggene blir større eller aktiviteten økes innen økosystemet. Det finnes i dag beregningsmodeller for vekst, produksjon og økosystemeffekter ved dyrking av filtrerende organismer. Videreutvikling og implementering av disse modellene vil være viktige verktøy i vurdering av miljøpåvirkning.

I inndelingene nedenfor er det lagt til grunn at det søkes om egnede lokaliteter som beskrevet ovenfor, og at anleggsdesignet er egnet for lokaliteten.

Dyrkningsanlegg med under 200 tonn biomasse (våtvekt)

Havforskningsinstituttet vurderte behovet for miljøovervåking i 2009 (se vedlegg «Utredning om miljøovervåking av blåskjellanlegg»), basert på flere miljøundersøkelser over tid under blåskjellanlegg. Det ble foreslått at *«det ikke innføres systematisk overvåking av blåskjellanlegg, men at det fokuseres på riktig dyrkningsmetode og god lokalisering og gjennomstrømning av anlegg»*. Denne vurderingen støttes fortsatt, men for nyetablering av anlegg i størrelsesorden 200 tonn årlig biomasse, foreslås det å gjennomføre en enklere forundersøkelse med visuell kartlegging med undervannskamera for å dokumentere tilstand før etablering, inklusive sårbare arter- og naturtyper.

Dyrkningsanlegg mellom 200 og 2000 tonn biomasse (våtvekt)

Det finnes få studier av miljøpåvirkning fra anlegg med årlig produksjon opp mot 2000 tonn. Miljøeffekter på bunnen i henhold til dyrkningsvolum er nært knyttet til lokalitetens egenskaper og hvor godt biomassen er tilpasset lokalitetens bæreevne. Gitt fravær av kunnskap om lokaliteters tåleevne for denne størrelsen av anlegg under norske forhold bør den bentiske miljøtilstanden undersøkes inntil kunnskapsgrunnlaget er bedre. Dette inkluderer tilstanden til bunnsamfunnet før og under dyrking - sammen med miljøet og produksjonsbiologien til anlegget. Det forventes små virkninger på det videre økosystem (vannkvalitet og næringsnett) utover anleggsnivå. Sjøbunnbunn under anlegget og i umiddelbar nærhet bør undersøkes for å utelukke at anlegget lokaliseres over sårbare arter og habitater.

Dyrkningsanlegg med mer enn 2000 tonn biomasse (våtvekt)

Det anbefales miljøovervåking av bunn som over, men med utvidet nærsone.

Dyrkning innen et økosystem med mer enn 5000 tonn årlig biomasse (våtvekt)

Ved dyrkning > 5000 tonn forslås det i tillegg en vurdering av det pelagiske økosystemets tåleevne og en vurdering av behov for å overvåke vannkvalitet (pigmenter (f.eks. klorofyll *a*), næringsalter, partikler, planteplankton, etc) og påvirkning på næringsnett (eks: endringer i næringsnett og flyt av energi, samfunnsstruktur, etc) i det videre økosystem.

3.6 - Referanser

1. Aksnes, D.L., et al., *Food from the Oceans-How can more food and biomass be obtained from the oceans in a way that does not deprive future generations of their benefits?* 2017.
2. Hauge, J., *Råvareløftet : fôr for framtida - en ny næring tar form* . 2021, Oslo: Bellona.
3. Loo, L.-O. and J.K. Petersen, *Miljøkonsekvenser av odling av tarmsjöpungen *Ciona intestinalis**. 2013.
4. Dybern, B.I., *The life cycle of *Ciona intestinalis* (L.) f. *typica* in relation to the environmental temperature*. Oikos, 1965: p. 109-131.
5. Kreeger, D.A. and R. Newell, *Ingestion and assimilation of carbon from cellulolytic bacteria and heterotrophic flagellates by the mussels *Geukensia demissa* and *Mytilus edulis* (Bivalvia, Mollusca)*. Aquatic Microbial Ecology, 1996. **11**(3): p. 205-214.
6. Davenport, J., R. Smith, and M. Packer, *Mussels *Mytilus edulis*: significant consumers and destroyers of mesozooplankton*. Marine Ecology-Progress Series, 2000. **198**: p. 131-137.
7. Lehane, C. and J. Davenport, *A 15-month study of zooplankton ingestion by farmed mussels (*Mytilus edulis*) in Bantry Bay, Southwest Ireland*. Estuarine Coastal and Shelf Science, 2006. **67**(4): p. 645-652.
8. Wong, W.H., et al., *Assimilation of carbon from a rotifer by the mussels *Mytilus edulis* and *Perna viridis*: a potential food-web link*. Marine Ecology Progress Series, 2003. **253**: p. 175-182.
9. Cranford, P.J., et al., *Potential methodological influences on the determination of particle retention efficiency by suspension feeders: *Mytilus edulis* and *Ciona intestinalis**. Aquatic Biology, 2016. **25**: p. 61-73.
10. Strohmeier, T., *Feeding behavior and bioenergetic balance of the great scallop (*Pecten maximus*) and the blue mussel (*Mytilus edulis*) in a low seston environment and relevance to suspended shellfish aquaculture*. 2009, The University of Bergen.
11. Strohmeier, T., et al., *Variability in particle retention efficiency by the mussel *Mytilus edulis**. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 2012. **412**(0): p. 96-102.
12. Jorgensen, C.B., et al., *Ciliary and mucus-net filter feeding, with special reference to fluid mechanical characteristics*. Marine Ecology-Progress Series, 1984. **15**(3): p. 283-292.
13. Strohmeier, T., et al., *Variability in particle retention efficiency by the mussel *Mytilus edulis**. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 2012. **412**: p. 96-102.
14. Duinker, A., et al., *Gonad development and spawning in one and two year old mussels (*Mytilus edulis*) from Western Norway*. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 2008. **88**(7): p. 1465-1473.
15. Strohmeier, T., et al., *Response of *Mytilus edulis* to enhanced phytoplankton availability by controlled upwelling in an oligotrophic fjord*. Marine Ecology Progress Series, 2015. **518**: p. 139-152.
16. Corrochano-Fraile, A., et al., *Estimating blue mussel (*Mytilus edulis*) connectivity and settlement capacity in mid-latitude fjord regions*. Communications Biology, 2024. **7**(1): p. 166.

17. Demmer, J., et al., *Larval dispersal from an energetic tidal channel and implications for blue mussel (Mytilus edulis) shellfisheries*. Aquaculture International, 2022. **30**(6): p. 2969-2995.
18. Levin, L.A., *Recent progress in understanding larval dispersal: new directions and digressions*. Integrative and comparative biology, 2006. **46**(3): p. 282-297.
19. Cirino, P., *Laboratory culture of the ascidian Ciona intestinalis (L.): a model system for molecular developmental biology research*. Mar Mod Elec Rec., 2002.
20. Carver, C., A. Chisholm, and A. Mallet, *Strategies to mitigate the impact of Ciona intestinalis (L.) biofouling on shellfish production*. Journal of Shellfish Research, 2003. **22**(3): p. 621-632.
21. Yamaguchi, M., *Growth and reproductive cycles of the marine fouling ascidians Ciona intestinalis, Styela plicata, Botrylloides violaceus, and Leptoclinum mitsukurii at Aburatsubo-Moroiso Inlet (Central Japan)*. Marine Biology, 1975. **29**(3): p. 253-259.
22. Carver, C., A. Mallet, and B. Vercaemer, *Biological synopsis of the solitary tunicate Ciona intestinalis*. 2006: Bedford Institute of Oceanography Dartmouth.
23. Jackson, A., *Ciona intestinalis. A sea squirt*. 2019, Marine Biological Association of the United Kingdom.
24. Berrill, N.J., *The development and growth of Ciona*. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 1947. **26**(4): p. 616-625.
25. Tursi, A., *QUELQUES ASPECTS DE LA FIXATION DE CIONA INTESTINALIS L TUNICATA*. Vie et Milieu/Life & Environment, 1980: p. 243-251.
26. Svane, I., *Recruitment and development of epibioses on artificial and cleared substrata at two sites in Gullmarsfjorden on the Swedish west coast*. Ophelia, 1988. **29**(1): p. 25-41.
27. Svane, I. and F. Gröndahl, *Epibioses of Gullmarsfjorden: an underwater stereophotographical transect analysis in comparison with the investigations of Gislén in 1926–29*. Ophelia, 1988. **28**(2): p. 95-110.
28. Ramsay, A., et al., *The effect of mussel seed density on tunicate settlement and growth for the cultured mussel, Mytilus edulis*. Aquaculture, 2008. **275** (1-4): p. 194-200.
29. Noren, F., B. Liljebladh, and A. Gunnas, *Blå fånggrodor - berakningsmodell for ekstraktiv odling 2020*.
30. Byron, C.J., et al., *Indicators for ecological carrying capacity of bivalve and seaweed aquaculture*. Reviews in Aquaculture, 2024. **16**(4): p. 2010-2022.
31. Gibbs, M.M., et al., *Hydrodynamic and water column properties at 6 stations associated with mussel farming in Pelorus Sound, 1984-85*. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 1991. **25**(3): p. 239-254.
32. Plew, D.R., et al., *Hydrodynamic implications of large offshore mussel farms*. IEEE Journal of Oceanic Engineering, 2005. **30**(1): p. 95-108.
33. Strohmeier, T., et al., *Flow reduction, seston depletion, meat content and distribution of diarrhetic*

- shellfish toxins in a long-line blue mussel (Mytilus edulis) farm*. J. Shellfish Res., 2005. **24**(1): p. 15-23.
34. Strohmeier, T., et al., *Temporal and spatial variation in food availability and meat ratio in a longline mussel farm (Mytilus edulis)*. Aquaculture, 2008. **276**(1-4): p. 83-90.
35. Boyd, A.J. and K.G. Heasman, *Shellfish mariculture in the Benguela system: Water flow patterns within a mussel farm in Saldanha Bay, South Africa*. Journal of Shellfish Research, 1998. **17**(1): p. 25-32.
36. Aure, J., T. Strohmeier, and Ø. Strand, *Modelling current speed and carrying capacity in long - line blue mussel (Mytilus edulis) farms*. Aquaculture research, 2007. **38**(3): p. 304-312.
37. Smith, A., et al., *A lattice Boltzmann-based model of plankton–flow interaction around a mussel cluster*. Ecological modelling, 2006. **192**(3-4): p. 645-657.
38. Stevens, C., et al., *The physics of open-water shellfish aquaculture*. Aquacultural Engineering, 2008. **38**(3): p. 145-160.
39. Rosland, R., et al., *Modelling growth variability in longline mussel farms as a function of stocking density and farm design*. Journal of Sea Research, 2011. **66**(4): p. 318-330.
40. Plew, D.R., et al., *Stratified flow interactions with a suspended canopy*. Environmental Fluid Mechanics, 2006. **6**(6): p. 519-539.
41. Shi, J., et al., *A physical–biological coupled aquaculture model for a suspended aquaculture area of China*. Aquaculture, 2011. **318**(3-4): p. 412-424.
42. Tseung, H.L., G.A. Kikkert, and D. Plew, *Hydrodynamics of suspended canopies with limited length and width*. Environmental Fluid Mechanics, 2016. **16**(1): p. 145-166.
43. Grant, J. and C. Bacher, *A numerical model of flow modification induced by suspended aquaculture in a Chinese bay*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 2001. **58**(5): p. 1003-1011.
44. Strohmeier, T., et al., *Flow reduction, seston depletion, meat content and distribution of diarrhetic shellfish toxins in a long-line blue mussel (Mytilus edulis) farm*. Journal of Shellfish Research, 2005. **24**(1): p. 15-23.
45. Keeley, N., *Literature Review of Ecological Effects of Aquaculture*. 2013, Ministry of Primary Industries.
46. Mascorda Cabre, L., et al., *Offshore longline mussel farms: a review of oceanographic and ecological interactions to inform future research needs, policy and management*. Reviews in Aquaculture, 2021. **13**(4): p. 1864-1887.
47. Duarte, P., U. Labarta, and M.J. Fernandez-Reiriz, *Modelling local food depletion effects in mussel rafts of Galician Rias*. Aquaculture, 2008. **274**(2-4): p. 300-312.
48. Lin, J., C. Li, and S. Zhang, *Hydrodynamic effect of a large offshore mussel suspended aquaculture farm*. Aquaculture, 2016. **451**: p. 147-155.
49. Makita, S. and H. Saeki. *Influence of aquaculture facilities on water flow at semi-closed water areas*. in *Oceans' 04 MTS/IEEE Techno-Ocean'04 (IEEE Cat. No. 04CH37600)*. 2004. IEEE.

50. Lo, W.-T., et al., *Enhancement of jellyfish (*Aurelia aurita*) populations by extensive aquaculture rafts in a coastal lagoon in Taiwan*. ICES Journal of Marine Science, 2008. **65**(3): p. 453-461.
51. Gutiérrez, J.L., et al., *Mollusks as ecosystem engineers: the role of shell production in aquatic habitats*. Oikos, 2003. **101**(1): p. 79-90.
52. Dürr, S. and D.I. Watson, *Biofouling and antifouling in aquaculture*. Biofouling, 2010. **12**: p. 267-287.
53. Heasman, K.G., *The influence of oceanographic conditions and culture methods on the dynamics of mussel farming in Saldanha Bay, South Africa*. 1996, Rhodes University.
54. Tenore, K. and N. Gonzalez, *Food chain patterns in the Ria de Arosa, Spain: an area of intense mussel aquaculture*. 1976.
55. Khalaman, V., *Fouling communities of mussel aquaculture installations in the White Sea*. Russian Journal of Marine Biology, 2001. **27**: p. 227-237.
56. Khalaman, V., *Succession of fouling communities on an artificial substrate of a mussel culture in the White Sea*. Russian Journal of Marine Biology, 2001. **27**: p. 345-352.
57. Jansen, H.M., et al., *Seasonal variability in nutrient regeneration by mussel *Mytilus edulis* rope culture in oligotrophic systems*. Marine Ecology-Progress Series, 2011. **431**: p. 137-149.
58. Leblanc, A., T. Landry, and G. Miron, *Fouling organisms of the blue mussel *Mytilus edulis*: their effect on nutrient uptake and release*. 2003.
59. Murray, L., C. Newell, and R. Seed, *Changes in the biodiversity of mussel assemblages induced by two methods of cultivation*. Journal of Shellfish Research, 2007. **26**(1): p. 153-162.
60. Grant, J., et al., *Shellfish culture in the Benguela system: A carbon budget of Saldanha Bay for raft culture of *Mytilus galloprovincialis**. Journal of Shellfish Research, 1998. **17**(1): p. 41-49.
61. McKindsey, C.W., et al., *Biodeposit production and benthic loading by farmed mussels and associated tunicate epifauna in Prince Edward Island*. Aquaculture, 2009. **295**(1-2): p. 44-51.
62. Lawrence, J., et al., *Colonization and growth of the toxic dinoflagellate *Prorocentrum lima* and associated fouling macroalgae on mussels in suspended culture*. Marine Ecology Progress Series, 2000. **201**: p. 147-154.
63. Levasseur, M., et al., *Pelagic and epiphytic summer distributions of *Prorocentrum lima* and *P. mexicanum* at two mussel farms in the Gulf of St. Lawrence, Canada*. Aquatic microbial ecology, 2003. **30**(3): p. 283-293.
64. Theuerkauf, S.J., et al., *Habitat value of bivalve shellfish and seaweed aquaculture for fish and invertebrates: Pathways, synthesis and next steps*. Reviews in Aquaculture, 2022. **14**(1): p. 54-72.
65. Morrissey, D., et al., *Abundance and diversity of fish on mussel farms in New Zealand*. Aquaculture, 2006. **252**(2-4): p. 277-288.
66. Brehmer, P., et al., *New applications of hydroacoustic methods for monitoring shallow water aquatic ecosystems: the case of mussel culture grounds*. Aquatic Living Resources, 2003. **16**(3): p. 333-338.
67. Gerlotto, F., et al., *A method for acoustic monitoring of a mussel longline ground using vertical*

echosounder and multibeam sonar. 2001.

68. Brooks, K., *Literature review and model evaluation describing the environmental effects and carrying capacity associated with the intensive culture of mussels (*Mytilus edulis galloprovincialis*)*. Unpublished technical report, Olympia, Washington, 2000: p. 1-125.

69. Rountree, R.A., *Association of fishes with fish aggregation devices: effects of structure size on fish abundance*. Bulletin of Marine Science, 1989. **44**(2): p. 960-972.

70. Nelson, P.A., *Marine fish assemblages associated with fish aggregating devices (FADs): effects of fish removal, FAD size, fouling communities, and prior recruits*. 2003.

71. Callier, M.D., et al., *Attraction and repulsion of mobile wild organisms to finfish and shellfish aquaculture: a review*. Reviews in aquaculture, 2018. **10**(4): p. 924-949.

72. McKindsey, C.W., et al., *Influence of suspended and off-bottom mussel culture on the sea bottom and benthic habitats: a review*. Canadian Journal of Zoology, 2011. **89**(7): p. 622-646.

73. Mckindsey, C.W., et al., *Bivalve aquaculture and exotic species: a review of ecological considerations and management issues*. Journal of Shellfish Research, 2007. **26**(2): p. 281-294.

74. Rosenfield, A. and R. Mann, *Dispersal of living organisms into aquatic ecosystems*. 1992.

75. Ruiz, G.M. and J.T. Carlton, *Invasive species: vectors and management strategies*. 2003.

76. Crawford, C., *Qualitative risk assessment of the effects of shellfish farming on the environment in Tasmania, Australia*. Ocean & Coastal Management, 2003. **46**(1-2): p. 47-58.

77. Forrest, B.M., et al., *Bivalve aquaculture in estuaries: review and synthesis of oyster cultivation effects*. Aquaculture, 2009. **298**(1-2): p. 1-15.

78. Navarro, E., et al., *The physiological energetics of mussels (*Mytilus galloprovincialis* Lmk) from different cultivation rafts in the Ria de Arosa (Galicia, N.W. Spain)*. Aquaculture, 1991. **94**: p. 197-212.

79. Cranford, P.J., et al. *Phytoplankton depletion by mussel aquaculture: high resolution mapping, ecosystem modeling and potential indicators of ecological carrying capacity*. Ecological carrying capacity in shellfish aquaculture., 2008. 1-5 DOI: <http://www.ices.dk/products/CMdocs/CM-2008/H/H1208.pdf> .

80. Strohmeier, T., et al., *Temporal and spatial variation in food availability and meat ratio in a longline mussel farm (*Mytilus edulis*)*. Aquaculture, 2008. **276**(1-4): p. 83-90.

81. Gatti, P., et al., *Mussel farming production capacity and food web interactions in a mesotrophic environment*. Aquaculture Environment Interactions, 2023. **15**: p. 1-18.

82. Heasman, K.G., et al., *Shellfish mariculture in the Benguela system: Raft culture of *Mytilus galloprovincialis* and the effect of rope spacing on food extraction, growth rate, production, and condition of mussels*. Journal of Shellfish Research, 1998. **17**(1): p. 33-39.

83. Petersen, J.K., et al., *Depletion of plankton in a raft culture of *Mytilus galloprovincialis* in Ria de Vigo, NW Spain. I. Phytoplankton*. Aquatic Biology, 2008. **4**(2): p. 113-125.

84. Prins, T.C., A.C. Smaal, and R.F. Dame, *A review of the feedbacks between bivalve grazing and*

- ecosystem processes*. Aquatic Ecology, 1998. **31**: p. 349-359.
85. Lehane, C. and J. Davenport, *Ingestion of mesozooplankton by three species of bivalve; Mytilus edulis, Cerastoderma edule and Aequipecten opercularis*. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 2002. **82**(4): p. 615-619.
86. Hulot, V., et al., *Shellfish culture: a complex driver of planktonic communities*. Reviews in Aquaculture, 2020. **12**(1): p. 33-46.
87. Grant, J. and R. Pastres, *Ecosystem models of bivalve aquaculture: implications for supporting goods and services*, in *Goods and Services of Marine Bivalves*. 2018, Springer International Publishing Cham. p. 507-525.
88. Vaquer, A., et al., *Standing stock and dynamics of picophytoplankton in the Thau Lagoon (northwest Mediterranean coast)*. Limnology and Oceanography, 1996. **41**(8): p. 1821-1828.
89. Souchu, P., et al., *Influence of shellfish farming activities on the biogeochemical composition of the water column in Thau lagoon*. Marine Ecology Progress Series, 2001. **218**: p. 141-152.
90. Klaveness, D., *Size structure and potential food value of the plankton community to Ostrea edulis L. in a traditional Norwegian "Østerspoll"*. Aquaculture, 1990. **86**(2-3): p. 231-247.
91. Cranford, P.J., et al. *Phytoplankton depletion by mussel aquaculture: high resolution mapping, ecosystem modeling and potential indicators of ecological carrying capacity*. 2008. ICES.
92. Smaal, A., et al., *Decrease of the carrying capacity of the Oosterschelde estuary (SW Delta, NL) for bivalve filter feeders due to overgrazing?* Aquaculture, 2013. **404**: p. 28-34.
93. Noren, F., J. Haamer, and O. Lindahl, *Changes in the plankton community passing a Mytilus edulis mussel bed*. Marine Ecology-Progress Series, 1999. **191**: p. 187-194.
94. Maar, M., T.G. Nielsen, and J.K. Petersen, *Depletion of plankton in a raft culture of Mytilus galloprovincialis in Ría de Vigo, NW Spain. II. Zooplankton*. Aquatic Biology, 2008. **4**(2): p. 127-141.
95. Gibbs, M.T., *Interactions between bivalve shellfish farms and fishery resources*. Aquaculture, 2004. **240**(1-4): p. 267-296.
96. Filgueira, R., et al., *Comparative analysis of fjord-and farm-scale models in bivalve aquaculture: implications of spatial and temporal resolution*. Aquaculture Environment Interactions, 2026. **18**: p. 1-16.
97. Mazouni, N., J.-C. Gaertner, and J.-M. Deslous-Paoli, *Composition of biofouling communities on suspended oyster cultures: an in situ study of their interactions with the water column*. Marine Ecology Progress Series, 2001. **214**: p. 93-102.
98. Richard, M., et al., *Influence of suspended mussel lines on the biogeochemical fluxes in adjacent water in the Îles-de-la-Madeleine (Quebec, Canada)*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 2006. **63**(6): p. 1198-1213.
99. Jansen, H.M., *Bivalve nutrient cycling: nutrient turnover by suspended mussel communities in oligotrophic fjords*. 2012: Wageningen University and Research.
100. Mazouni, N., *Influence of suspended oyster cultures on nitrogen regeneration in a coastal lagoon*

(*Thau, France*). Marine Ecology Progress Series, 2004. **276**: p. 103-113.

101. Nizzoli, D., et al., *Impact of clam and mussel farming on benthic metabolism and nitrogen cycling, with emphasis on nitrate reduction pathways*. Marine Ecology Progress Series, 2006. **315**: p. 151-165.

102. Richard, M., et al., *Influence of suspended scallop cages and mussel lines on pelagic and benthic biogeochemical fluxes in Havre-aux-Maisons Lagoon, Îles-de-la-Madeleine (Quebec, Canada)*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 2007. **64**(11): p. 1491-1505.

103. Jensen, A., K. Collins, and A. Lockwood, *Artificial reefs in European seas*. 2012: Springer Science & Business Media.

104. Seaman, W., *Artificial reef evaluation: with application to natural marine habitats*. 2000: CRC press.

105. Brickhill, M., S. Lee, and R. Connolly, *Fishes associated with artificial reefs: attributing changes to attraction or production using novel approaches*. Journal of Fish Biology, 2005. **67**: p. 53-71.

106. De Jong, R.J., *The effects of mussel farming on the benthic environment*. 1994, University of Auckland.

107. Young, G., *Byssus-thread formation by the mussel *Mytilus edulis*: effects of environmental factors*. Marine Ecology Progress Series, 1985: p. 261-271.

108. Alfaro, A.C., *Byssal attachment of juvenile mussels, *Perna canaliculus*, affected by water motion and air bubbles*. Aquaculture, 2006. **255**(1-4): p. 357-361.

109. Lachance, A., et al., *Biotic and abiotic factors influencing attachment strength of blue mussels *Mytilus edulis* in suspended culture*. Aquatic Biology, 2008. **2**(2): p. 119-129.

110. Fréchette, M., *Self-thinning, biodeposit production, and organic matter input to the bottom in mussel suspension culture*. Journal of Sea Research, 2012. **67**(1): p. 10-20.

111. Babarro, J.M. and M.J.F. Reiriz, *Secretion of byssal threads in *Mytilus galloprovincialis*: quantitative and qualitative values after spawning stress*. Journal of Comparative Physiology B, 2010. **180**(1): p. 95-104.

112. Seguin-Heine, M.-O., et al., *Impact of open sea habitat on byssus attachment of suspension-cultured blue mussels (*Mytilus edulis*)*. Aquaculture, 2014. **426**: p. 189-196.

113. Comeau, L.A., et al., *The impact of invasive tunicates on the demand for phytoplankton in longline mussel farms*. Aquaculture, 2015. **441**: p. 95-105.

114. South, P.M., et al., *The loss of seed mussels in longline aquaculture*. Reviews in Aquaculture, 2022. **14**(1): p. 440-455.

115. Comeau, L.A., et al., *Population structure and grazing capacity of cultivated mussels in Prince Edward Island, Canada*. 2017: Fisheries and Oceans Canada= Pêches et océans Canada.

116. Kaspar, H., et al., *Effects of mussel aquaculture on the nitrogen cycle and benthic communities in Kenepuru Sound, Marlborough Sounds, New Zealand*. Marine biology, 1985. **85**: p. 127-136.

117. Inglis, G.J. and N. Gust, *Potential indirect effects of shellfish culture on the reproductive success of*

benthic predators. Journal of Applied Ecology, 2003. **40**(6): p. 1077-1089.

118. González-Gurriarán, E., *Seasonal changes of benthic megafauna in the Ría de Muros e Noia (Galicia, North-West Spain) II. Decapod Crustaceans (Brachyura)*. Marine Biology, 1986. **92**: p. 201-210.

119. Iglesias, J., *Spatial and temporal changes in the demersal fish community of the Ria de Arosa (NW Spain)*. Marine Biology, 1981. **65**: p. 199-208.

120. D'Amours, O., et al., *Local enhancement of epibenthic macrofauna by aquaculture activities*. Marine Ecology Progress Series, 2008. **371**: p. 73-84.

121. Romero, P., E. González-Gurriarán, and E. Penas, *Influence of mussel rafts on spatial and seasonal abundance of crabs in the Ría de Arousa, North-West Spain*. Marine Biology, 1982. **72**: p. 201-210.

122. Clynick, B., C. McKindsey, and P. Archambault, *Distribution and productivity of fish and macroinvertebrates in mussel aquaculture sites in the Magdalen islands (Québec, Canada)*. Aquaculture, 2008. **283**(1-4): p. 203-210.

123. Saranchova, O. and E. Kulakovskii, *Effect of environmental salinity on different developmental stages of sea stars *Asterias rubens* and mussels *Mytilus edulis**. Soviet Journal of Marine Biology, 1982. **8**(1): p. 32-36.

124. Miron, G., T. Landry, and N. MacNair, *Predation potential by various epibenthic organisms on commercial bivalve species in Prince Edward Island: preliminary results*. 2002: Fisheries & Oceans Canada.

125. Freire, J., L. Fernández, and E. González-Gurriarán, *Influence of mussel raft culture on the diet of *Liocarcinus arcuatus* (Leach)(Brachyura: Portunidae) in the Ría de Arousa (Galicia, NW Spain)*. Journal of Shellfish Research, 1990. **9**(1): p. 45-57.

126. Freire, J. and E. Gonzalez-Gurriaran, *Feeding ecology of the velvet swimming crab *Necora puber* in mussel raft areas of the Ría de Arousa (Galicia, NW Spain)*. Marine ecology progress series. Oldendorf, 1995. **119**(1): p. 139-154.

127. Lacoste, É., et al., *Low benthic impact of an offshore mussel farm in Îles-de-la-Madeleine, eastern Canada*. Aquaculture Environment Interactions, 2018. **10**: p. 473-485.

128. Strohmeier, T., Ø. Strand, and P. Cranford, *Clearance rates of the great scallop (*Pecten maximus*) and blue mussel (*Mytilus edulis*) at low natural seston concentrations*. Marine biology, 2009. **156**: p. 1781-1795.

129. Dame, R.F., *Ecology of marine bivalves: an ecosystem approach*. 1996, Boca Raton: CRC Press.

130. Newell, R.I.E., *Ecosystem influences of natural and cultivated populations of suspension-feeding bivalve molluscs: A review*. Journal of Shellfish Research, 2004. **23**(1): p. 51-61.

131. Weise, A.M., et al., *Shellfish-DEPOMOD: modelling the biodeposition from suspended shellfish aquaculture and assessing benthic effects*. Aquaculture, 2009. **288**(3): p. 239-253.

132. Giles, H. and C.A. Pilditch, *Effects of diet on sinking rates and erosion thresholds of mussel *Perna**

- canaliculus biodeposits*. Marine Ecology Progress Series, 2004. **282**: p. 205-219.
133. Hartstein, N.D. and C.L. Stevens, *Deposition beneath long-line mussel farms*. Aquacultural engineering, 2005. **33**(3): p. 192-213.
134. Callier, M.D., et al., *Sedimentation rates in a suspended mussel farm (Great-Entry Lagoon, Canada): biodeposit production and dispersion*. Marine Ecology Progress Series, 2006. **322**: p. 129-141.
135. Chamberlain, J., *Modelling the environmental Impacts of suspended Mussel (Mytilus edulis L.) farming*. 2002.
136. Dahlbäck, B. and L. Gunnarsson, *Sedimentation and sulfate reduction under a mussel culture*. Marine Biology, 1981. **63**: p. 269-275.
137. Tenore, K., et al., *Coastal upwelling in the Rias Bajas, NW Spain: contrasting the benthic regimes of the Rias de Arosa and de Muros*. 1982.
138. Hatcher, A., J. Grant, and B. Schofield, *Effects of suspended mussel culture (Mytilus spp) on sedimentation, benthic respiration and sediment nutrient dynamics in a coastal bay*. Marine Ecology-Progress Series, 1994. **115**(3): p. 219-235.
139. Giles, H., et al., *Modelling the dispersal of biodeposits from mussel farms: the importance of simulating biodeposit erosion and decay*. Aquaculture, 2009. **291**(3-4): p. 168-178.
140. Stenton-Dozey, J., T. Probyn, and A. Busby, *Impact of mussel (Mytilus galloprovincialis) raft-culture on benthic macrofauna, in situ oxygen uptake, and nutrient fluxes in Saldanha Bay, South Africa*. Canadian journal of fisheries and aquatic sciences, 2001. **58**(5): p. 1021-1031.
141. Giles, H., C.A. Pilditch, and D.G. Bell, *Sedimentation from mussel (Perna canaliculus) culture in the Firth of Thames, New Zealand: impacts on sediment oxygen and nutrient fluxes*. Aquaculture, 2006. **261**(1): p. 125-140.
142. Kautsky, N. and S. Evans, *Role of biodeposition by Mytilus edulis in the circulation of matter and nutrients in a Baltic coastal ecosystem*. Marine Ecology Progress Series, 1987: p. 201-212.
143. Loo, L.-O. and R. Rosenberg, *Bivalve suspension-feeding dynamics and benthic-pelagic coupling in an eutrophicated marine bay*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 1989. **130**(3): p. 253-276.
144. Ahn, I.-Y., *Enhanced particle flux through the biodeposition by the Antarctic suspension-feeding bivalve Laternula elliptica in Marian Cove, King George Island*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 1993. **171**(1): p. 75-90.
145. Miller, D.C., A. Norkko, and C.A. Pilditch, *Influence of diet on dispersal of horse mussel Atrina zelandica biodeposits*. Marine Ecology Progress Series, 2002. **242**: p. 153-167.
146. Jansen, H.M., *Bivalve nutrient cycling*. 2012, Wageningen: Wageningen, The Netherlands. p. 152.
147. Bayne, B.L., et al., *Feeding-behavior of the mussel, Mytilus edulis - responses to variation in quantity and organic content of the seston*. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 1993. **73**(4): p. 813-829.

148. Fabiano, M., et al., *Decomposition of faecal matter and somatic tissue of *Mytilus galloprovincialis*: changes in organic matter composition and microbial succession*. *Marine Biology*, 1994. **119**: p. 375-384.
149. Matisson, J. and O. Lindén, *Benthic macrofauna succession under mussels, *Mytilus edulis* L. (*Bivalvia*), cultured on hanging long-lines*. *Sarsia*, 1983. **68**(2): p. 97-102.
150. Newell, R.I., J.C. Cornwell, and M.S. Owens, *Influence of simulated bivalve biodeposition and microphytobenthos on sediment nitrogen dynamics: a laboratory study*. *Limnology and Oceanography*, 2002. **47**(5): p. 1367-1379.
151. Grenz, C., et al., *In situ biochemical and bacterial variation of sediments enriched with mussel biodeposits*. *Hydrobiologia*, 1990. **207**: p. 153-160.
152. Giles, H. and C.A. Pilditch, *Effects of mussel (*Perna canaliculus*) biodeposit decomposition on benthic respiration and nutrient fluxes*. *Marine Biology*, 2006. **150**: p. 261-271.
153. Carlsson, M.S., R.N. Glud, and J.K. Petersen, *Degradation of mussel (*Mytilus edulis*) fecal pellets released from hanging long-lines upon sinking and after settling at the sediment*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2010. **67**(9): p. 1376-1387.
154. Valiela, I. and I. Valiela, *Marine ecological processes*. Vol. 686. 1995: Springer.
155. Hargrave, B.T., et al., *Influence of mussel aquaculture on sediment organic enrichment in a nutrient-rich coastal embayment*. *Marine Ecology-Progress Series*, 2008. **365**: p. 137-149.
156. Cranford, P., B. Hargrave, and L. Doucette, *Benthic organic enrichment from suspended mussel (*Mytilus edulis*) culture in Prince Edward Island, Canada*. *Aquaculture*, 2009. **292**(3-4): p. 189-196.
157. Anderson, M.R., M.F. Tlusty, and V.A. Pepper, *Organic enrichment at cold water aquaculture sites—the case of coastal Newfoundland*. *Environmental Effects of Marine Finfish Aquaculture*, 2005: p. 99-113.
158. Miron, G., et al., *Effects of mussel culture husbandry practices on various benthic characteristics*. *Aquaculture*, 2005. **250**(1-2): p. 138-154.
159. Callier, M.D., C.W. McKindsey, and G. Desrosiers, *Multi-scale spatial variations in benthic sediment geochemistry and macrofaunal communities under a suspended mussel culture*. *Marine Ecology Progress Series*, 2007. **348**: p. 103-115.
160. Aller, R.C. and J.Y. Aller, *The effect of biogenic irrigation intensity and solute exchange on diagenetic reaction rates in marine sediments*. 1998.
161. Michaud, E., C.A. Robert, and G. Stora, *Sedimentary organic matter distributions, burrowing activity, and biogeochemical cycling: natural patterns and experimental artifacts*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 2010. **90**(1): p. 21-34.
162. Rosenberg, R., *Marine benthic faunal successional stages and related sedimentary activity*. *Scientia Marina*, 2001. **65**(S2): p. 107-119.
163. Michaud, E., et al., *The functional group approach to bioturbation: II. The effects of the *Macoma balthica* community on fluxes of nutrients and dissolved organic carbon across the sediment–water*

- interface*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 2006. **337**(2): p. 178-189.
164. Valdemarsen, T., E. Kristensen, and M. Holmer, *Sulfur, carbon, and nitrogen cycling in faunated marine sediments impacted by repeated organic enrichment*. Marine Ecology Progress Series, 2010. **400**: p. 37-53.
165. Baudinet, D., et al., *Incidence of mussel culture on biogeochemical fluxes at the sediment-water interface*. Hydrobiologia, 1990. **207**: p. 187-196.
166. Mazouni, N., et al., *Nutrient and oxygen exchanges at the water-sediment interface in a shellfish farming lagoon (Thau, France)*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 1996. **205**(1-2): p. 91-113.
167. Christensen, P.B., et al., *Impacts of longline mussel farming on oxygen and nitrogen dynamics and biological communities of coastal sediments*. Aquaculture, 2003. **218**(1-4): p. 567-588.
168. Richard, M., et al., *Summer influence of 1 and 2 yr old mussel cultures on benthic fluxes in Grande-Entrée lagoon, Îles-de-la-Madeleine (Québec, Canada)*. Marine ecology progress series, 2007. **338**: p. 131-143.
169. Balzer, W., et al., *Redox-turnover at the sediment water interface studied in a large bell jar system*. Oceanologica acta, 1983. **6**(4): p. 337-344.
170. Carlsson, M.S., M. Holmer, and J.K. Petersen, *Seasonal and spatial variations of benthic impacts of mussel longline farming in a eutrophic Danish fjord, Limfjorden*. Journal of Shellfish Research, 2009. **28**(4): p. 791-801.
171. Alonso-Pérez, F., T. Ysebaert, and C.G. Castro, *Effects of suspended mussel culture on benthic-pelagic coupling in a coastal upwelling system (Ría de Vigo, NW Iberian Peninsula)*. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 2010. **382**(2): p. 96-107.
172. Grant, J., et al., *A multidisciplinary approach to evaluating impacts of shellfish aquaculture on benthic communities*. Estuaries, 1995. **18**(1A): p. 124-144.
173. Mazouni, N., J.-C. Gaertner, and J.-M. Deslous-Paoli. *Influence of oyster culture on water column characteristics in a coastal lagoon (Thau, France)*. in *Oceans, Rivers and Lakes: Energy and Substance Transfers at Interfaces: Proceedings of the Third International Joint Conference on Limnology and Oceanography held in Nantes, France, October 1996*. 1998. Springer.
174. LeBlanc, A., T. Landry, and G. Miron, *Fouling organisms in a mussel cultivation bay: their effect on nutrient uptake and release*. 2002: Department of Biology, University of Moncton.
175. Jansen, H.M., et al., *Seasonal variability in nutrient regeneration by mussel *Mytilus edulis* rope culture in oligotrophic systems*. Marine Ecology Progress Series, 2011. **431**: p. 137-149.
176. Pearson, T. and R. Rosenberg, *Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment*. Oceanography and marine biology: an annual review, 1978. **16**: p. 229-311.
177. Mirto, S., et al., *Microbial and meiofaunal response to intensive mussel-farm biodeposition in coastal sediments of the Western Mediterranean*. Marine Pollution Bulletin, 2000. **40**(3): p. 244-252.

178. Hartstein, N.D. and A.A. Rowden, *Effect of biodeposits from mussel culture on macroinvertebrate assemblages at sites of different hydrodynamic regime*. Marine Environmental Research, 2004. **57**(5): p. 339-357.
179. Douglas, E.J., et al., *Context-dependent influence of mussel aquaculture on benthic nutrient cycling*. Marine Environmental Research, 2025: p. 107693.
180. Black, K.D., *Environmental impacts of aquaculture*. Vol. 5. 2001: Taylor & Francis US.
181. Chamberlain, J., et al., *Impacts of biodeposits from suspended mussel (*Mytilus edulis* L.) culture on the surrounding surficial sediments*. ICES journal of marine science, 2001. **58**(2): p. 411-416.
182. Callier, M.D., C.W. McKindsey, and G. Desrosiers, *Evaluation of indicators used to detect mussel farm influence on the benthos: two case studies in the Magdalen Islands, Eastern Canada*. Aquaculture, 2008. **278**(1-4): p. 77-88.
183. Ysebaert, T., M. Hart, and P.M. Herman, *Impacts of bottom and suspended cultures of mussels *Mytilus* spp. on the surrounding sedimentary environment and macrobenthic biodiversity*. Helgoland Marine Research, 2009. **63**(1): p. 59-74.
184. Callier, M.D., et al., *Responses of benthic macrofauna and biogeochemical fluxes to various levels of mussel biodeposition: an in situ "benthocosm" experiment*. Marine Pollution Bulletin, 2009. **58**(10): p. 1544-1553.
185. De Paz, L., et al., *Response of intertidal macrobenthic communities to long term human induced changes in the Eo estuary (Asturias, Spain): Implications for environmental management*. Marine Environmental Research, 2008. **66**(2): p. 288-299.
186. Keeley, N., et al., *Review of the ecological effects of farming shellfish and other non-fish species in New Zealand*. 2009, Cawthron Report.
187. Valdemarsen, T., et al., *Biogeochemical malfunctioning in sediments beneath a deep-water fish farm*. Environmental Pollution, 2012. **170**: p. 15-25.
188. Kutti, T., A. Ervik, and P.K. Hansen, *Effects of organic effluents from a salmon farm on a fjord system. I. Vertical export and dispersal processes*. Aquaculture, 2007. **262**(2-4): p. 367-381.
189. Wilson, S., et al., *Environmental tolerances of free-living coralline algae (maerl): implications for European marine conservation*. Biological conservation, 2004. **120**(2): p. 279-289.
190. Sanz-Lázaro, C., et al., *Relationship between sedimentation rates and benthic impact on Maerl beds derived from fish farming in the Mediterranean*. Marine Environmental Research, 2011. **71**(1): p. 22-30.
191. Hall-Spencer, J., et al., *Impact of fish farms on maerl beds in strongly tidal areas*. Marine Ecology Progress Series, 2006. **326**: p. 1-9.
192. Legrand, E., et al., *Salmon farming alters the structure and functioning of Norwegian maerl bed communities*. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 2024. **34**(4): p. e4142.
193. Dunlop, K., et al., *Spatial response of hard-and mixed-bottom benthic epifauna to organic enrichment from salmon aquaculture in northern Norway*. Aquaculture Environment Interactions, 2021.

13: p. 455-475.

194. Laroche, O., et al., *Effects of fish farm activities on the sponge *Weberella bursa*, and its associated microbiota*. Ecological indicators, 2021. **129:** p. 107879.

195. Laroche, O., et al., *Suspension-feeding benthic species' physiological and microbiome response to salmon farming and associated environmental changes*. Frontiers in Marine Science, 2022. **9:** p. 841806.

196. Kutti, T., et al., *Fish farm effluents cause metabolic depression, reducing energy stores and growth in the reef-forming coral *Lophelia pertusa**. Aquaculture Environment Interactions, 2022. **14:** p. 279-293.

197. Taormina, B., et al., *Effects of aquaculture effluents on the slender sea pen *Virgularia mirabilis**. Scientific Reports, 2024. **14** (1): p. 9385.

198. Husa, V. and T. Kutti, *Forslag til metode for kartlegging av sårbare arter og naturtyper på grunt vann (0-50 meters dyp) til søknader om akvakultur i sjø-Kunnskapsleveranse til Fiskeridirektoratet*. 2022.

199. Kutti, T. and V. Husa, *Forslag til metode for kartlegging av sårbare arter og naturtyper på dypt vann til søknader om akvakultur i sjø-Kunnskapsleveranse til Fiskeridirektoratet*. 2021.

200. Richardson, A.J., et al., *The jellyfish joyride: causes, consequences and management responses to a more gelatinous future*. Trends in ecology & evolution, 2009. **24**(6): p. 312-322.

201. Hoover, R.A. and J.E. Purcell. *Substrate preferences of scyphozoan *Aurelia labiata* polyps among common dock-building materials*. in *Jellyfish Blooms: Causes, Consequences, and Recent Advances: Proceedings of the Second International Jellyfish Blooms Symposium, held at the Gold Coast, Queensland, Australia, 24–27 June, 2007*. 2008. Springer.

202. Barranguet, C., *The role of microphytobenthic primary production in a Mediterranean mussel culture area*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 1997. **44**(6): p. 753-765.

203. Gosling, E.M., *Systematics and geographic distribution of *Mytilus**. The Mussel *Mytilus*: Ecology, Physiology, Genetics and Culture, ed. E.M. Gosling. 1992, Amsterdam: Elsevier Science.

204. Michalek, K., A. Ventura, and T. Sanders, *Mytilus hybridisation and impact on aquaculture: A minireview*. Marine Genomics, 2016. **27:** p. 3-7.

205. Vendrami, D.L., et al., *Genome - wide insights into introgression and its consequences for genome - wide heterozygosity in the *Mytilus* species complex across Europe*. Evolutionary Applications, 2020. **13**(8): p. 2130-2142.

206. Chapuis, A.F., et al., *Patterns of introgression in farmed mussels: A genomic study of *Mytilus* spp. in northern Scotland and Ireland*. Aquaculture, 2026: p. 743643.

3.7 - Vedlegg

Deres ref:	Vår ref:	2008/441	Bergen 02.04.2009
------------	----------	----------	-------------------

	Arkivnr.	426	
	Løpenr:	2007/2009	

Utredning om miljøovervåking av blåskjellanlegg

I forbindelse med utredning av egnethet av kyst og fjordområder har Havforskningsinstituttet gjort en vurdering av behovet for etablering av miljøovervåking av blåskjellanlegg.

Havforskningsinstituttet har siden 2002 gjennomført undersøkelser av bunnmiljøet under flere blåskjellanlegg for å klarlegge om nedfall av skjell og ekskrementer fra anleggene har en negativ innvirkning på bunnmiljøet. Lokale dyp og strømforhold er avgjørende for hvor ekskrementene spres og hvordan nedbrytning av disse påvirker miljøet. Dyrkingsmetodene har innvirkning på omfanget av nedfallskjell fra anleggene. Fra andre land er det kjent at blåskjelloppdrett kan gi betydelig påvirkning av bunnen under anleggene.

Den mest omfattende undersøkelsen vi har gjort er gjennomført under et anlegg vurdert som særdeles utsatt for miljøpåvirkning. Anlegget hadde høy biomasse fordelt over et lite areal, kort avstand til bunn, lav strømhastighet og skjellene var gamle og sterkt begrodd. Under slike anlegg finnes store mengder av nedfallskjell som er føde for sjøstjerner som samler seg under anlegget. Store mengder av nedfallskjell kan danne et mer heterogent bunnsediment med flere skjulesteder og mange små kråkeboller ble funnet mellom tomme skall. Ekskrementer som falt ned på bunnen økte det organiske innholdet sammenlignet med referanseområdet utenfor skjellanlegget som bestod av sandbunn. Under anlegget fantes helt andre arter enn utenfor anleggsområdet både i og på bunnen og antall individer og arter var betydelig høyere under skjellanlegget sammenlignet med referansestasjonen. Vi knytter denne forskjellen til økt organisk anrikning, et mer heterogent sediment med flere habitater og mange skjulesteder og at nedfallskjellene tiltrakk rovedyr under skjellanlegget. Vi kjenner ikke de videre konsekvensene av disse endringene, og var slike anlegg alminnelige i Norge ville vi foreslå systematisk overvåking.

En rekke andre blåskjellanlegg har vært undersøkt, men mindre omfattende. Noen anlegg hadde nedfallskjell, men på grunn av større dyp og strøm var sedimentasjon av ekskrementer lite sannsynlig. Andre anlegg, heriblant også anlegg som hadde vært i drift over lang tid, hadde liten eller ingen skjellopphopping på bunnen. I utgangspunktet vil en forvente at anleggets alder har betydning for virkning på miljøet, men det synes imidlertid klart at måten anlegget blir drevet på er helt avgjørende. Blåskjell dyrkingen i Norge utvikles nå i retning av å bruke såkalt strømpeteknikk. Dette medfører vesentlig mindre tap av skjell (nedfallskjell) under røktning og høsting. Videre er det økende fokus på å lokalisere anlegg i områder med god strøm, tilstrekkelig dybde og å ha god avstand mellom bærelinene for å sikre god fødetilgang og minske sedimentasjon av ekskrementer. Alle disse faktorene bidrar til å minske risikoen for bunnpåvirkning under anleggene. Undersøkelsene tyder på at det med optimalisering av produksjonsforhold kan produseres gode skjell på en lokalitet i mange år uten at bunnen under anlegget blir påvirket.

Med bakgrunn i våre undersøkelser og kunnskap om miljøvirkninger i skjell dyrking i andre land foreslås det at det ikke innføres systematisk overvåking av norske blåskjellanlegg. Det bør derimot fokuseres på riktig dyrkingsmetode (strømping) og god lokalisering og gjennomstrømming i anlegg, og det bør sikres at anleggene benytter de rette metodene. Dette vil bidra til lav risiko for effekter på bunnmiljø. Imidlertid foreslås det å overvåke utvalgte anlegg for ytterligere å dokumentere sammenhengen mellom driftsform, lokalitet og miljøeffekter, og å følge et anlegg med opphopping av nedfallskjell på bunnen for å få mer informasjon om hva dette betyr på sikt.

For ytterligere å begrunne og underbygge vårt råd foreslår vi et felles møte hvor vi legger frem data og hvor vi

kan diskutere konsekvenser og videre arbeid.

Vennlig hilsen

Karin Kroon Boxaspen	Øivind Strand
Leder Forsknings og rådgivningsprogram akvakultur	Seniorforsker
	Pia Kupka Hansen
	Seniorforsker



HAVFORSKNINGSINSTITUTTET

Postboks 1870 Nordnes

5817 Bergen

Tlf: 55 23 85 00

E-post: post@hi.no

www.hi.no