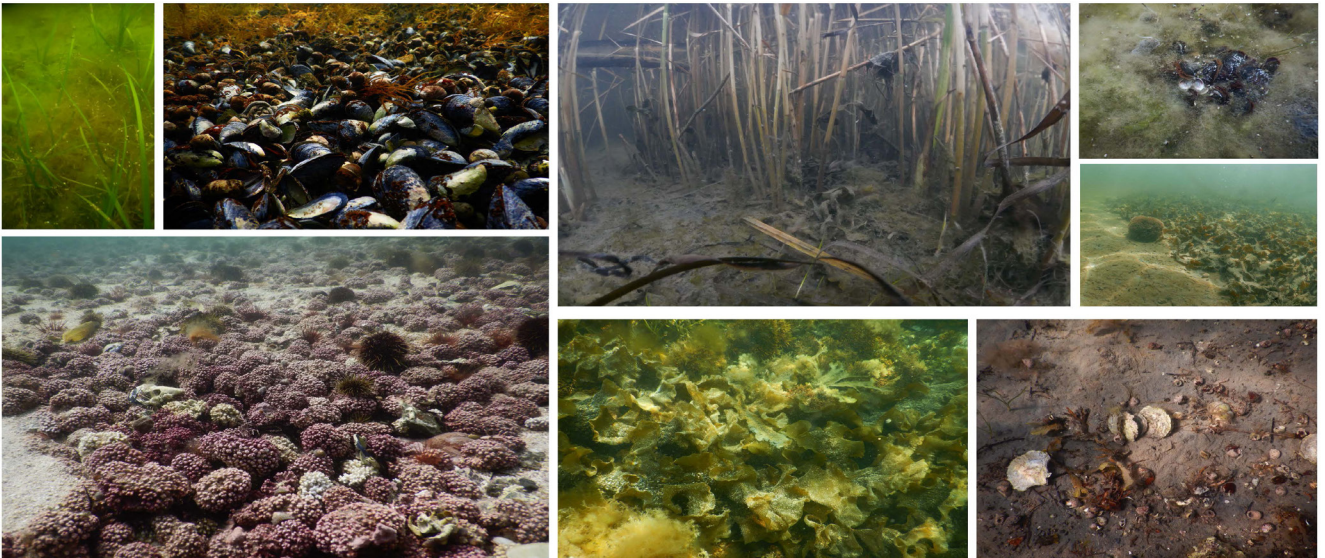


Feltbasert kunnskap, metodikk og kriterier for økologisk kvalitet til et utvalg av marine naturtyper



Hovedkontor

Økernveien 94
0579 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Danmark

Njalsgade 76, 4. sal
2300 København S, Danmark
Telefon (45) 39 17 97 33

Internett: www.niva.no

Tittel Feltbasert kunnskap, metodikk og kriterier for økologisk kvalitet til et utvalg av marine naturtyper	Løpenummer 7691-2022	Dato 20.01.2022
Forfatter(e) Eli Rinde, Siri Røang Moy, Lise Ann Tveiten, Kristina Øie Kvile, Mats Gunnar Walday, Hartvig Christie, Marijana Stenrud Brkljacic, Maia Røst Kile, Trine Bekkby, Janne Kim Gitmark, Marit Mjelde, Camilla With Fagerli, Eivind Oug, Marc Anglès d'Auriac.	Fagområde Marin biologi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Oslofjorden, Sør-Norge, Nordland	Sider 124+vedlegg

Oppdragsgiver(e) Miljødirektoratet	Kontaktperson hos oppdragsgiver Ida Marie Evensen
Oppdragsgivers utgivelse: M- 2200 I 2022	Utgitt av NIVA 210051 og 210091

<p>Sammendrag</p> <p>Vi kommer her med innspill til utvikling av metodikk og kriterier for kartlegging og fastsettelse av økologisk kvalitet til et utvalg av marine naturtyper basert på feltundersøkelser. De utvalgte naturtypene er ålegrasenger, sukkertareskog, muslingbunner (både blåskjellbunner og flatøstersbanker), helofytt-saltvannsumper og ruglbunner. Undersøkelsene av ålegrasenger og sukkertareskog hadde fokus på å identifisere eventuelle sesongvariasjoner i egenskaper knyttet til naturmangfold og tilstand. For alle naturtypene har vi basert på feltundersøkelsene og tidligere verdikriterier for naturmangfold, vurdert hvilke egenskaper som egner seg som primær- og sekundærvariable for naturmangfold og tilstand. Ruglbunner ble undersøkt ved Vega (Nordland), og de øvrige naturtypene hovedsakelig i Oslofjorden. Blåskjellbanker ble undersøkt både i Oslofjorden, Sør-Norge og ved Vega.</p>

<p>Fire emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Biologisk mangfold 2. Økologisk tilstand 3. Blå skog 4. Muslingbunner 	<p>Four keywords</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Biodiversity 2. Ecological state 3. Blue forest 4. Mussel beds
---	---

Denne rapporten er kvalitetssikret iht. NIVAs kvalitetssystem og godkjent av:

Eli Rinde

Prosjektleder/Hovedforfatter

Paul Ragnar Berg

Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7427-1

NIVA-rapport ISSN 1894-7948

Feltbasert kunnskap, metodikk og kriterier for
økologisk kvalitet til et utvalg av marine
naturtyper

Forord

Formålet til prosjektene som rapporteres, har vært å skaffe kunnskap om et utvalg av viktige marine naturtyper i Oslofjorden, samt å styrke kunnskapsgrunnlaget for kartlegging av forvaltningsrelevante marine naturtyper/-enheter etter Miljødirektoratets instruks. Dette omfatter innspill til utvikling av kriterier for å vurdere økologisk kvalitet (også kalt lokalitetskvalitet) for et utvalg av marine naturtyper basert på feltundersøkelser. I Oslofjord-prosjektet er det utført feltundersøkelser og analyser av sesongvariasjon hos ålegrasenger og sukkertareskog i Oslofjorden, samt feltundersøkelser og vurdering av primær- og sekundærvariabler for tilstand og naturmangfold til naturtypene muslingbunner (både blåskjellbunner og flatøstersbanker) og helofytt-saltvannssump. Instruks-prosjektet omfatter innsamlinger og analyser av tilsvarende data for flatøsters, blåskjell og ruglbunner for områder utenfor Oslofjorden. Erfaringene fra feltundersøkelsene har også hatt som mål å bidra til metodeutvikling for kartlegging av naturtypene vi i liten grad har kartlagt tidligere, som muslingbunner, helofytt-saltvannssumper og ruglbunner.

Siri Moy, Lise Tveiten, Marijana Brkljacic og Mats Walday har utført undersøkelsene av flatøsters og blåskjell i Oslofjorden og Agder. Maia Røst Kile, Camilla With Fagerli og Eli Rinde har utført undersøkelsene av blåskjell ved Vega, og sammen med Hartvig Christie også undersøkelsene av ruglbunn. Marit Mjelde, Lise Tveiten, Eivind Oug, Janne K. Gitmark og Eli Rinde har gjennomført undersøkelsene av helofytt-saltvannssump. Børre Dervo fra NINA takkes for bidraget på feltbefaringen av denne naturtypen i Oslofjorden. Trine Bekkby, Hartvig Christie, Marijana Brkljacic, Janne K Gitmark, Lise Tveiten, Kristina Øie Kvile, Mats Walday og Eli Rinde har undersøkt sesongvariasjoner i sukkertareskog og ålegrasenger. Alle har deltatt i diskusjonene om kriterier og kunnskapsgrunnlaget for å fastsette lokalitetskvalitet for de undersøkte naturtypene. Marc Anglés d'Auriac har utført DNA-analysene av innsamlet rugl. En stor takk til Grethe Hillersøy for tipsene om blåskjell-lokaliteter på Vega.

Oslo, 18. januar 2022
Eli Rinde
Prosjektleder

Innholdsfortegnelse

1	Introduksjon.....	11
1.1	Bakgrunn	11
1.2	Ålegrasenger og sukkertareskog.....	12
1.2.1	Geografisk utbredelse og viktige miljøfaktorer	13
1.2.2	Trusler.....	13
1.2.3	Etablerte kriterier for verdisetting av biologisk mangfold	14
1.2.4	Kunnskapsbehov.....	15
1.3	Blåskjellbunn og flatøstersbanker	15
1.3.1	Geografisk utbredelse og viktige miljøfaktorer.....	17
1.3.2	Trusler.....	17
1.3.3	Etablerte kriterier for verdisetting av biologisk mangfold	18
1.3.4	Kunnskapsbehov.....	18
1.3.5	Formålet i denne undersøkelsen.....	19
1.4	Helofytt-saltvannssumper	19
1.4.1	Geografisk utbredelse og viktige miljøfaktorer.....	20
1.4.2	Trusler.....	20
1.4.3	Etablerte kriterier for verdisetting av biologisk mangfold	20
1.4.4	Kunnskapsbehov.....	21
1.4.5	Formålet i denne undersøkelsen.....	21
1.5	Ruglbunn.....	21
1.5.1	Geografisk utbredelse og viktige miljøfaktorer.....	21
1.5.2	Trusler.....	23
1.5.3	Etablerte kriterier for verdisetting av biologisk mangfold	23
1.5.4	Kunnskapsbehov.....	24
1.5.5	Formålet i denne undersøkelsen.....	24
1.6	Etablert metodikk for fastsettelse av lokalitetskvalitet.....	24
2	Metode	27
2.1	Sesongvariasjon i tilstand i ålegrasenger.....	27
2.1.1	Utvalg av stasjoner	27
2.1.2	Analyser	29
2.2	Sesongvariasjon i tilstand i sukkertareskog	30
2.2.1	Utvalg av stasjoner	30
2.2.2	Data for analyse av variasjon i tilstand og naturmangfold.....	31
2.3	Kunnskapsinnhenting blåskjellbunn og flatøstersbanker	31
2.3.1	Utvalg av stasjoner	31
2.3.2	Analyser	36
2.4	Kunnskapsinnhenting helofytt-saltvannssumper	37
2.5	Kunnskapsinnhenting ruglbunn	40
2.5.1	Variasjon i rugklumpenes form og størrelse	42

3	Resultater fra feltundersøkelsene	42
3.1	Sesongvariasjon i tilstand i ålegrasenger	42
3.1.1	Variasjoner i mengde trådalger	42
3.1.2	Variasjoner i økologisk tilstand.....	45
3.2	Egenskaper og variasjon i sukkertareskog	46
3.2.1	Tettheten av sukkertare	47
3.2.2	Tettheten av begroingsalger	49
3.2.3	Nedre voksegrense.....	52
3.3	Egenskaper til undersøkte blåskjellbunner.....	52
3.3.1	Størrelsesfordeling	52
3.3.2	Kondisjonsindeks	54
3.3.3	Tetthet.....	55
3.3.4	Formvariasjon.....	57
3.4	Egenskaper til undersøkte flatøstersbanker	57
3.4.1	Størrelsesfordeling og kondisjonsindeks.....	58
3.4.2	Tetthet	59
3.5	Innslag av fremmede arter på muslingbunnene.....	60
3.6	Egenskaper til helofytt-saltvannssumper	61
3.6.1	Storøykilen i Oslofjorden	61
3.6.2	Viernbukta	65
3.6.1	Nørholmkilen ved Grimstad	69
3.6.2	Engekilen ved Homborsund, Grimstad.....	72
3.6.3	Faunasammensetning og naturmangfold	73
3.7	Egenskaper til ruglbunn	74
3.7.1	Utbredelse og avgrensning av de registrerte forekomstene	74
3.7.1	Dekningsgrad og tykkelsen til ruglbunnen	82
3.7.2	Rugldannende arter og størrelsesfordeling.....	83
3.7.3	Variasjon i formen til ruglklumpene.....	84
3.7.4	Assosiert biologisk mangfold.....	85
4	Diskusjon	91
4.1	Generelle erfaringer og anbefalinger på tvers av naturtyper.....	91
4.1.1	Rødlistet naturtype/innslag rødlistede arter.....	92
4.1.2	Trådalger som indikator for eutrofiering.....	92
4.1.3	Innslag av fremmede arter	93
4.1.4	Innslag av søppel	94
4.2	Ålegrasenger	94
4.2.1	Kartlegging og avgrensning	94
4.2.2	Primær og sekundærvariabler for naturmangfold	95
4.2.3	Primær og sekundærvariabler for tilstand	95
4.3	Sukkertareskog	96
4.3.1	Kartlegging og avgrensning	96
4.3.2	Primær og sekundærvariabler for naturmangfold	97
4.3.3	Primær og sekundærvariabler for tilstand	99
4.4	Blåskjellbunner og flatøstersbanker	101
4.4.1	Kartlegging og avgrensning	101
4.4.2	Primær og sekundærvariabler for naturmangfold – Blåskjellbunn.....	102
4.4.3	Primær og sekundærvariabler for tilstand - Blåskjellbunn.....	104

4.4.4	Primær og sekundærvARIABLER for naturmangfold – Flatøstersbanker	105
4.4.5	Primær og sekundærvARIABLER for tilstand - Flatøstersbanker	106
4.5	Helofytt-saltvannssumper	107
4.5.1	Kartlegging og avgrensing	107
4.5.1	Primær og sekundærvARIABLER for naturmangfold	107
4.5.2	Primær og sekundærvARIABLER for tilstand	110
4.6	Ruglbunn	111
4.6.1	Kartlegging og avgrensing	111
4.6.2	Primær- og sekundærvARIABLER for naturmangfold	113
4.6.3	Primær- og sekundærvARIABLER for tilstand	114
4.7	Oppsummering og konklusjon	115
4.7.1	Ålegrasenger	116
4.7.2	Sukkertareskog	117
4.7.3	Muslingbunner	117
4.7.4	Helofytt-saltvannssump	118
4.7.5	Ruglbunn	118
4.7.1	Generelt kunnskapsbehov	119
5	Referanser	119

Sammendrag

Formålet til prosjektene har vært å skaffe kunnskap om et utvalg av viktige marine naturtyper i Oslofjorden, samt å styrke kunnskapsgrunnlaget for kartlegging av forvaltningsrelevante marine naturtyper/-enheter etter Miljødirektoratets instruks. Dette omfatter innspill til utvikling av kriterier for å vurdere økologisk kvalitet (også kalt lokalitetskvalitet) for et utvalg av marine naturtyper basert på feltundersøkelser. De utvalgte naturtypene er ålegrasenger, sukkertareskog, muslingbunner (blåskjellbunnet og flatøstersbanker), helofytt-saltvannsump og ruglbunner. Ruglbunner finnes i liten grad i Oslofjorden, og feltundersøkelsene av denne naturtypen ble foretatt på Vega (Nordland). Blåskjellbunner ble undersøkt i felt i både Oslofjorden, Agder og i Nordland, og flatøstersbanker i Oslofjorden og i Agder. Fokus for arbeidet knyttet til ålegrasenger og sukkertareskog har vært evaluering av sesongvariasjoner i lokalitetstilstand. Fokus for de øvrige naturtypene har vært testing av kartleggingsmetodikk, feltinnsamlinger og innhenting av kunnskap til utvikling av primær- og sekundærvariabler for å fastsette tilstand og naturmangfold til en kartlagt forekomst. Et viktig krav for valg av variabler, har vært at de skal kunne registreres i felt. Det er også behov for en pragmatisk tilnærming til valg av terskelverdiene, som må kunne settes basert på dagens kunnskap.

Hovedkonklusjonene per naturtype:

Ålegrasenger: Det er behov for å klargjøre hvordan marin undervannseng (M7 i NiN) og forvaltningsrelevant ålegrasbunn skal kartlegges og avgrenses. Arealutbredelse og tetthet er relevante primærvariabler for naturmangfold, og eksisterende poengverdier kan oversettes til kategorier for lokalitetskvalitet. Det bør vurderes om tetthet skal erstattes av en fragmenteringsindeks siden en kontinuerlig og jevn forekomst (med lav tetthet) kanskje vil ha større mangfold enn en fragmentert forekomst. Innslag av trådalger er en viktig primærvariabel for tilstand, men bruk av løstliggende, fastsittende eller i kombinasjon, kan gi ulik tilstandsklasse. Maks-verdien ga generelt mindre sesongforskjeller i gjennomsnittlig mengde enn bruken av de andre parameterne. Hvilken vekstform av trådalger som velges vil kunne ha stor innvirkning på vurderingen av ålegrasengenes tilstand. I tråd med «beste styrer»-prinsippet bør registreringer av ålegrastetthet for fastsettelse av naturmangfold foregå i midten av engen. For at «verste styrer»-prinsippet skal følges for fastsettelse av tilstand, bør registreringene fange opp de ofte store forekomstene av trådalger i ytterkantene til engene, og særlig inn mot land. Vurdering av tilstand basert på et representativt utvalg av punkter i engen vil være mer i tråd med dette prinsippet enn bruk av midt-punkter som beskrevet i Veileder 02:2018.

Sukkertareskog: Vi foreslår at sukkertarens tetthet inngår som primærvariabel for naturmangfold. Størrelsen på forekomsten regnes som en indikator for naturmangfold, men er vanskelig å registrere i felt og vanskelig å avgrense ved hjelp av modellering. Vi anbefaler likevel at denne variabelen vurderes videre og at den eventuelt blir inkludert som en sekundærvariabel for naturmangfold. Sukkertaren i Sør-Norge, inkludert i Oslofjorden, er gjerne nedslammet og overgrodd av trådalger. Vi foreslår at tettheten av trådalger og nedre voksegrense inkluderes som primærvariabler for tilstand. Grad av sedimentering og tilstedeværelse av diverse løse gjenstander (inkludert f. eks. fiskegarn, teiner, fiskekroker) foreslås også vurdert som sekundærvariable.

Muslingbunner: For kartlegging anbefales bruk av rammeundersøkelser, og bruk av transekter kun der rammeundersøkelser ikke er hensiktsmessig. Det må utvikles en egen kartleggingsinstruks for kartlegging av muslingbunner. Undersøkelsene våre viser tegn til sviktende rekruttering av blåskjell på flere stasjoner i Oslofjorden og ved Agder. Eneste stasjon i sør med relativ høy tetthet av blåskjell var Høvikstranda. På Vega ble det registrert «banker» av blåskjell med høy tetthet på begge stasjoner

og med en bred størrelsesfordeling. Det var også tegn til sviktende rekruttering av flatøsters, med unntak for Langestrand og Rolløy i Agder. For både blåskjellbunner og flatøstersbanker har vi trukket frem dekningsgrad/tetthet og arealutbredelse som mulige primærvariable for naturmangfold. Rekrutteringssvikt identifisert ved hjelp av analyser av størrelsesfordeling, samt forekomst av fremmede arter er trukket frem som mulige primærvariable for tilstand.

Helofytt-saltvannssump: Vi mener det er behov for å evaluere/verifisere begrunnelsen for å skille ut helofytt-saltvannssump som egen hovedtype. Vi har foreslått en presisering av definisjonen til naturtypen. Det finnes ingen etablert metodikk for kartlegging og avgrensing av naturtypen, og heller ikke for undersøkelser av assosiert biologisk mangfold i sjødelen av sumpen. Det er behov for å utvikle en veileder for slike undersøkelser. Siden naturtypen har et lavt artsmangfold og er lett tilgjengelig for feltregistreringer burde det være mulig å få oversikt over dette mangfoldet gjennom en fokusert innsamling. Foreslåtte primærvariable for naturmangfold er direkte mål på artsmangfoldet, arealutbredelse, dekningsgrad og størrelsen til den habitatdannende makrohelofytten, samt salinitet. Foreslåtte primærvariable for tilstand er grad av skjøtsel, intakthet, og innslag av fremmede arter.

Ruglbunn: Vi anbefaler en forhåndskartlegging av potensialet for naturtypen før kartlegging i felt. Bruk av droppkamera og registreringer langs transekter ser ut til å være en egnet metodikk. Det bør undersøkes hvor dynamisk arealutbredelsen til naturtypen er, siden de løstliggende formene vil kunne påvirkes av sterke tidevannsstrømmer og stormhendelser. Vi har foreslått en presisering av definisjonen av naturtypen. Vi fant høyest artsmangfold knyttet til ruglbunnene dominert av ekte mergel. Foreslåtte primærvariable for naturmangfold er arealutbredelse, dekningsgrad og fragmentering og rugltype, dvs. om forekomstene er dominert av ekte mergel eller rhodolither. Formvariasjon på ruglklumpene, sjeldenhet av habitatdannende ruglart, mangfold av rugldannende kalkalgarter og forekomst av andre rødlistede arter er aktuelle sekundærvariable for naturmangfold. Alderen til store mergelklumper kan være en viktig primærvariabel, siden store ruglklumper anses å kunne være svært gamle. Forekomst av trådalger, tildekking av slam/sedimentering, dekningsgrad av død ruglbunn og fysisk forstyrrelser er alle ansett som viktige primærvariable for tilstand. Fremmedarter og nærhet til oppdrettsanlegg er mulige sekundærvariable for tilstand.

Generelle anbefalinger: Hvordan innslag av rødlistede arter (naturmangfold), trådalger (tilstand), fremmede arter (tilstand) og søppel (tilstand) skal håndteres med hensyn til fastsettelse av økologisk kvalitet, bør bestemmes generelt for alle naturtypene. Eksempelvis, for sukkertareskog er rødlistekategorien forskjellig for ulike regioner. Det tilsier at kriteriene for naturmangfold-aksen til lokalitetskvalitet bør være regionspesifikke for denne naturtypen. Vi mener dette bør gjelde generelt for naturtyper som har ulik rødlistestatus i ulike regioner. Valg av parametere og utvikling av kartleggingsmetodikk må ta hensyn til «beste» og «verste» styrer prinsippene.

For marine naturtyper som er vanskelige å avgrense, enten ved bruk av feltobservasjoner eller flyfoto og fjernmåling, bør det vurderes å innskrenke avgrensingen til et mindre område der naturtypens viktige egenskaper som tetthet, er mulig å fastsette. I henhold til Miljødirektoratets kartleggingsinstruks (2018), skal deler av en naturtype med dårlig tilstand kunne avgrenses som egne polygoner (arealer). Dette bør også kunne gjøres for deler av naturtypens utbredelse som det er knyttet usikkerhet til med hensyn til viktige egenskaper for både naturmangfold og tilstand.

Våre forslag er spilt inn til faggruppen som skal definere kriterier for økologisk kvalitet for alle forvaltningsrelevante naturtyper/enheter. Det vil også være behov for å teste ut kriteriene i videre kartlegging etter NiN.

Summary

Title: Field-based knowledge, methodology and criteria for ecological quality for a selection of marine habitats.

Year: 2022

Author(s): Eli Rinde, Siri Røang Moy, Lise Ann Tveiten, Kristina Øie Kvile, Mats Gunnar Walday, Hartvig Christie, Marijana Stenrud Brkljacic, Maia Røst Kile, Trine Bekkby, Janne Kim Gitmark, Marit Mjelde, Camilla With Fagerli, Eivind Oug.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7427-1

The purpose of the projects has been to obtain knowledge for a selection of important marine habitats in the Oslofjord, as well as to strengthen the knowledge base for mapping management-relevant marine habitats in accordance with the Norwegian Environment Agency's instructions. This includes input for the development of criteria for assessing ecological quality (also named site quality) for a selection of marine habitat types based on field surveys. The selected habitat types are eelgrass beds, sugar kelp forests, mussel beds (blue mussel beds and flat oyster banks), halophyte-saltwater swamps and maerl beds. Maerl beds are found to a small extent in the Oslofjord, and field surveys of this habitat were carried out around Vega (Nordland). Mussel beds were examined in the field in both the Oslofjord, Agder and in Nordland, and flat oyster banks in the Oslofjord and in Agder. The focus of the work related to eelgrass beds and sugar kelp forests has been evaluation of seasonal variations in locality conditions. The focus for the other habitat types has been testing of mapping methodology, field collections and acquisition of knowledge for the development of primary and secondary variables to determine the condition and biodiversity of a mapped occurrence.

Eelgrass beds: There is a need to clarify how marine underwater beds (M7 in NiN) and management-relevant eelgrass beds should be mapped and delimited. Area distribution and density are relevant primary variables for biodiversity, and existing criterias can be translated into categories for locality quality. It should be considered whether density should be replaced by a fragmentation index since a continuous and even occurrence (with low density) may have greater diversity than a fragmented occurrence. Presence of filamentous algae is an important primary variable for the condition, but the use of loose, epiphytic or a combination of the two forms, can give different condition classes. The maximum value of the two forms, generally gave smaller seasonal differences in the average value than the use of the other parameters. Which form of the filamentous algae that is chosen could have a major impact on the assessment of the condition of the bed. In line with the "best management" principle, registrations of eelgrass density for determining biodiversity should take place in the middle of the bed. In order for the "worst rule" principle to be followed for determining the condition, the registrations should capture the often large deposits of filamentous algae in the outer edges of the beds, and especially towards land. Assessment of condition based on a representative selection of points in the bed will be more in line with this principle than the use of midpoints as described in veileder 02: 2018.

Sugar kelp forest: We propose that the density of sugar kelp can be included as a primary variable for biodiversity. The area of the habitat is considered an indicator of biodiversity, but this is difficult to register in the field and difficult to delimit using modeling. We still recommend that this variable is considered further and that it can be included as a secondary variable for biodiversity. The sugar kelp in southern Norway, including in the Oslofjord, is often mud-covered and overgrown with filamentous algae. We propose that the density of filamentous algae and lower growth limit be included as primary variables for condition. The degree of sedimentation and the presence of various human made objects (including e.g. fishing nets, pots, fishing hooks) is also proposed to be considered as secondary variables.

Mussel beds: For mapping, the use of frame surveys is recommended, and the use of transects are only recommended in cases where this is not appropriate. A separate mapping manual must be developed for mapping mussel beds. Our surveys show signs of failing recruitment of blue mussels at several stations in the Oslofjord and in Agder. The only station in southern Norway with a relatively high density of blue mussels was Høvikstranda. At Vega, "banks" of blue mussels with high density were registered at both stations and with a wide size distribution. Signs of failed recruitment of flat oysters were observed, except for Langestrand and Rollsøy in Agder. For both blue mussel beds and flat oyster banks, we have highlighted coverage/density and area distribution as possible primary variables for biodiversity. Recruitment failures identified by analyzes of size distribution, as well as the occurrence of alien species have been highlighted as possible primary variables for condition.

Halophyte-saltwater swamp: We believe there is a need to evaluate/verify the justification for separating halophyte-saltwater swamp as a separate main type in NiN. We have proposed a clarification of the current definition of the habitat type. There is no established methodology for mapping and delimiting the habitat type, nor for studies of associated biological diversity in the sea part of the swamp. There is a clear need to develop a guide for such studies. Since the habitat has a low species diversity and is easily accessible for field registrations, it should be possible to get an overview of this diversity through focused sampling. Proposed primary variables for biodiversity are direct measures of species diversity, area distribution, coverage and size of the habitat-forming macro-halophyte, as well as salinity. Suggested primary variables for condition are degree of maintenance, intactness, and presence of alien species.

Maerl beds: We recommend a pre-mapping of the potential for the habitat before mapping in the field. The use of drop cameras and recordings along transects seems to be a suitable methodology. It should be investigated how dynamic the area distribution of the habitat is, since the loose forms may be affected by strong tidal currents and storm events. We have proposed a clarification of the definition of the habitat. We found the highest species diversity associated with the beds dominated by true maerl. Suggested primary variables for biodiversity are area distribution, degree of coverage and fragmentation, and type of maerl, i.e. whether the deposits are dominated by true maerl or rhodoliths. Variation in the shape of the maerl, rarity of the habitat-forming maerl species, diversity of maerl-forming calcareous algae species and occurrence of other red-listed species are relevant secondary variables for biodiversity. The age of large maerl nodules can be an important primary variable, since large nodules are considered to be very old. Occurrence of filamentous algae, cover of sludge/sedimentation, degree of cover of dead maerl nodules and physical disturbances are all considered important primary variables for condition. Alien species and proximity to fish farms are possible secondary variables for condition.

General recommendations: How presence of red-listed species (biodiversity), filamentous algae (condition), alien species (condition) and litter (condition) should be handled with regards to determining ecological quality, should be determined at a general level for all habitat types. For example, for sugar kelp forests, the red list category is different for different regions. This indicates that the criteria for the biodiversity axis for locality quality should be region-specific for this habitat type. We believe this should apply in general to habitat types that have different red list status in different regions. For marine habitats that are difficult to delimit, either by using field observations or aerial photography and remote sensing, considerations should be made to limit the delimitation to a smaller area where the important characteristics of the habitat, such as density, can be determined. According to the Norwegian Environment Agency's mapping instructions (2018), parts of a habitat type with poor condition must be able to be delimited as separate polygons (areas). It should also be possible to do this for parts of the habitats distribution to which there is uncertainty regarding important characteristics for both biodiversity and condition. Our proposals have been forwarded to the expert group that will define criteria for ecological quality for all management-relevant habitat types. There is also a need for testing the criteria in further mapping according to NiN.

1 Introduksjon

1.1 Bakgrunn

Kartleggingsaktivitetene i 2021 (i Oslofjord-prosjektet) har hatt som mål å skaffe kunnskap om marine naturtyper i Oslofjorden og styrke kunnskapsgrunnlaget til arbeidet med marin kartleggingsinstruks. Dette omfatter innhenting og sammenstilling av kunnskap for å utvikle kriterier for økologisk lokalitetskvalitet for et utvalg av marine naturtyper. Disse kriteriene er ikke fastsatt for marine naturtyper ennå og må på plass for å ferdigstille arbeidet med den marine kartleggingsinstruksen. Oslofjord-prosjektet har også hatt som mål å skaffe miljøforvaltningen mer erfaring med praktisk bruk av NiN-systemet for marine naturtyper, samt å skaffe erfaringer og kompetanse på kartlegging og vurderinger av naturmangfold og tilstand til naturtyper som tidligere ikke er kartlagt i Norge, som muslingbunn, helofytt-saltvannssump og ruglbunn.

Hensikten med å fastsette lokalitetskvalitet er å få frem forskjeller i økologisk kvalitet mellom ulike lokaliteter av samme naturtype. Dette er en parallell til fastsettelse av verdi for kartlagte naturtyper etter metodikk beskrevet i de tidligere kartleggingshåndbøkene. Miljødirektoratet har finansiert et eget prosjekt som har hovedansvaret for å diskutere og utvikle kriterier for økologisk kvalitet for lokaliteter for alle naturenhetene som faggruppen har foreslått som forvaltningsrelevante ut fra kriteriene i St. Meld. 14 (2015-2016). Flere av disse naturenhetene er godt kjent gjennom tidligere kartlegging (som for eksempel stortareskog og ålegrasenger), mens andre er mindre kjente og har i liten grad blitt kartlagt tidligere i Norge. For å kunne utvikle kriterier for lokalitetskvalitet må man vite hvilke variabler som skal benyttes for å beskrive påvirkningen på og kvaliteten til de ulike naturtypene. Det er også viktig å skaffe til veie kunnskap om hvordan tilstand og naturmangfold (og dermed lokalitetskvalitet) varierer i rom (ulike områder og regioner) og tid (f.eks. over sesongen). Det har derfor vært behov for feltkartlegging og undersøkelser av lokaliteter med de aktuelle naturtypene i dette arbeidet, også utenfor Oslofjorden. Feltundersøkelser utenfor Oslofjorden er utført i et eget instruks-prosjekt.

I Oslofjord-prosjektet ble naturtypene ålegrasenger, sukkertareskoger, blåskjellbanker, flatøstersbanker, helofytt-saltvannssumper og ruglbunner prioritert for kartlegging. Alle disse var på listen med forslag til forvaltningsrelevante marine naturenheter basert på kriteriene i St. Meld. 14 (2015-2016). Ålegrasenger og sukkertareskog ble begge kartlagt i Oslofjorden i 2020. Det ble observert svært dårlig tilstand for de kartlagte lokalitetene på høsten, og det ble påpekt et behov for å undersøke om dette er en konstant tilstand gjennom året eller om forholdene er bedre på våren. Det er kjent at sukkertareskogens kvalitet varierer mye mellom år og lokaliteter (Moy m.fl. 2008, Christie m.fl. 2019), men det er også for denne naturtypen lite kunnskap om sesongvariasjoner. Blåskjellbunn og helofytt-saltvannssump har tidligere ikke vært kartlagt systematisk, hverken i henhold til DN-Håndbok 19 eller etter NiN, selv om noe punktdata har blitt registrert der de likevel har blitt observert. Vi mangler derfor mye erfaring og data for å utvikle lokalitetskvalitetskriterier for disse naturtypene. Det samme gjelder flatøstersbanker, selv om denne naturtypen har vært kartlagt tidligere i Nasjonalt program for kartlegging av biologisk mangfold – kyst. Feltinnsamlingene i Oslofjorden i 2021 ble derfor rettet mot å skaffe mer kunnskap om lokalitetskvalitet til alle disse nevnte naturtypene. På grunn av den store kunnskapsmangelen for ruglbunner, ble det også prioritert feltkartlegging av denne naturtypen. Ruglbunn var også på listen med forslag til forvaltningsrelevante marine naturenheter da prosjektet startet, og var også inkludert i DN-håndbok 19, men har tidligere ikke vært prioritert for kartlegging. Alle naturtypene ble inkludert på

faggruppens endelige forslag til forvaltningsrelevante marine naturenheter i desember 2021 (Bekkby m.fl. 2021).

Fokus for arbeidet knyttet til ålegrasenger og sukkertareskog har vært evaluering av sesongvariasjoner i lokalitetstilstand. Fokus for de øvrige naturtypene har vært testing av kartleggingsmetodikk, feltinnsamlinger og innhenting av kunnskap til utvikling av primær- og sekundærvariabler for å fastsette tilstand og naturmangfold. Dette gjelder muslingbunner (både blåskjellbunner og flatøstersbanker), helofytt-saltvannssump og ruglbunner. For blåskjellbunner og flatøstersbanker har vi i tillegg til feltundersøkelser i Oslofjorden, også utført undersøkelser av lokaliteter i Agder. Blåskjellbunner ble også undersøkt ved Vega (Nordland), der undersøkelsene av ruglbunn ble utført.

Basert på felterfaringene og de registrerte parametere innen hver naturtype, har vi i en serie av arbeidsmøter diskutert hvilke parametere som best kan representere tilstand og naturmangfold til naturtypene på de undersøkte lokalitetene, både ut fra en teoretisk tilnærming, men også ut fra pragmatiske hensyn, som om variablene kan bli registrert i felt.

Tema som har blitt diskutert er blant annet

- Har vi tilstrekkelig kunnskap om referansetilstanden til ulike egenskaper for naturtypene?
- Hvilke av de tidligere kriteriene for biologisk mangfoldverdi kan og bør brukes til å vurdere lokalitetskvaliteten?
- Har vi etablerte kriterier fra f.eks. arbeidet med vannforskriften som kan benyttes?
- Er det nødvendig med regionspesifikke kriterier for lokalitetskvalitet på tilsvarende måte som for verdiene som ble satt i nasjonalt program for kartlagte naturtypeforekomster etter DN-håndbok 19? Må vi ned på vanntype-nivå for å sette terskelverdiene for de ulike kriteriene?

Det kan være vanskelig å sette referanseverdier for naturtyper og nøkkelarter som er veldig dynamiske. De fleste av de undersøkte naturtypene er leveområder for en rekke arter og huser ofte høye individtall, og det er både vanskelig og tidkrevende å samle inn og analysere arts mangfold. Derfor må man finne mer praktiske indikatorer for marint naturmangfold.

1.2 Ålegrasenger og sukkertareskog

Ålegrasengene er en del av de Marine undervannengene i NiNs type- og beskrivelsessystem. Definisjonen i NiN tilsier at det kreves et sammenhengende område med > 25% dekning av ålegrasplanter for å kunne kalles en marin undervannsenseng. Dette tilsvarer det som er definert som spredt (tetthetsklasse 2), middels tett/vanlig (tetthetsklasse 3) og tett/heldekkende (tetthetsklasse 4) ålegraseng i Nasjonalt program for kartlegging av biologisk mangfold – kyst (Bekkby m.fl. 2020), og for kartlagte forekomster i Naturbasen. Tilsvarende klasseinndeling benyttes i Vannforskriften (Direktorats-gruppen Vanndirektivet 2018). Undervannsensenger med mindre enn 25% dekning vil måtte beskrives som M4 (Grunn marin sedimentbunn), og med bruk av beskrivelsessystemet for å tydeliggjøre forekomst/dekningsgrad av ålegrasplanter.

Sukkertareskog er en egen grunntype (M1-3) i NiN og ligger i beskyttet infralitoral fastbunn under hovedtypen Grunn marin fastbunn (M1). Tareskogstypene er definert som sammenhengende områder dominert av tarearter, med areal større enn 100 m² og bredde større enn 5 m. I Nasjonalt program har «skog» blitt definert som middels tett/vanlig (tetthetsklasse 3) og tett/heldekkende (tetthetsklasse 4). Tareskoger med mindre enn 25% dekning beskrives som M1, og med bruk av beskrivelsessystemet for å tydeliggjøre forekomst/dekningsgrad av tare.

1.2.1 Geografisk utbredelse og viktige miljøfaktorer

Begge naturtypene finnes langs hele norskekysten, men i de mer beskyttede delene av kystområdene. Sukkertare kan vokse i bølgeeksponerte områder, men da kun på dypere vann, der effekten av bølgene blir svakere. Sukkertare kan vokse på både fjellbunn og på stein og skjellrester på sandbunn. Ålegrasenger finnes kun på bløtbunn, dvs. på sand, grus og mudderbunn, på grunt vann (litoral og øvre sublitoral).

1.2.2 Trusler

Ålegrasenger dannet av vanlig ålegras ble i 2018 vurdert som livskraftig (LC) i Rødlista for naturtyper (Gundersen m.fl. 2018). Dataene for ålegrasengenes tilstand har vært noe sprikende, og ålegrasenger har blitt dokumentert å være redusert i indre Oslofjord (Espeland og Knutsen 2014), fått redusert tetthet i Holmestrand, Grenland og muligens Hvaler (Dahl m.fl. 2008), men har vært stabile eller hatt en økning i forekomst og/eller tetthet i andre deler av Skagerrak. Data er spesielt mangelfulle på dybdeutbredelse, men de dataene som eksisterer kan ikke påvise en redusert dybdeutbredelse. Utviklingen de siste årene antyder at situasjonen har blitt forverret i Skagerrak ([Christie og Rinde, 2020](#)) og Oslofjorden (Rinde m.fl. 2021). Dette er en naturtype der Norge har internasjonale forpliktelser, da dette er en naturtype som er på OSPARs liste over truede naturtyper og naturtyper i nedgang. Naturtypen er også på listen over forslag til forvaltningsrelevante naturenheter etter Miljødirektoratets instruks (Bekkby m.fl. 2021). Viktige trusler for naturtypen er global oppvarming og formørkning (økning av partikler i vannmassene), kombinert med en økende trend med overgroing av ålegraset med trådalger (som kan knyttes til eutrofiering, og som muligens forsterkes av forsurening). Ålegrasengene i Danmark og Sverige, som ligger sør for Norge, og som har fått varmere vann tidligere enn våre kystfarvann, har hatt en sterkt negativ utvikling og store arealtap. Andre viktige trusler for ålegrasenger er utbygging (f.eks. av båthavner), mudring, løsrivelse pga. storm og beiting av svaner. Sykdom forårsaket av en soppinfeksjon (Labyrinthula) medførte et stort tap av ålegrasenger i Europa på 1930-tallet (Short m.fl. 1987). Begge naturtypene kan bli invadert av fremmede arter som japansk drivtang (ålegrasenger) og japansk sjølyng (sukkertareskog). Ålegrasenger kan også bli invadert av stillehavsosters.

Sukkertareskog både i Sør- og Nord-Norge er kategorisert som Sterkt truet (EN) på Norsk rødliste for naturtyper, 2018. I Sør-Norge og på Vestlandet har det vært nedgang i sukkertarebestanden siden 2000-tallet. Det største tapet har vært i Skagerrak, med 50-80 % tap av sukkertare (Moy og Christie 2012, Bekkby og Moy 2011), selv om tapet også har vært betydelig i Nordsjøen (med 50 % av sukkertaren tapt, Moy og Christie 2012). De viktigste truslene for sukkertare er temperaturøkning i havet i kombinasjon med økt næringssalttilgang (det vil si eutrofiering, Moy m.fl. 2008, Christie m.fl. 2019), som gir vekst av trådalger og redusert overlevelse for sukkertaren. Selv om enkelte observasjoner har antydnet at tilstanden for sukkertare har hatt en svak forbedring i enkelte områder etter år 2000, så viser undersøkelser at tilstanden svinger en del fra år til år, uten at det er en tydelig og langvarig trend mot forbedring (s. 33 i Naustvoll m.fl. 2020). Tareskogen i sør har også havnet på OSPARs liste over truede naturtyper og naturtyper i nedgang (OSPAR 2021). I Nord-Norge er sukkertareskogen sterkt truet på grunn av kråkebollenes nedbeiting (Norderhaug og Christie 2009, Rinde m.fl. 2014), noe som igjen er knyttet til overfiske (Norderhaug m.fl. 2021). En observert utvidelse av krabbers leveområder mot nord knyttet til varmere vann ser ut til å bidra til reetablering av tareskogen, inkludert sukkertare (Rinde m.fl. 2014, Fagerli m. fl. 2014), ved at krabbene spiser og reduserer mengden kråkeboller.

1.2.3 Etablerte kriterier for verdisetning av biologisk mangfold

Ålegrasenger

Ålegrasenger har blitt kartlagt og verdisatt ved bruk av to ulike kriteriesett i regi av nasjonalt kartleggingsprogram – kyst. Verdien er kalt BM-verdi (Biologisk mangfold verdi) i Naturbasen.

Det første kriteriesettet som ble brukt i perioden 2007-2010, var hovedsakelig basert på arealet til forekomsten, men nærhet til viktige gyteområder for torsk, og forekomst av truede utforminger ble også vektlagt. Disse kriteriene er beskrevet i Bekkby m.fl. 2012.

I løpet av perioden 2010-2019 ble det benyttet et revidert sett med kriterier, basert på den nye kunnskapen man hadde fått om naturtypene gjennom den første kartleggingsfasen (Bekkby m.fl. 2012). Verdien ble satt ut fra parametere knyttet til *økologisk funksjon og sjeldenhet*. Parametere knyttet til økologisk funksjon var, i tillegg til arealet av forekomsten:

- Lav naturtyperikdom, men viktig økologisk funksjon (f.eks. på grunn av mangel på skog/engdannende vegetasjon pga. nedbeiting)
- Naturtyperikdom - som nærhet til samnhørende naturtyper og arter (f.eks. gytefelt for torsk, ørretbekker)
- Forekomst av sjeldne arter – dvs. forekomsten er funksjonsområde for rødlistet(e) art(er).
- Plantestørrelse (dvs. bladlengde)
- Produksjonsrate (dvs. skuddtetthet)

Verdisetningen basert på areal, ble beregnet ut fra summen av arealet til nærliggende (<200 m) enger, eller av enger innen samme bukt. Sjeldenhet ble vurdert ut fra om ålegrasengen var sjelden i kommunen, eneste/siste gjenværende forekomst i kommunen, eller eneste/siste gjenværende forekomst i fylket, med økt poengsum for økt grad av sjeldenhet.

Lav, middels og høy skår for hver av parameterne ble tildelt en poengsum hver, og verdien ble satt basert på summert poengsum for alle parameterne. I 2019 ble kriteriene revidert på ny, siden flere av kriteriene viste seg å være vanskelige å bruke i praksis (Bekkby m.fl. 2020).

Faggruppen anbefalte at de samme kriteriene ble videreført (med unntak av plantestørrelse/bladlengde), men at faggruppen skulle gjøre en basis-vurdering av verdien basert på egenskaper kun knyttet til *forekomsten i seg selv*, dvs. basert på arealet til forekomsten og tettheten til ålegraset. Endelig verdi må settes av forvaltningen basert på total poengsum gitt opplysninger om også de øvrige parameterne. Det ble gjort en revidering av poengsummene for lav naturtyperikdom, basert på en presisering av hva lav, middel og høy skår for denne parameteren skal innebære. Lav, middels og høy skår tildeles og defineres av; stort mangfold av vegetasjonsbyggende vegetasjonstyper, kun enkelte vegetasjonsbyggende vegetasjonstyper eller eneste vegetasjonsbyggende vegetasjonstype. En ålegraseng kan inneholde et meget høyt antall assosierte arter og en individtetthet på over 100 000 evertebrater per kvadratmeter (Christie m.fl. 2014), så slike forekomster er for tidkrevende å analysere, samt at kvantitativ innsamling har blitt mer komplisert med nye dykkeregler.

Sukkertareskog

Sukkertareskog har ikke blitt kartlagt og verdisatt systematisk i henhold til DN-håndbok 19, selv om store tareskogforekomster i alle år har vært blant naturtypene som har vært prioritert for kartlegging. Det er fordi fokuset for kartleggingen i Nasjonalt program (Bekkby m. fl. 2012, 2020) har vært på stortareskog. Likevel finnes det punktdata over forekomst av sukkertare, registrert der det

har blitt observert i forbindelse med kartlegging av andre naturtyper, som stortareskog og ålegrasenger eller i overvåking av tare-kråkebollesituasjonen i Nord-Norge (bl.a. flere prosjekter finansiert av Direktoratet for naturforvaltning, FRAM-Flaggskipprosjekter og NFR-prosjektet OPTIMAKELP). Som en del av ulike prosjekter og overvåkingsprogrammer har sukkertares forekomst og tilstand blitt undersøkt helt siden 90-tallet på enkelte lokaliteter i Skagerrak og Nordsjøen (f.eks. Rinde m.fl. 1992, Moy m.fl. 2008, Naustvoll m.fl. 2020).

Kriteriene for verdisetting av tareskogforekomster i perioden 2007-2010 var også i stor grad basert på arealet (Bekkby m.fl. 2012). Disse kriteriene var tilpasset stortareskog, men kan tenkes å ha generell relevans også for sukkertareskog. Fram til 2012 hadde forekomster i Skagerrak en lavere arealgrense for hva som ga økt verdi enn øvrige regioner på grunn av de naturgitte forholdene som gir arealmessig mindre tareskog i Skagerrak. Forekomst av tareskog i nedbeitede områder og i beskyttede kyst- og fjordområder (med begrunnelse om at forekomst der var under spesielt høyt press), fikk også økt verdi, ut fra antakelsen om at tareskogen i slike områder ville ha en forhøyet økologisk betydning. Disse kriteriene ble beholdt (men kriteriene ble bedre operasjonalisert) ved revideringen i 2012 (Bekkby m.fl. 2012) og 2020 (Bekkby m.fl. 2020). Kriteriene som ble benyttet i perioden 2010-2019 er de samme som for ålegrasenger, med unntak av produksjonsrate (siden tetthet allerede inngår i definisjonen av tareskog), og sjeldenhet (som var innarbeidet i størrelseskriteriene).

1.2.4 Kunnskapsbehov

Vi har god kunnskap om ålegrasengers geografiske utbredelse i Norge, i og med at vi i Nasjonalt program har registrert forekomst, tetthet og flekkvishet, samt mengde trådalger, *en* gang per forekomst over perioden som naturtypen har blitt kartlagt. Forekomst av sukkertareskog og tap av sukkertareskog er betydelig dårligere registrert. Dette er best undersøkt i Sør-Norge og på Vestlandet tidlig på 2000-tallet. Eventuelle endringer i senere tid er ikke undersøkt selv om endringer er forventet. Vi har generelt lite kunnskap om sesongvariasjoner og variasjoner og endringer over år, men vi vet at dette forekommer (Christie m.fl. 2019). Vi har også lite kunnskap om trusselbildet knyttet til årsakene for økt forekomst av trådalger.

Det er funnet et rikt mangfold av smådyr knyttet til ulike blåskogdannende arter, både i form av et høyt antall arter og svært høy individtetthet. Individtallene er i størrelsesorden 100 000 pr m² for stortareskog (Christie m.fl. 2009) og ålegrasenger (Christie m.fl. 2009, 2014), og noe lavere tall for sukkertareskog (Christie m.fl. 2009). Christie m.fl. (2009) undersøkte også assosiert mangfold av smådyr knyttet til trådalgebunn, og fant et lavere antall smådyr i slike habitat enn for sukkertare, stortare og ålegras. Mangfoldet av tilhørende arter og viktige funksjonelle grupper knyttet til naturtypene er i svært liten grad undersøkt langs breddegrads- og øst-vest-gradienter, men naturtypene er viktig leveområde (eksempelvis for gyting, oppvekst, skjul og beiting) for et mangfold av arter, inkludert fisk og sjøfugl (Norderhaug m.fl. 2005). En endring fra intakte ålegrasenger eller sukkertareskoger til mer dominans av trådalger vil derfor bety færre arter, lavere biologisk mangfold og en dårligere evne til å støtte opp om et komplekst og stabilt økosystem.

Målet med feltundersøkelsene i ålegrasengene og i sukkertareskog i Oslofjorden i 2021 var å undersøke om tilstanden til disse naturtypene var forskjellig på våren og høsten.

1.3 Blåskjellbunn og flatøstersbanker

Blåskjellbunn

Blåskjellbunn, kalt blåskjellbanker når tettheten av skjell er høy, finnes ofte i fjæresonen sammen med andre arter som rur, strandsnegl og ulike arter av tang. Man finner også blåskjellbunner i grunne

bløtbunnsområder. Ærfuglen (som defineres som sårbar i Norsk rødliste for arter, 2021) har tilknytning til blåskjellbanker. Forvaltningsrelevant blåskjellbunn er identifisert som flere delenheter basert på NiN (Bekkby m.fl. 2021): Eksponert blåskjellbunn, satt sammen av grunntypene M3-6, M3-8 og M3-9 under hovedtypen Fast fjæreltebunn (M3). Blåskjellbunn er videre regnet som sårbar (VU) på Norsk rødliste for naturtyper (2018) og omfattes også av Bern-forpliktelser. I henhold til Bernkonvensjonen har Norge internasjonale forpliktelser knyttet til grunne bløtbunnsområder (NiN hovedtype M4) i tidevannssonen dominert av blåskjell. Slik natur finnes i NiN ved koden M4 med DL-0 og 1AE-MB-MYed-D-1, og på middels bølgeeksponert blåskjellbunn (som i NiN er satt sammen av M3-4 og M3.5 med 1AE-MB-MYed-D-1, 1AE-MB-Furoids-D-3).

Blåskjellbunner har ikke tidligere blitt systematisk kartlagt og verdisatt, verken i henhold til DN-håndbok 19 eller med annen metodikk. En blåskjellbunn kan bestå av flere lag av levende og døde blåskjell med høy tetthet. Det er rapportert opptil flere tusen blåskjell per kvadratmeter. Skjellene er bundet sammen av byssus-tråder som skilles ut av blåskjellene. Mellom skjellene kan det være betydelige mengder akkumulert sediment. Store blåskjellbunner er vanligst i bølgebeskyttede områder.

Blåskjell er en habitatdannende nøkkelart. Den lever av å filtrere vannet for plankton og andre små partikler, i snitt filtrerer et voksent blåskjell over hundre liter vann i løpet av et døgn, og tusenvis av blåskjell i en bank vil filtrere mange kubikkmeter vann i døgnet. Blåskjellbunner har derfor en viktig økologisk funksjon i koblingen mellom bentiske og pelagiske økosystem gjennom å sirkulere næringsstoffer i vannmassene. Skjellene klumper seg ofte sammen i stort antall og skaper et komplekst habitat for et stort biologisk mangfold av virvelløse dyr, inkludert juvenile blåskjell. Fastsittende dyr og alger kan leve på blåskjellenes skall eller byssus-tråder, og mange organismer søker etter føde og ly mellom muslingene eller i det næringsrike sedimentet under dem. Studier har vist en klar sammenheng mellom arealet til blåskjell-forekomsten og antall dyr som lever der, både i Skagerrak og Østersjøen: jo større areal dess høyere biodiversitet (Norling & Kautsky 2007, 2008). Snegl, krepsdyr og flerbørstemark utgjør størsteparten av faunaen på blåskjellbunner.

Blåskjellbunner holder på fuktighet og er kjølige under lavvann og har dermed en beskyttende effekt under hetebølger. Blåskjell kan derfor, i likhet med andre habitatdannende arter som ålegras, tang og tare, kalles en «klimahelt» (eller «climate rescuer», Bulleri m.fl. 2018). Blåskjellbunner beskytter også organismer mot bølger under høyvann (Seuront m.fl. 2019). De har en avgjørende rolle som hovednæring for mange sjøfugler, fiskearter, hvalross, oter og sel, og er viktig føde for mange virvelløse dyr som krabber, sjøstjerner og snegler (se Baden m.fl. 2021, inkludert referanser).

Flatøstersbanker

Den europeiske flatøstersen *Ostrea edulis* er en varmekjær art som kan leve på både hard og bløt bunn, i eller like under fjæra. Dette er en naturtype der Norge har internasjonale forpliktelser i henhold til OSPAR som definerer flatøstersbanker som forekomst av fem eller flere individer pr. m² på grunne og oftest beskyttede sedimentbunner. Flatøsters finnes på både Grunn marin fastbunn (hovedtype M1), Fast fjæreltebunn (M3) og Grunn marin sedimentbunn (M4).

Døde østersskall kan utgjøre en betydelig del av substratet østersen vokser på. Klumper av døde skall og levende østers kan i sin tur være substrat for et stort antall sekkdyr, ulike flerbørstemark og makroalger. Planteplankton er den viktigste føden for flatøsters, men den spiser også bakterier, andre mikroorganismer og dødt organisk materiale.

Funksjonene flatøsters og flatøstersbanker har i det marine økosystemet har ført til at arten er ansett som en nøkkelart (Coen m.fl. 1998). Disse funksjonene inkluderer filtrering av store mengder vann, å

og at dette mulig kan medføre en endring i rødlistekategorien. De senere års høye sommertemperaturer har ført til gode vilkår for østersen og mye tyder på at den har funnet nye voksesteder og blitt mer tallrik enn tidligere.

1.3.3 Etablerte kriterier for verdisetting av biologisk mangfold

Blåskjellbunn har ikke tidligere blitt kartlagt og verdisatt systematisk, verken i henhold til DN-håndbok 19 eller med annen metodikk. Flatøstersbanker derimot, har blitt kartlagt og verdisatt i regi av nasjonalt program i henhold til DN-håndbok 19 (Direktoratet for naturforvaltning 2007).

Kriteriene som ble brukt for verdisetting av flatøstersbanker i perioden 2007-2010 var en kombinasjon av landskapselementer (poller og terskelfjorder), tetthet, aldersstruktur, forekomst av gamle, levende individer samt rekrutteringsmønster. I Norskehavet var det tilstrekkelig med forekomst av levende østers av flere årsklasser til at en forekomst skulle å få verdi B (regionalt viktig). Forekomstene med størst verdi (nasjonalt viktige) var de som befant seg i poller og terskelfjorder i Skagerrak og Nordsjøen, og som hadde *god* forekomst (definert som $>0,5$ ind/m²) av østers med stor aldersspredning og tydelig, gjentatt rekruttering. Forekomst av gamle (>12 cm skallbredde) levende individer ble også tillagt høy verdi.

I Skagerrak og Nordsjøen ble banker større enn 1000 m², utenfor poller og terskelfjorder, ansett som regionalt viktige dersom de hadde *god* forekomst av skjell og flere årsklasser. Dersom tettheten var høyere enn 10 individer per m² ble forekomsten ansett som regionalt viktig selv uten forekomst av flere årsklasser. I tillegg ble forekomster i poller eller fjorder som hadde hyppig gytesuksess under daværende klimatiske forhold, ansett som regionalt viktige.

I kriteriene som ble benyttet i perioden 2010-2019 var landskapselementene fjernet, og det ble inkludert poengsummer for både maksimal tetthet og areal med maks tetthet, i tillegg til totalareal og gjennomsnittlig tetthet for hele lokaliteten. Antall generasjoner (vurdert ut fra størrelsesfordeling), og sjeldenhet (vanlig, spredt, svært sjelden) ble også gitt en poengsum. Det ble i Bekkby m.fl. 2020 understreket at sjeldenhet skulle vurderes for et større område, som f.eks. Oslofjorden, uten at størrelsen var mer spesifisert.

I revideringen i 2019, ble *areal med maks tetthet* og *antall generasjoner* fjernet som kriterier og poengsummene ble justert for hvert av kriteriene. De gjeldende kriteriene for kartlegging i henhold til DN-håndbok 19 var dermed:

- Maksimal tetthet
- Gjennomsnittlig tetthet
- Totalareal
- Sjeldenhet/truet/sårbar

1.3.4 Kunnskapsbehov

Vi mangler kunnskap om utbredelsen til blåskjellbunner og flatøstersbanker i Norge samt metodikk for kartlegging og avgrensning. For blåskjellbunner har vi heller ikke etablert kriterier for naturmangfoldet som er knyttet til naturtypen, og kriterier for fastsettelse av tilstand mangler for begge naturtypene.

1.3.5 Formålet i denne undersøkelsen

Målet med undersøkelsene var å teste ut kartleggingsmetodikk for blåskjellbunner og flatøstersbanker, og samtidig få praktisk erfaring med måling av parametere som kan benyttes til fastsettelse av naturtypenes lokalitetskvalitet. Arbeidet vil også ha relevans for utviklingen av kriterier for fastsettelse av lokalitetskvalitet for de forvaltningsrelevante naturenhetene O-skjellbanker og sandskjellbunn (Bekkby m.fl. 2021).

1.4 Helofytt-saltvannssumper

Helofytt saltvannssump omfatter tette bestander av makrohelofytter, det vil si storvokste sumpplanter med røttene i sublitoral bunn (som ikke tørrlegges ved lavvann), i vannstrandbeltet eller noe opp i landstrandbeltet, og som forekommer i brakkvann og i saltvann. Dette tilsvarer hydrolitoralsonen og øvre del av sublitoralen (NiN variabel tørrleggingsvarighet, artikkel 3, side 187-188). Hvor dypt helofyttene vokser i sublitoralen er ikke kjent. (Hydrolitoralsone ligger under geolitoralsonen.)

Vi har tentativt antatt at det må være et sammenhengende område med > 25% dekning av planter (her storvokste sumpplanter) for at et område skal kunne karakteriseres som Helofytt-saltvannssump. Dette betyr at forekomster med lavere tetthet må beskrives som for eksempel en grunntype i fjærebeltet innen M4, med bruk av beskrivelsessystemet for å tydeliggjøre forekomst av makrohelofytter.

Helofytt saltvannssump er inkludert i en naturtype der Norge har internasjonale forpliktelser og den er derfor inkludert i forslaget til forvaltningsrelevante naturenheter etter Miljødirektoratets instruks (Bekkby m.fl. 2021). Naturenheten foreslått under Miljødirektoratets instruks har imidlertid en videre definisjon enn hovedtypen helofytt-saltvannssump, og omfatter naturtypen som kalles Tidevannsenseng og tidevannssump, dvs. de norske forekomstene av *saltmarshes* (Borgersen m.fl. 2020), og som er satt sammen av NiN-typene M8, T11-3, T12-1, T12-2, T12-3 og T33-C-1.

Helofytt-sumpen er et økosystem som fungerer som naturlig karbonlager og er dermed viktig både for klimatilpasning og for bevaring av naturmangfold (Borgersen m.fl. 2020). I tillegg er helofytt-saltvannssump viktig som hekke-, oppvekst- og beiteområde for flere fuglearter (f.eks. den rødlistede arten dverggåsen), samt for fisk, bløtdyr og krepsdyr. Helofyttvegetasjonen renser vannet for tilførsler av næringssalter og miljøgifter fra land og beskytter kysten mot erosjon (McOwen m.fl. 2017).

De viktigste makrohelofyttene i brakkvann og saltvann er takrør *Phragmites australis*, pollsivaks *Schoenoplectus tabernaemontani*, havsivaks *Bolboschoenus maritimus* og havstarr *Carex paleacea*, og muligens saltstarr *C. vacillans*, fjærestarr *C. salina* og spraglestarr *C. x halophila* i de øvre deler av sumpen (Andersen m.fl. 2019, Fremstad 1997). Fjærestarr og spraglestarr står i den tørre delen av sumpen og er ikke relevante for den ytre delen som har vært i fokus i dette arbeidet.

Makrohelofyttene danner oftest bestander bestående av en eller to arter, og fyller i stor grad samme økologiske nisje. Alle går et stykke ut i vannet, *Carex*-artene vokser grunnere enn de øvrige artene. En vanlig sonering er pollsivaks ytterst, deretter havsivaks og innerst havstarr (Fremstad og Moen 2001). Takrør kan danne bestander i hele soneringen og kan fortrenge de andre artene eller opptre som et belte innenfor havsivaks. I de ytre delene av saltvannssumper er det oftest ingen andre plantearter enn makrohelofytter, men av og til innslag av arter fra undervannsenger. I de indre delene, i overgangen mot strandeng og svartorstrandskog finnes ofte plantearter som krypkvein *Agrostis*

stolonifera, gulldusk *Lysimachia thyrsoflora*, fredløs *L. vulgaris* og kattehale *Lythrum salicaria*.

Forekomsten av de ulike makrohelofyttene varierer mellom landsdelene, f.eks. er starr-artene havstarr og saltstarr vanligst i Sør-Norge nord til Nordland, fjærestarr er sjelden i sørøst, mens spraglestarr først og fremst forekommer i Troms og Finnmark. Pollsivaks og havsivaks forekommer først og fremst i Sør-Norge, langs kysten fra Østfold til Trøndelag. Takrør finnes over hele landet, men mer sparsom i nord og er her sjelden i brakkvann og saltvann. Starr-artene går ikke like dypt som de øvrige makrohelofyttene og helofyttsummer som bare utgjøres av starr-arter blir derfor ofte små, som smale striper langs land. I Nord-Norge har helofyttsummer ofte innslag av myrarter (DN-håndbok 13).

1.4.1 Geografisk utbredelse og viktige miljøfaktorer

Helofyttsumpene er sørlige innslag i Norges vegetasjon, og er best utviklet på Sørøstlandet og på Sørlandet (Lundberg & Rydgren 1994a, 1994b). Naturtypen er knyttet til fin materialrik bløtbunn og forekommer helst i beskyttede, gjerne langgrunne områder, som innerst i vik, kiler o.l., gjerne med tilsig av ferskvann fra elve- eller bekkeutløp, og i brakkvannspoller. Vi vet lite om variasjon i artssammensetning i forhold til miljøforholdene, men temperatur, salinitet og organisk materiale er sannsynligvis viktige miljøvariable. Helofytt-saltvannssump kan bare forekomme i områder som er termisk gunstige for en viss omsetning av organisk materiale slik at sumpjord kan dannes, og der de ulike makrohelofyttene forekommer (Fremstad og Moen 2001). Sumpjord er sjelden i Nord-Norge og de fleste makrohelofyttene har nordgrense i Midt-Norge. Naturtypen er derfor svært sjelden i Nord-Norge.

1.4.2 Trusler

Naturtypen helofytt-saltvannssump er svært utsatt for påvirkninger som utbygging, igjenfylling og drenering, særlig langs kysten fra Østfold til Rogaland, og flere slike områder er derfor vernet som naturreservater; f.eks. Storøykilen og Viernbukta i indre Oslofjord. Klimaendringer, økt havnivå, invasjon av fremmede arter og beiting (blant annet av gjess) er ansett som viktige trusler (Gedan m.fl. 2009). Økt havnivå medfører et fenomen kalt kyst «squeeze» i områder der økt havnivå og erosjon av kysten, kombinert med flomsikringsanlegg, gjør at en tidevannsseng-sump ikke kan forflytte seg innover land, og dermed blir oversvømt. Naturtypen er også utsatt for gjengroing, som Rannestad m.fl. (2020) blant annet påpeker er en viktig trussel for naturtypen i Storøykilen.

Den vanligste makrohelofytten, takrør, er en sentral art i gjengroingsfasen av strandenger. Et viktig tiltak i restaurering og vedlikehold av strandenger er derfor å slå deler av takrør-bestandene, eller evt. innføre beite (Hansen m.fl. 2013). Den fremmede arten kjempesøtgras *Glyceria maxima* (høy risiko, middels økologiske effekter, jfr. Artsdatabanken 2018) kan ha stor utbredelse i enkelte områder og fortrenge andre arter, først og fremst mer småvokste arter i indre deler av sumpen. Den antas å ha mindre negativ påvirkning på de storvokste makrohelofyttene.

1.4.3 Etablerte kriterier for verdisetting av biologisk mangfold

I perioden 1975-90 ble det gjennomført omfattende registreringer av botaniske verdier på havstrender i alle landets fylker (Elven og Johansen 1983, Elven m.fl. 1988a, 1988b, Lundberg og Rydgren 1994a, 1994b). Målet var å skaffe oversikter og grunnlag for å kunne utarbeide regionale verneplaner og det ble lagt størst vekt på kartlegging av store og representative lokaliteter (Edvardsen 2011). I disse undersøkelsene omtales helofyttsumpen som «strandsump», og er slått sammen med «strandeng». I senere naturtypekartlegging av den sammenslåtte typen «Strandeng og strandsump» i henhold til DNs håndbok 13 ble kortvokste, åpne, artsrike forekomster prioritert, dvs. strandenga,

noe som har medført mindre fokus på den ytre delen av naturtypen, strandsumpen. Helofyttsump var heller ikke inkludert i marin naturtypekartlegging iht. DN-håndbok 19.

Verdikriteriene for strandeng og strandsump i henhold til DN-håndbok 13 var basert på lokalitetens størrelse, grad av intakthet, antall utforminger, og skjøtsel. Velhevdete utforminger og utforminger med intakt sonering, ble ansett som svært viktige. Velutviklede og intakte komplekser av strandenger og strandsumper, samt delvis hevdete utforminger, ble ansett som viktige.

Lokalitetens størrelse var dermed ansett som viktig, uten at det var konkretisert hvor stort strandeng- og strandsumpkomplekset skulle være for å bli kalt svært viktig.

1.4.4 Kunnskapsbehov

Borgersen m.fl. (2020) anbefaler at Tidevannsenseng og tidevannssump, inkludert helofytt-saltvannssump, bør undersøkes med hensyn til artssammensetning og mangfold, og hvilke økologiske funksjoner disse naturtypene har i våre kystområder, både for landlevende og sjølevende organismer.

Helofytt-saltvannssump har ikke tidligere vært kartlagt mht. øvrig artssammensetning og mangfold, og vi mangler metodikk for hvordan kartlegge og avgrense naturtypen, samt tilstrekkelig med erfaringer og kunnskap til å utvikle gode kriterier for naturtypens lokalitetskvalitet.

1.4.5 Formålet i denne undersøkelsen

Målet med undersøkelsene i dette prosjektet var å teste ut en mulig feltmetodikk for kartlegging av helofytt- saltvannssump, samt å skaffe mer kunnskap om hvilken betydning naturtypen har for annen biodiversitet. Vi ønsket også å få erfaring med hvordan måle ulike parametere som kan gi informasjon om naturtypens tilstand og naturmangfold og dermed bidra til utvikling av kriterier for naturtypens lokalitetskvalitet.

1.5 Ruglbunn

1.5.1 Geografisk utbredelse og viktige miljøfaktorer

Ruglbunn er listet som en dårlig kartlagt naturtype ([kategori DD i Rødlista](#) for naturtyper 2018) og er satt sammen av NiN-typene M4-11 og M4-20, det vil si ruglbunn i både sjøkant-, tareskogs- og rødalgebeltet. Det er viktig å presisere at hovedtypen grunn marin sedimentbunn (M4) ikke omfatter fastsittende kalkalger, ofte kalt flatrugl, kalkskorper og skorperugl, som tilhører hovedtypen grunn marin fastbunn (M1). Norge har også internasjonale forpliktelser for naturtypen gjennom OSPAR. Naturtypen er derfor identifisert som en forvaltningsrelevant naturenhet (Bekkby m.fl. i 2021).

Ruglbunn er dannet av kalkalger som hører til rødalgene og som er utbredt langs hele kysten fra fjæresonen og ned til mer enn 30 m dyp. Kalkalgene har tre vokseformer; de kan danne rosa skorper på fjell og stein, eller de kan vokse løstliggende på bunnen som rhodolitter (hvor kjernen til den løstliggende klumpen er en stein eller et skjell), og som *ekte* ruglklumper (uten kjerne av fremmed material), også kalt mergel-bunner (maerl på engelsk). Ruglbunn består av disse løstliggende korall-lignende ballene, med eller uten kjerne av stein eller skjell. NiN gir ingen klar definisjon av naturtypen mht. type rugl, tetthet, dekningsgrad, eller mengde levende i forhold til døde løstliggende korall-lignende former. Siden ruglklumpene dannes av alger som er avhengige av lys vil de kun finnes på dyp der det er tilstrekkelig tilgang på lys, og klumper som blir liggende begravet i en ruglbunn vil

etter hvert dø, og skifte farge fra rosa til hvit. Slike døde rugl-rester består av mye kalk, og bidrar til å danne fine hvite sandstrender i Nord-Norge, der naturtypen er mest utbredt i Norge.

Det er flere arter som danner de løstliggende vokseformene, blant annet arter i artskomplekset *Lithothamnion glaciale tophiforme*, og artene *L. erinaceum*, *Leptophytum leave*, *Phymatolithon borealis*, *P. rugulosum*, *P. calcareum*, *P. cf rugulosum* og *P. lamii* (Rinde m.fl. 2018). DN-håndbok 19 omtaler to sørlige arter *Phymatolithon calcareum* (butt-grenet mergel) og *Lithothamnion corallioides* (korallmergel), som blir beskrevet som "ekte mergel" og som forekommer sjelden i Norge. NIVAs [CoralAlg-prosjekt](#) viste at alle artene nevnt over, unntatt *L. leave*, og *L. coralloides* (sistnevnte ble ikke funnet i felt i CoralAlg-prosjektet) kan danne ekte ruglbunn. *P. calcareum* ble kun funnet i sør, og kan anses som en sørlig art med begrenset utbredelse i Norge.

Lithothamnion cf. glaciale: 9 synonymer og to arter i TRH



Lithothamnion erinaceum: 6 synonymer i TRH



Figur 1. Oversikt over formvariasjonen til de to vanligste rugl-dannende kalkalgeartene som ble funnet i CoralAlg-prosjektet. På grunn av denne formvariasjonen var det 9 synonymer og to arter i TRH (Trondheims herbarium) av *Lithothamnion cf. glaciale* (inkludert *L. tophiforme*) og 6 synonymer for *L. erinaceum*. Foto: Marc Anglès d'Auriac.

Ruglbunn-dannende arter er svært vanskelige å artsbestemme, og det er nødvendig å bruke molekylære metoder for å få en sikker artsidentifisering. Ulike arter ser like ut, og individer av samme art kan se svært forskjellig ut (jf. **Figur 1**, Anglès d'Auriac m.fl. 2019). Flere av de rugldannende artene kan også vokse som rosa skorper på fjell, stein og på levende organismer. Taksonomien til disse rosa kalkalgene ble revidert av NIVA i samarbeid med internasjonale eksperter i CoralAlg-prosjektet, som var finansiert av Artsdatabanken. I regi av prosjektet ble det totalt registrert 17 arter blant 8 slekter

fra undersøkte lokaliteter ved Egersund (Rogaland), Averøy (Møre og Romsdal), Krøttøya (Troms), Sørøya og Porsangerfjorden (Finnmark). Av disse var 9 arter (dvs artene nevnt over, samt en uidentifisert art av slekten *Lithophyllum*) funnet å forme løstliggende ruglklumper. CoralAlg-prosjektet medførte en omfattende revisjon av taksonomien til slekten *Lithothamnion* (Peña m.fl. 2021).

1.5.2 Trusler

Det er grunn til å tro at ruglbunnene er utsatt for menneskelig påvirkning, men vi har ikke tilstrekkelig kunnskap til å kunne vurdere grad av truetthet (Norsk rødliste for naturtyper, versjon 2018). Rugldannende arter er svært saktevoksende og vil dermed også være sårbare for påvirkning. Vekstraten for de vanligste artene varierer fra 0,5-1,5 mm per tupp per år (Blake & Maggs, 2007). Dersom ruglbunnen utsettes for fysisk påvirkning, har habitatet dårlig evne til å reetablere seg. Hvis ruglbunnen høstes (som i Frankrike og Storbritannia) vurderes reetableringstiden for rugl med assosiert fauna å overstige 25 år, mens dersom ruglbunnen dør, men blir liggende, kan det ruglassosierte organismsamfunnet gjenoppbygges så raskt som etter 1-2 år, med unntak av enkelte langlivede arter (Perry m.fl. 2017). I Storbritannia er det rapportert at bunnskraping og tråling gjennom fysisk slitasje på ruglen reduserer ruglbunnens biologiske og økologiske tilstand. Dersom ruglen skades/fragmenteres vil den ikke dø som en direkte effekt av skaden, men komprimering og sedimentering vil medføre dårligere vanntilførsel og indirekte føre til høyere dødelighet for ruglen og for assosiert fauna (Hall-Spencer & More, 2000).

Kalkalgene har lav toleranse for sedimentering og tildekking av organisk materiale. Særlig sediment med innhold av hydrogensulfid (H_2S), som gjerne dannes ved oppdrettsanlegg, medfører høy dødelighet for rugl (Wilson m.fl. 2004). Det er også vist at tilførsel av organisk materiale fra oppdrettsanlegg fører til lavere biodiversitet og endret artssammensetning, med et høyere innslag av tolerante arter i ruglbunnen (Hall-Spencer m.fl. 2006, Legrand m.fl. 2021). Også kjemikalier brukt for å fjerne lakselus kan skade ruglbunn. Effekter av klimaendringer, som økt temperatur og partikkeltilførsel (formørkning), i kombinasjon med høyere næringssaltkonsentrasjon, vil også kunne føre til vekst av trådalger, samt redusert voksedyp for ruglen. Havforsuring utgjør en potensielt stor trussel mot kalkalger, særlig i kalde områder (Brodie m.fl. 2014) som i Nord-Norge.

1.5.3 Etablerte kriterier for verdisetting av biologisk mangfold

Etablerte kriterier for verdisetting av forekomster av løstliggende kalkalger (DN-håndbok 19), hadde hovedfokus på størrelsen til forekomsten. Men det var ikke satt noen objektive kriterier for hva som skulle betraktes som store og dermed svært viktige forekomster. Enkeltfunn og mindre forekomster av ruglbunn ble ansett som viktige. Imidlertid ble alle forekomster av "ekte" mergelararter ansett som sjeldne og dermed også svært viktige.

Håndbok 19 påpekte følgende viktige utforminger, som på grunn av uriktig kunnskap om artenes taksonomi, og også kunnskap om hvilke arter som danner ekte ruglbunn, må revurderes i dag:

Viktige utforminger:

- Vorterugl *Lithothamnion glaciale* (I1001)
- "Ekte mergel" *Phymatolithon calcareum*/*Lithothamnion corallioides* (I1002).
De to artene er sjeldne, men finnes i enkelte områder på sør-vest landet og vestlandet.
- *Lithothamnion tophiforme* (I1003) (danner løstliggende bestander i Nord-Norge)

1.5.4 Kunnskapsbehov

Naturtypens utbredelse i norske farvann er ikke systematisk kartlagt, og det mangler metodikk både for hvordan kartlegge og avgrense naturtypen. Før slik metodikk kan etableres er det nødvendig å etablere en klar definisjon av naturtypen, både mht. type ruglbunn og tetthet. Det kreves mer felterfaring og kunnskap om naturtypene til å kunne etablere kriterier for naturtypens naturmangfold og tilstand. En ruglbunn kan inneholde et høyt antall assosierte arter og individer men artsmangfoldet er for tidkrevende å fastsette gjennom feltinnsamlinger og analyser til at artsmangfold i seg selv kan benyttes til å vurdere en lokalitets naturmangfold. I tillegg er kvantitativ innsamling av marine naturtyper blitt mer komplisert med nye dykkeregler.

1.5.5 Formålet i denne undersøkelsen

Formålet med denne delen av undersøkelsen har vært å skaffe erfaring med kartlegging av naturtypen og måling av parametere som kan ha relevans for naturtypens naturmangfold og tilstand, og som dermed kan bidra til å utvikle kriterier for lokalitetskvalitet for naturtypen.

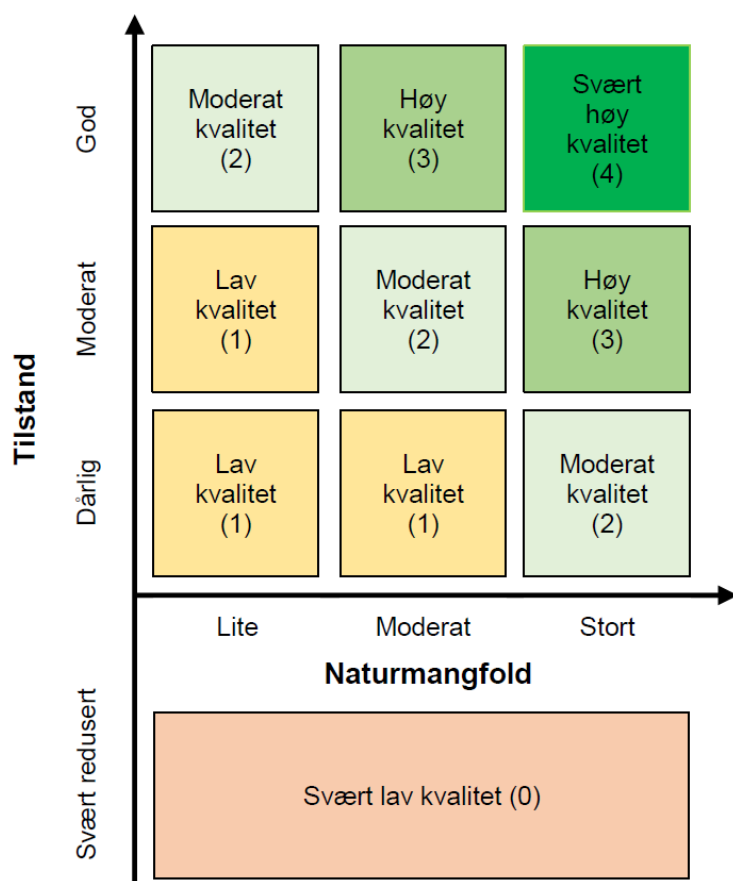
1.6 Etablert metodikk for fastsettelse av lokalitetskvalitet

For å kunne vurdere økologisk kvalitet til en lokalitet så skal lokalitetens *tilstand* og *naturmangfold* vurderes hver for seg og klassifiseres etter en definert skala (**Figur 2**). Variablene langs begge aksene deles inn i tre klasser. Plassering langs aksene i matrisen benyttes så til å identifisere kombinasjoner som tilsier lav, moderat, høy og svært høy lokalitetskvalitet. Dersom tilstanden er svært redusert, skal ikke naturmangfoldet vurderes. Ved samlet vurdering av aksene skal man benytte primære variabler og sekundære variabler, der de primære teller mest og de sekundære mindre (de sekundære variablene benyttes til å justere opp eller ned et trinn).

Formålet med å utvikle kriterier for lokalitetskvalitet er å få frem forskjeller i økologiske kvaliteter mellom ulike lokaliteter av samme naturtype. Det er viktig at det foreligger klar informasjon om hvilke variabler som ligger til grunn for vurdering av tilstand for hver naturtype, inkludert hvilke variabeltrinn som kreves for hver skår på aksene. Det er tre ting som må vurderes når lokaliteten skal vurderes (Evju m. fl. 2017a):

1. hvilke variabler egner seg best til å beskrive tilstand og naturmangfold
2. hvordan settes grensene mellom ulike klasser for hver variabel
3. hvordan skal settet av variabler vurderes samlet for en gitt forekomst

Denne undersøkelsen bidrar med kunnskap om både hvilke variabler som kan beskrive tilstand og naturmangfold basert på feltarbeid i flere områder over sesonger, og hvordan man skal sette grensen mellom de ulike klassene presentert i **Figur 2**. Dette vil ha stor betydning for det arbeidet som skal gjøre med å definere hvordan dette skal settes sammen i en samlet vurdering for de ulike forekomstene.



Figur 2. Skisse over matrisen som skal benyttes for å fastsette lokalitetskvalitet basert på naturmangfold (x-aksen) og tilstand (y-aksen). Variablene langs de to aksene deles inn i tre klasser; lite/dårlig, moderat og stort/god. Plasseringen i matrisen benyttes til å identifisere kombinasjoner som tilsier lav, moderat, høy og svært høy lokalitetskvalitet. Dersom tilstanden er svært redusert, skal ikke naturmangfoldet vurderes. (Etter Evju m.fl. 2017a).

Om variable av relevans for å vurdere en lokalitets tilstand

Når det gjelder hvilke variabler som skal velges for å beskrive *tilstanden til marine bunntilknyttede naturtyper* på best mulig måte har vi valgt å fokusere på variabelgruppen *Tilstandsvariasjon* i [NiNs beskrivelsessystem](#), selv om *Menneskeskapt objekter* (beskriver bl.a. inngrep) også er inkludert. Artssammensetning kan også være relevant der tilstedeværelse av arter eller artsgrupper kan indikere elementer fra *Tilstandsvariasjon* der disse ikke kan registreres direkte (som f.eks. mengden trådalger som indikator på eutrofiering). Men Artssammensetning tas ikke med som et element i seg selv.

10 elementer under tilstandsvariasjon er regnet som aktuelle for marine systemer:

- Spor av bunntråling
- Eutrofiering (som for ålegrasenger og tareskoger kan vurderes ut fra mengde trådalger)
- Fremmedartsinnslag
- Grøfting (som for marint kan tolkes som mudring)
- Miljøgifter og annen forurensning
- Overbeskatning (som kan være vanskelig å kartlegge i felt for marine naturtyper, men som det muligens kan finnes tilgjengelig kartinformasjon for)
- Skogbruk (som for marint kan tolkes som høsting av tang og tråling av tare)
- Slitasje fra ferdsel (som inkluderer spor etter slitasje, slitasjebetinget erosjon og spor etter ferdsel med tunge kjøretøy, noe som er mest relevant i f. eks. tidevannsenger/-sumper, tangsamfunn, tidevannsmudderflate og grunne sandområder).

- Forsuring
- Ubalanse mellom trofiske nivåer (som f.eks. inkluderer kråkebollenedbeiting av tareskog)

Følgende elementer fra kategorien Menneskeskapte objekter er vurdert til å være relevant:

- Arealbruk, inkludert ulike menneskeskapte objekter, installasjoner og områder som fungerer som dumpeplass for stein, sedimenter og annet
- Annen løs gjenstand, f.eks. søppel, plastavfall, større hensatte gjenstander, som hvitevarer, fiskeutstyr (f.eks. teiner, fiskegarn og fiskekroker)
- Annen løs gjenstand (f.eks. søppel, teiner, fiskegarn)

Det er viktig å understreke at elementene fra beskrivelsessystemet (spesielt knyttet til *Menneskeskapte objekter*) heller ikke har kategorier som full ut dekker marine forhold. Vi har derfor sett oss nødt til å tolke begrepene relativt bredt slik at de også kan benytte for marine naturtyper.

Måleskalaen for inndeling av referansebaserte variabler i NiN beskriver graden av påvirkning for de fleste tilstandsvariablene i ulike trinn (se s. 26 i Natur i Norge, [Artikkel 3](#)). Som hovedregel vil trinnene «nulltrinn» (fravær) og «svak effekt» tilsvare god tilstand, «nokså svak effekt» og «middels sterk effekt» tilsvare moderat tilstand og «nokså sterk effekt» og «sterk effekt» tilsvare dårlig tilstand (Evju m. fl. 2017b). Ekstremtrinnet tolkes som å tilsvare svært redusert tilstand, noe som innebærer at naturmangfold-komponenten ikke skal vurderes.

For lokalitetens tilstand (på tilstandsaksen i **Figur 2**) er det prinsippet om at «den verste styrer» som gjelder, dvs. den variabelen med dårligst skår bestemmer lokalitetens tilstand. Sekundære variabler benyttes til å justere tilstanden opp eller ned ett trinn. Evju m.fl. 2017b tydeliggjør at tilstandsaksen kun bør inkludere variabler knyttet til påvirkningsfaktorer, og at det er viktig at elementer ikke angår både tilstandsaksen og aksens for naturmangfold. Evju deler påvirkningsfaktorene inn i følgende fem kategorier: arealbruk, beskatning, forurensning, fremmede arter og klimaendringer.

Om variable av relevans for å vurdere en lokalitets naturmangfold

Arter representerer en sentral del av naturmangfoldet, og det er derfor relevant å bruke arter for å karakterisere en lokalitets naturmangfold. Men det er viktig at variablene som inngår lar seg registrere i felt eller i etterkant av feltkartleggingen. Nasjonalt program for kartlegging av marint biologisk mangfold - kyst har i sine verdivurderinger av biologisk mangfold, basert seg på egenskaper som kan registreres i felt. Slike parametere kan inngå blant mulige primær- og sekundærvariabler for å fastsette lokalitetens skår langs naturmangfold. Dette fordi det ikke er realistisk å forvente at man som en del av kartleggingen skal samle inn arter og regne ut biologisk mangfold.

Elementer av relevans for naturmangfold (Evju m. fl. 2017b) kan inkludere

- Habitatspesifikke arter (f.eks. indikatorarter og diagnostiske/kjennetegnende arter)
- Tyngdepunktarter
- Naturvariasjon
- Rødlistede arter

Når det gjelder *habitatspesifikke arter*, så vil tetthet av den naturtypebyggende arten, som tettheten av tare, ålegras, rugl, skjell og makrohelofytter, kunne fungere som et relevant element av betydning for dette med naturmangfold, da tettere skoger og enger er antatt å huse flere individer og arter enn mindre forekomster. Dette vil ikke alltid være korrekt (f.eks. så finner Christie m.fl. 2014 høyt mangfold av arter også i glisne ålegrasenger), men vil i mange tilfeller kunne være en relativt god

tilnærming. Elementet *Tyngdepunktarter* er definert som «art med høyere frekvens og dekning i en aktuell naturtype enn i et sammenlignbart utvalg typer» (Halvorsen m.fl. 2016, s. 93). Her kan det tenkes at mengden påvekstalger på stilken til stortare, eller andre funksjonelle grupper, kan komme inn. Under *Naturvariasjon* kan størrelse (arealet) på forekomsten være en relevant indikator for marint naturmangfold. Også høyde eller volum kan være relevant, f.eks. høyden på tareplantene eller lengden på ålegraset eller makrohelofyttene. Flere av disse elementene registreres under feltkartlegging marint, og noteres i feltskjema. Arealet til forekomstene avgrenses i etterkant i GIS. Elementet *Rødlistede arter* fanger opp den delen av naturmangfold som fokuserer på truede og nær truede arter og kan registreres i felt.

For lokalitetens naturmangfold (på naturmangfoldaksen i **Figur 2**) er det prinsippet om at «den beste styrer» som gjelder, dvs. den variabelen med best skår bestemmer lokalitetens naturmangfold.

2 Metode

Naturtypekartleggingen utført i Oslofjorden i 2021 hadde som mål å teste ut metodikk og generere kunnskap som kan bidra til en standardisert metodikk for fastsettelse av lokalitetskvalitet for naturtyper kartlagt i henhold til NiN. Vi har for hver av de undersøkte naturtypene diskutert mulige variabler for å kunne definere og trinn-inndele aksene for tilstand og naturmangfold (**Figur 2**). Vi har også, der vi har hatt nok kunnskap om det, diskutert hvilke variabler som bør være primærvariabler og hvilke som bør være sekundære variabler, det vil si de som er med å justere opp eller ned et trinn etter at primærvariablene har definert plasseringen langs aksene.

2.1 Sesongvariasjon i tilstand i ålegrasenger

Målet med undersøkelsene var å kunne sammenligne tilstand basert på etablert feltmetodikk (dvs. undersøkelser av punkter foretatt langs transekter, helst fra land til dypeste registrering), og undersøkelse av tilfeldig valgte punkter (dvs. undersøke minst 30 tilfeldig, forhåndsutvalgte punkter i hver eng, og måle tetthet og tilstand for disse). Tilstandsvariabelen i fokus er mengde trådalger, både fastsittende på ålegrasbladene og løstliggende. Det er ikke skilt mellom disse to vekstformene av trådalger i klassifiseringsveilederen for miljøtilstand i vann (Veileder 02:2018, Direktoratgruppen vanndirektivet 2018) og vi ønsket å se om forekomsten av de to formene er like på ulike lokaliteter og om de varierer likt mellom sesonger.

2.1.1 Utvalg av stasjoner

Vi undersøkte tre ålegrasenger i hver av de tre regionene indre, midtre og ytre fjord (**Figur 3**):

- indre: Slepndrenna, Storøykilen og Middagsbukta
- midtre: Sandspollen, Sætrepollen og Hallangspollen
- ytre: Varildsfjorden, Tallakshavn og Kurefjorden



Figur 3. Oversikt over de ni undersøkte lokalitetene med forekomst av ålegrasenger. Figur: Eli Rinde/NIVA-2021.

Vi registrerte tetthet av ålegras og forekomst av løstliggende trådalger i engene, samt forekomst av fastsittende trådalger på selve ålegrasbladene. Mengden trådalger, og tettheten av ålegraset ble registrert semi-kvantitativt som 0 for fravær, 1 for enkeltvis, 2-spredd, 3-vanlig og 4 for dominerende forekomst. Nedre observerte voksegrensene for ålegras i engene ble også registrert.

Vi antar at tilfeldig valgte punkter bør gi det mest objektive og representative bildet av tilstanden til engen. Vi ville undersøke om tilstanden til en eng blir likt vurdert gitt de to ulike metodene, og om tilstanden til en eng varierer mellom de to sesongene.

Ålegrasengene ble undersøkt om våren (3.-7. mai) og høsten (2.-5. august, og 9. august) i 2021 ved bruk av droppkamera. Innsamlinger langs transekter ble hovedsakelig utført på våren. Da ble det undersøkt punkter langs 2-3 transekter per ålegraseng. I høst-studien ble det kun foretatt transekt-registreringer i Viernbukta (3 transekter), Sætrepollen (2 transekter) og Kurefjorden (2 transekter), dvs. i en ålegraseng per region.

2.1.2 Analyser

Vi analyserte mengde trådalger (fastsittende, løstliggende og en kombinasjon av disse) for tre datasett, 1) Alle – dvs. alle observerte feltobservasjoner i hver eng per sesong, 2) Tilfeldige punkter – dvs. feltobservasjoner mindre enn 20 m fra de på forhånd tilfeldig utvalgte punktene, og 3) Transekt punkter – dvs. feltobservasjoner foretatt langs transekter. Kombinasjonen av fast- og løstliggende trådalger ble vurdert ut fra summen av den semi-kvantitative skåren for disse parameterne. Siden det kan være vanskelig å skille mellom fastsittende og løstliggende trådalger med bruk av droppkamera, undersøkte vi også sesongvariasjoner for engene basert på maksimumsverdien av de to trådalgeformene. Dette ble kun gjort for det fulle datasettet. Sesongvariasjonene i maks trådalgemengde ble analysert ved hjelp av en t-test. For å få litt mer detaljer om variasjonen i de ulike tetthetsklassene til trådalgene ble også dataene analysert ved hjelp av Fisher's test (McDonald 2009). Denne testen tilsvarer Chi-kvadrat test for små datasett (<ca. 1000 datapunkter) og sjekker om det er signifikante forskjeller i fordelingen av punkter med ulike tettheter av trådalger.

Vi har også beregnet økologisk tilstand ved å benytte ålegrasindeksen i klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2018) for 7 av de 9 engene. To av engene (Slependrenna og Storøykilen) har vanntype 5 (sterkt ferskvannspåvirket fjord), og det er foreløpig ikke utviklet klassegrenser for ålegras i denne vanntypen. Oversikt over hvilke vannforekomster og vanntyper de sju ålegrasengene er i/har er gitt i **Vedlegg C**. Metodikken for utregning av ålegrasindeksen er gitt i Veileder 02:2018.

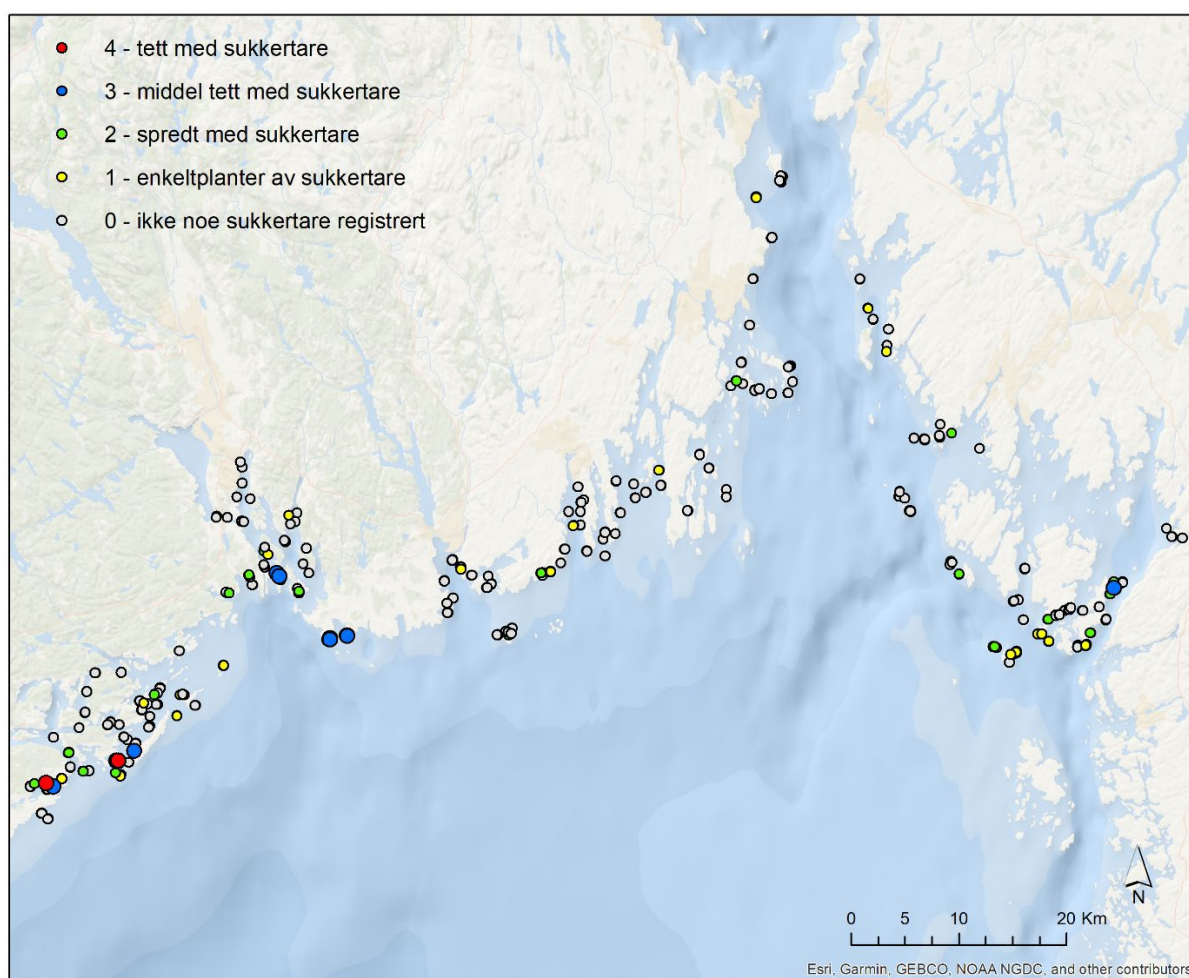
Vi vil undersøke effekten av å basere vurderingen av økologisk tilstand på punkter registrert midt i engen (som anbefalt i Veileder 02:2018), samt basert på alle feltobservasjonene, også de langs ytterkantene. «Midt i engen» vil sannsynligvis representere den beste tilstanden til en eng, og vil da være hensiktsmessig for vurdering av engens tetthet og det assosierte biologiske mangfold ut fra prinsippet «beste styrer». Men for tilstanden bør «verste styre», og da vil de midtre områdene sannsynligvis være mindre egnet. Antall punkter som er benyttet i de to utregningene er gitt i **Vedlegg C**. Nedre voksegrense er satt lik den dypeste observerte forekomsten av ålegras i de to sesongene. Vi vil da fange opp effekten av variasjoner i mengde trådalger og tetthet av ålegraset på økologisk tilstand, og hvordan disse varierer mellom sesongene og mellom engene.

I klassifiseringsveilederen står det at når tettheten av ålegrasenga, og mengde begroingsalger for enga skal defineres, så skal en benytte den klassen som har flertallet (> 50 %) av punktene. Det står ikke hvordan man skal gå frem dersom ingen av klassene har flere enn 50 % av punktene. Vi har her benyttet to ulike metoder for å bestemme hvilken klasse man skal bruke for å definere ålegrasengen. Vi har benyttet gjennomsnitt av klassene med høyest andel punkter som til sammen utgjør mer enn 50 % av punktene. Vi har sett på hvilken ende av skalaen, enkeltfunn (1) – spredt (2), eller flekkvis tett eng (3) – tett, heldekkende eng (4), som utgjør flertallet. Fra den enden som utgjør flertallet velges den tetthetsklassen som utgjør størst andel av punktene. Det samme gjøres for mengde begroingsalger. Ett eksempel på disse to metodene er gitt i **Vedlegg C**. Alle 0-verdier av observert mengde trådalger er endret til 1, da ålegrasindeksen kun benytter verdi 1-4. Det ble registrert både fastsittende og løstliggende trådalger under ålegraskartleggingen. I ålegressindeksen er en av parameterne «mengde begroingsalger», det vil si trådalger som vokser på ålegraset. Det er gjort en

beregning av ålegressindeksen hvor det i stedet er benyttet løstliggende trådalger og der maksimumsverdien av de to formene er brukt, for å undersøke om dette vil gi store ulikheter i beregnet økologisk tilstand.

2.2 Sesongvariasjon i tilstand i sukkertareskog

Miljødirektoratet har ønsket å prioritere feltkartlegging av *intakte* forekomster av sukkertareskog, og ønsket kun kartlegging av *degraderte* skoger hvis det var overkommelig og hensiktsmessig. Basert på tidligere erfaringer tilsier eutrofitilstanden og lysforholdene i indre Oslofjord at forholdene for vekst av sukkertare er dårlige i denne regionen. Stasjonene ble derfor valgt å ligge i ytre Oslofjord.



Figur 4. Forekomst og fravær av sukkertare på de 798 punktene som ble undersøkt høsten 2020. 130 av stasjonene hadde sukkertare og kun 20 av disse forekomst av skog (dvs. middels tett og dominerende forekomst). Disse punktene er vist som større (røde er dominerende og blå er middels tett) punkter. Skogpunktene danner utgangspunktet for valg av stasjoner undersøkt i 2021 for analyser av variasjon i tid og rom av egenskaper med relevans for økologisk kvalitet. Figur: Trine Bekkby/NIVA-2021.

2.2.1 Utvalg av stasjoner

NIVA har tilgang til mange datapunkter fra sukkertareovervåkingen og andre NIVA-ledede prosjekter, med informasjon om forekomst, fravær og dekningsgrad av sukkertare. Dette datasettet, samt tidligere etablerte modeller av både intakt skog og områder der sukkertaren har forsvunnet (Bekkby

og Moy 2011), ble benyttet til å lage et feltdesign for kartlegging av naturtypen (Rinde m. fl. 2021). I 2020 fant vi stasjoner med sukkertare av ulike tettheter (inkludert middels tett og tett sukkertare, som er definisjonen på taeskog) ved Jomfruland (Telemark), Langesund (Bamble) og ved Nordre Sandøy (Hvaler), se **Figur 4**. Disse tre områdene ble derfor valgt ut for feltarbeid i 2021, med mål om å identifisere variasjon i rom (knyttet til saltholdighet, eutrofisituasjonen og ulike menneskelige påvirkninger) og tid (variasjon over sesong).

2.2.2 Data for analyse av variasjon i tilstand og naturmangfold

Feltarbeidet gjennomført vår og høst 2021 kombinert med informasjonen samlet inn høsten 2020, dannet kunnskapsgrunnlaget for å kunne vurdere variasjon i tilstand og naturmangfold (som er viktig for å vurdere økologisk kvalitet for lokalitetene) over sesong og mellom år.

Tilgjengelige data for analysene er:

- tetthet av sukkertare
- mengde begroingsalger/lurv
- nedre voksegrense

Sukkertarens tetthet regnes som en variabel som dekkes av elementet *Habitatspesifikke arter*, som kan regnes som en variabel under naturmangfold. Tetthet av påvekstalger på stilken, som er et element under *Tyngdepunktarter* som regnes som positivt for naturmangfold, er ikke relevant for sukkertare, siden sukkertarestilken ikke tilbyr egnet substrat for et rikt mangfold av diversitetsfremmende påvekstalger. Tettheten av begroingsalger («lurv») på sukkertarens blad er en indikator på tilstandsvariasjonselementet eutrofiering. Det samme er nedre voksegrense, i og med at dårlige lysforhold gjør at nedre voksegrense blir grunnere, og sukkertare «kryper» oppover mot lyset. Påvekst på bladet stjeler også lys fra sukkertaren. I tillegg til disse parameterne ble informasjon om substrat, skråning, grad av sedimentering og tilstedeværelse av andre viktige arter registrert. På grunn av dårlig sikt var det ikke mulig å identifisere rødlistede og fremmede arter i felt. Dette elementer ved hhv. naturmangfold og tilstand har vi dermed ikke vurdert for sukkertare i dette prosjektet.

Endringer i tetthet av både sukkertare og lurv ble analysert over sesong (mellom høsten 2020, våren 2021 og høsten 2021) og mellom område (Jomfruland, Langesund og Hvaler) ble analysert ved hjelp av en t-test. For å få litt mer detaljer om variasjonen i de ulike tetthetsklassene (dvs. enkeltplanter, spredte forekomster, middels tett skog og tett/heldekkende skog) ble også dataene analysert ved hjelp av Fisher's test (McDonald 2009), som sjekker om det er signifikante forskjeller i fordelingen av stasjoner med ulike tettheter av sukkertare eller begroingsalger. I og med at det ikke lot seg gjøre å finne tilbake til nøyaktig samme stasjon for nedre voksegrense da vi gjenbesøkte stasjoner våren og høsten 2021, så ble endringer i nedre voksegrense ikke analysert statistisk. Vi gjør likevel en vurdering og diskusjon av mulige endringer basert på de få observasjonene vi har tilgjengelig.

2.3 Kunnskapsinnhenting blåskjellbunn og flatøstersbanker

2.3.1 Utvalg av stasjoner

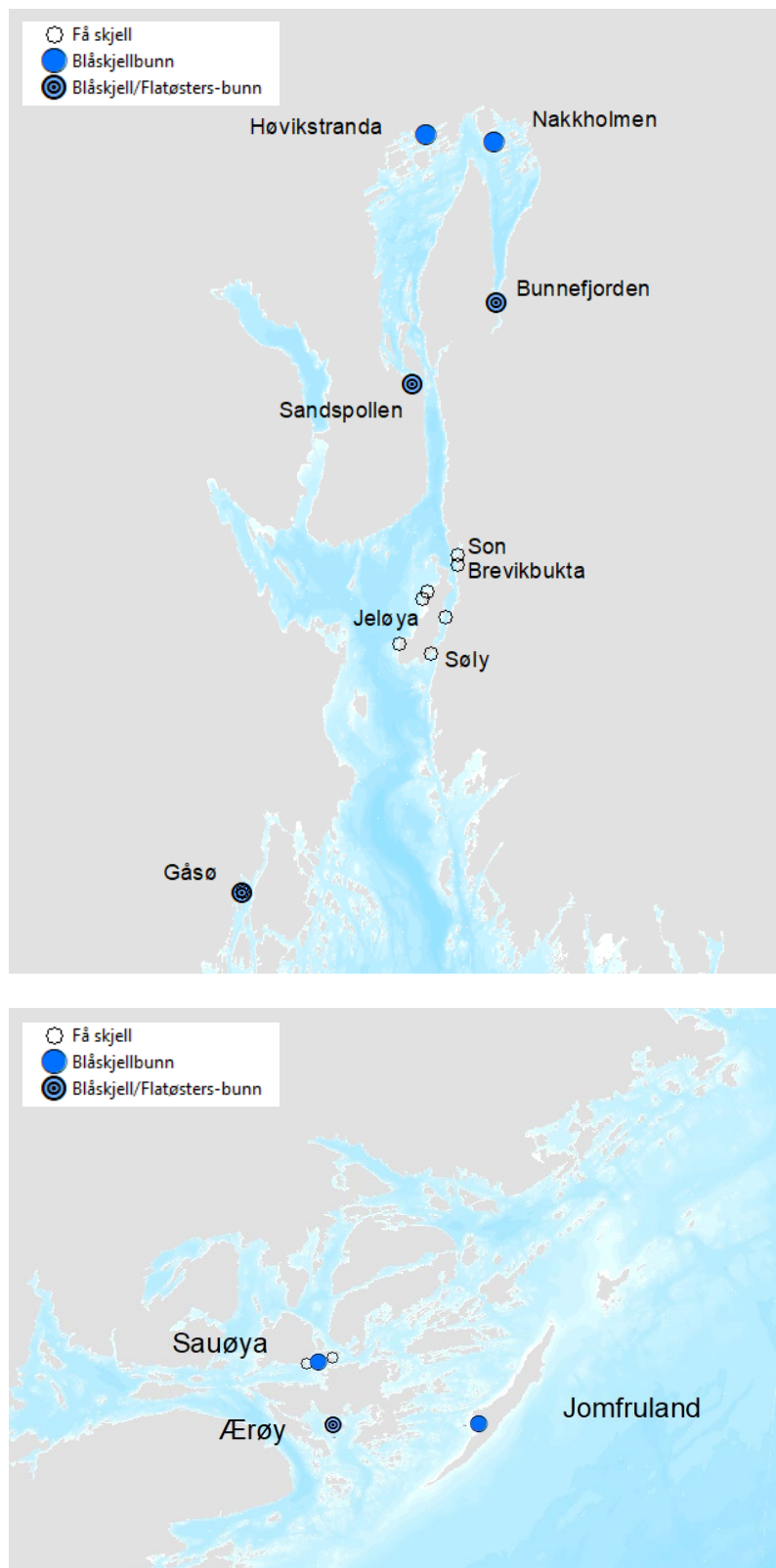
Feltarbeidet ble gjennomført vår og høst 2021. På våren ble en rekke lokaliteter i Sør-Norge undersøkt. Disse var plukket ut basert på tidligere undersøkelser gjennomført av NIVA i forbindelse med naturtypekartlegging, innsamling av blåskjell til overvåkingsprogrammet MILKYS og strandsonundersøkelser i ulike prosjekter. Lokaliteter ble også valgt ut på bakgrunn av observasjoner fra HIs kartlegging av stillehavsosters og flatøsters (Jelmert m.fl. 2020) og deres

undersøkelser i Oslofjorden for å etablere blåskjellovervåking (info i e-post fra Tore Strohmeier). Likeledes ble informasjon om funn av større østersforekomster i forbindelse med Østersdugnaden (strandryddeaksjoner for å fjerne stillehavsøsters) benyttet. For en oversikt over alle stasjoner som ble undersøkt for blåskjell og flatøsters våren 2021 se **Tabell 1**.

Høsten 2021 ble et utvalg stasjoner i Sør-Norge med høy tetthet av blåskjell og/eller flatøsters prioritert for gjenbesøk (**Figur 5** og **Figur 6**). I tillegg ble to blåskjellbanker på Vega undersøkt på sommeren for å få en bedre oversikt over mulige regionale forskjeller i tetthet og forekomst av naturtypen (**Figur 7**). Valg av lokaliteter på Vega var basert på tips fra Grethe Hillersøy (Verdensarvsenteret).

På stasjoner med høy tetthet av blåskjell og/eller østers ble registreringene gjennomført ved bruk av stålrammer på hhv. 0,5 x 0,5 m (0,25m²) i Oslofjorden og Agder og 0,2 x 0,2 (0,04m²) på Vega. Disse ble tilfeldig plassert innen en banke på fem steder. I hver ramme ble antall blåskjell, flatøsters og stillehavsøsters telt og andre dominerende arter registrert (**Figur 8**). På stasjoner med lavere tetthet av blåskjell og østers, ble et transekt som strakk seg 10 m langs strandlinjen og med en bredde på omtrent 2 m, undersøkt ved å gå eller snorkle i fjæra (**Figur 9**, Jelmert m.fl. 2020). Antall blåskjell, flatøsters og stillehavsøsters ble telt og andre dominerende arter ble registrert (**Tabell 1**). Enkelte stasjoner ble kun undersøkt visuelt, enten ved å se ned i vannet eller ved hjelp av droppkamera eller vannkikkert. Disse stasjonene hadde ingen eller svært få blåskjell og/eller flatøsters, og ble dermed ikke prøvetatt.

Innsamling av skjell til størrelsesmåling (lengde, bredde og høyde) ble gjort enten ved å samle inn et forhåndsbestemt antall skjell (inntil 200 blåskjell, 30 flatøsters og 30 stillehavsøsters) eller ved å plukke alle skjell fra tre rammer. På lokaliteter med lav tetthet og hvor registreringene ble foretatt langs transekter, ble alle blåskjell eller flatøsters samlet inn, undersøkt, og satt ut igjen. Til kondisjonsmål (totalvekt, våtvekt og skallvekt) ble det samlet inn 10 blåskjell og 5 flatøsters. Antall skjell ble bestemt ut fra et prinsipp om å ha minst mulig innvirkning på populasjonene. På stasjoner med lav forekomst av blåskjell eller flatøsters ble det ikke samlet inn skjell til kondisjonsindeks.



Figur 5. Potensielle blåskjell- og flatøsterslokaliteter undersøkt vår og høst 2021 i Oslofjorden (øverst) og på sørlandskysten (nederst). Figur: Eli Rinde/NIVA-2021.



Figur 6. Potensielle blåskjell- og flatøsterslokaliteter undersøkt vår og høst 2021 i Agder. Figur: Eli Rinde/NIVA-2021.



Figur 7. Blåskjell-lokaliteter undersøkt sommeren 2021 på Vega. Figur: Eli Rinde/NIVA-2021.



Figur 8. Registrering av blåskjell på Høvikstranda med 0,5 x 0,5 m rute. Foto: Siri Moy



Figur 9. Transektregistrering av blåskjell og østers i Sandspollen. Foto: Mats Walday

Tabell 1. Oversikt over stasjoner undersøkt for blåskjell og østers våren og høsten 2021. Under forekomst er det angitt hvilke arter som ble registrert i ruter eller langs transekter. Vanlig og dominerende forekomst er angitt med fet skrift: **B**=blåskjell, **F**= flatøsters, **S** =stillehavsøsters. Spredt forekomst eller enkeltfunn er angitt med vanlig skrift: B=blåskjell, F= flatøsters, S =stillehavsøsters.

Stasjonsnavn	Dato	Gjenbesøkt	Undersøkelse	Forekomst
Bunnefjorden	26.04.2021	10.08.2021	Rute	B, F, S
Sandspollen	27.04.2021	02.08.2021	Transekt	B, F, S
Høvikstranda	27.04.2021	09.08.2021	Rute	B, S
Nakkholmen	28.04.2021	10.08.2021	Rute	B, S
Brevikbukta	28.04.2021		Visuell inspeksjon	
Son	28.04.2021		Visuell inspeksjon	
Jeløya (Ø)	28.04.2021		Visuell inspeksjon	
Jeløya (NV)	28.04.2021		Transekt	B
Jeløya (NV)	28.04.2021		Visuell inspeksjon	
Jeløys (SV)	28.04.2021		Visuell inspeksjon	
Søly	28.04.2021		Transekt	B, S
Gåsø	29.04.2021	11.08.2021	Rute	B, F, S
Sauøya	30.04.2021		Visuell inspeksjon	S
Sauøya	30.04.2021		Visuell inspeksjon	
Sauøya	30.04.2021		Visuell inspeksjon	B, S
Sauøya	30.04.2021		Visuell inspeksjon	S
Ærøy	30.04.2021	12.08.2021	Transekt	B, F, S
Jomfruland	30.04.2021		Visuell inspeksjon	B, S
Langestrand	21.05.2021	13.09.2021	Rute	B, F, S
Rollsøy	21.05.2021	13.09.2021	Rute	B, F, S
Gartafjorden	21.05.2021	13.09.2021	rute	B, F, S
Nes (Vega)	14.06.2021		Rute	B
Eidem (Vega)	15.06.2021		rute	B

2.3.2 Analyser

Tetthet

Tetthet av blåskjell og østers ble beregnet ved å bruke data fra ruteanalysene. På stasjonene Eidem og Nes på Vega ble det i tillegg anslått dekningsgrad av blåskjell per rute.

Kondisjonsindeks av blåskjell

Kondisjonsindeksen ble beregnet med følgende formel (Borgersen m.fl. 2016):

$$\frac{\text{tørrvekt av bløtdelene}}{(\text{tørrvekt av bløtdelene} + \text{skallvekt})} * 100$$

Under opparbeidingen av blåskjell og flatøsters ble det kun målt våtvekt. Vi har beregnet tørrvekten av bløtdelene ved å anta at den utgjør 20 % av våtvekten basert på erfaringer fra tidligere

blåskjellundersøkelser. Det foreligger ikke noe klassifiseringssystem av kvaliteten til blåskjell basert på denne kondisjonsindeksen.

Kondisjonsindeks av østers

Kondisjonsindeksen for østers ble beregnet etter formelen til Rainer & Mann (1992):

$$\frac{\text{tørrvekt av bløtdelene (g)} * 100}{\text{skallvekt (g)}}$$

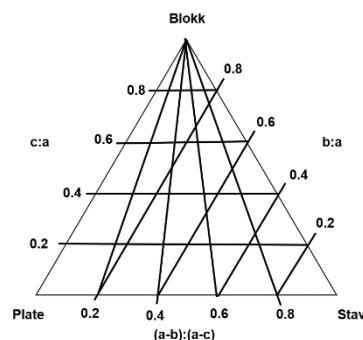
For østers har vi beregnet tørrvekten av bløtdelene ved å dele våtvekten med en konverteringsfaktor på 5,15 (Mo og Neilson 1992).

Størrelsesfordeling

For å beskrive størrelsesfordelingen til muslingene er det laget punktplot av bredde versus lengde, samt histogrammer av lengdemålene for hver enkelt art og for hver av stasjonene hvor artene forekommer.

Formvariasjon

Basert på målingene av lengde, bredde og høyde av blåskjellene ble det også laget såkalte tri-plott for å kunne vurdere variasjonen i formen til skjellene. Denne metoden er basert på Sneed & Folk-metoden (1958) for å representere partikkel-form (Graham and Midgley 2000). Plottene viser hvor hvert blåskjell i datasettet ligger i et triangulært diagram av forholdene mellom de tre størrelse-aksene (a: lengde > b: bredde > c: høyde, se **Figur 10**). Ytterpunktene (hjørnene) i plottet tilsvarer formene **blokk** (dvs. alle akser er like lange), **plate** (to like lange akser og en kort) eller **stav** (en lang akse og to små).



Figur 10. Illustrasjon av tri-plott basert på Sneed & Folk-metoden (1958).

2.4 Kunnskapsinnhenting helofytt-saltvannssumper

I undersøkelsene av helofytt-saltvannssumper har vi fokusert på å gi en generell karakteristikk av selve helofyttsumpen, samt å undersøke forekomst og mangfold av små dyr i og rett utenfor helofyttsumpen. Begroingsalger og andre påvekstorganismer ble ikke inkludert i denne omgang.

Vi valgte å utføre to befaringer blant tidligere kartlagte og lett tilgjengelige «strandeng og strandsump» lokaliteter i indre Oslofjord (**Figur 11**), én i den takrørdominerte lokaliteten innerst i Storøykilen på Fornebu og én i havsivaks-forekomsten i Viernbukta på Brønnøya (**Figur 12**).

Befaringene ble foretatt 29-30. juni 2021. I tillegg foretok vi 14. september og 23. oktober 2021 befaringer på to lokaliteter ved Grimstad; Nørholmkilen og Engekilen (**Figur 13**).

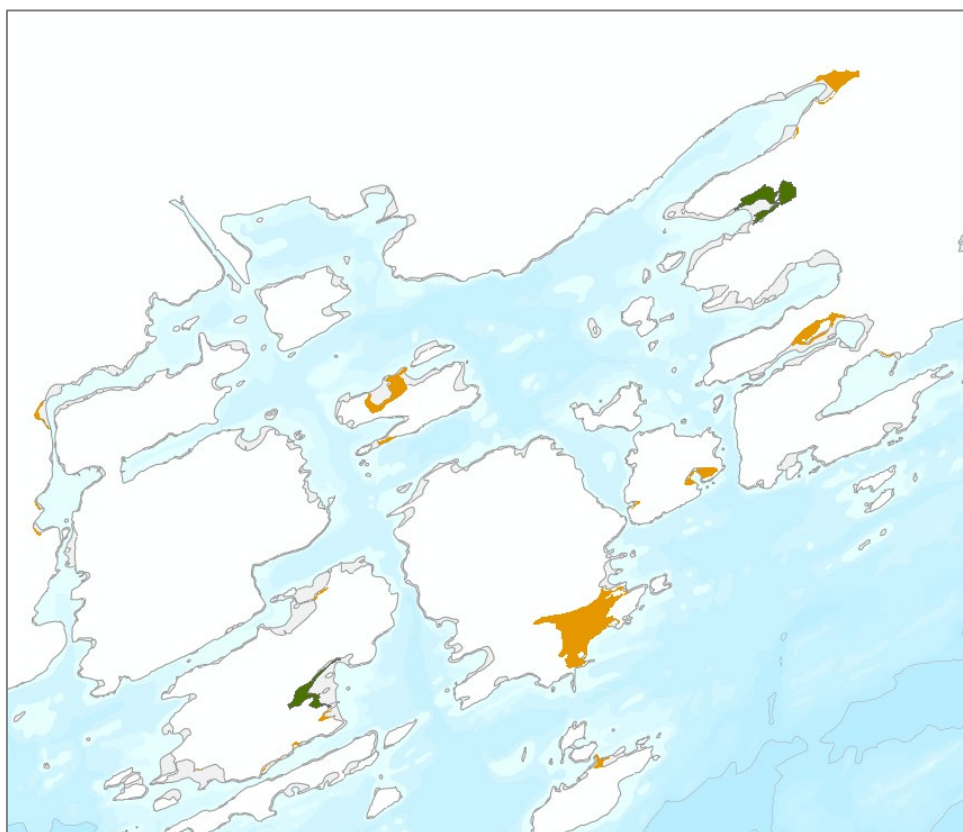
Begge lokalitetene i Oslofjorden er vurdert som svært viktige strandeng og strandsump-forekomster i Naturbasen, og ligger innenfor naturreservater. Forekomsten i Viernbukta er karakterisert som et stort strandengkompleks, og forekomsten i Storøykilen som Strandeng-forstrand/panne. Også Nørholmkilen ved Grimstad er vurdert som en svært viktig strandeng og strandsump-forekomst.

Tidligere beskrivelser av det biologiske mangfoldet i disse strandeng og strandsump-lokalitetene omfatter først og fremst planter i indre deler, dvs. strandeng-delen av naturtypen. Ytre deler, dvs. selve sumpen, er lite omtalt. Foreliggende undersøkelse fokuserer på *helofytt-sumpen (strandsumpen) i hydrolitoralen*, både for å beskrive denne delen av sumpen og for å øke kunnskapen om biologisk mangfold her. Registreringene inkluderer bredden på vegetasjonsbeltet i sjø og på land, tetthet og høyde til den habitatdannende arten, bestandens ytre dybdegrense og substrattypen. Disse enkle registreringene er ment å gi et først inntrykk av naturtypen for å kunne starte en diskusjon om kartleggingsmetodikk og kriterier for kvalitetsvurdering.

For å få oversikt over mangfoldet av små dyr ble det samlet inn biologisk materiale ved bruk av en liten håv (10 cm diameter, 200 µm maskevidde) montert på en 2 meter lang stang som ble ført både gjennom vannmassene og inni vegetasjonen. I tillegg ble det tatt prøver av bunnsedimentet både i ytre kant av helofyttbestanden og rett utenfor denne for å få et inntrykk av om faunaen i helofyttsumpen avviker fra den vi finner i sedimentet utenfor. Bunnprøvene ble dels tatt med kjerneprøvetaker (Oslofjorden) og dels med stikkspade (Grimstad).

Forekomst av vannplanter ble fanget opp på bilder og i notater.

Det ble foretatt salinitetsmålinger ved bruk av et refraktometer. I Oslofjorden ble målingene tatt på flere steder på begge lokalitetene, for å eventuelt å kunne koble variasjoner i biologisk mangfold til variasjoner i salinitet.



Figur 11. Plasseringen av helofytt-saltvannssumpene som er undersøkt i Storøykilen og Viernbuka (mørk grønn), sammenstilt med andre strandeng og strandsump-forekomster i området basert på informasjon i Naturbasen (oransje). Figur: Eli Rinde/NIVA-2021.



Figur 12. Oversikt over helofytt-saltvannsumpene i Storøykilen (ved Fornebu, øverst) og Viernbukta (Brønnøya, nederst), og hvor det ble registrert tetthet og bredde av helofyttbeltet (hvite punkter) og innsamlinger sedimentprøver (røde punkter). Salinitet er vist i lysblå skrift i kursiv. Bakgrunnskart: Norge i bilder. Figur: Eli Rinde/NIVA-2021.



Figur 13. Oversikt over helofytt-saltvannsumpene ved Grimstad; Nørholmkilen (øverst) og Engekilen (nederst). Bakgrunnskart: Norge i bilder. Figur: Eli Rinde/NIVA-2021.

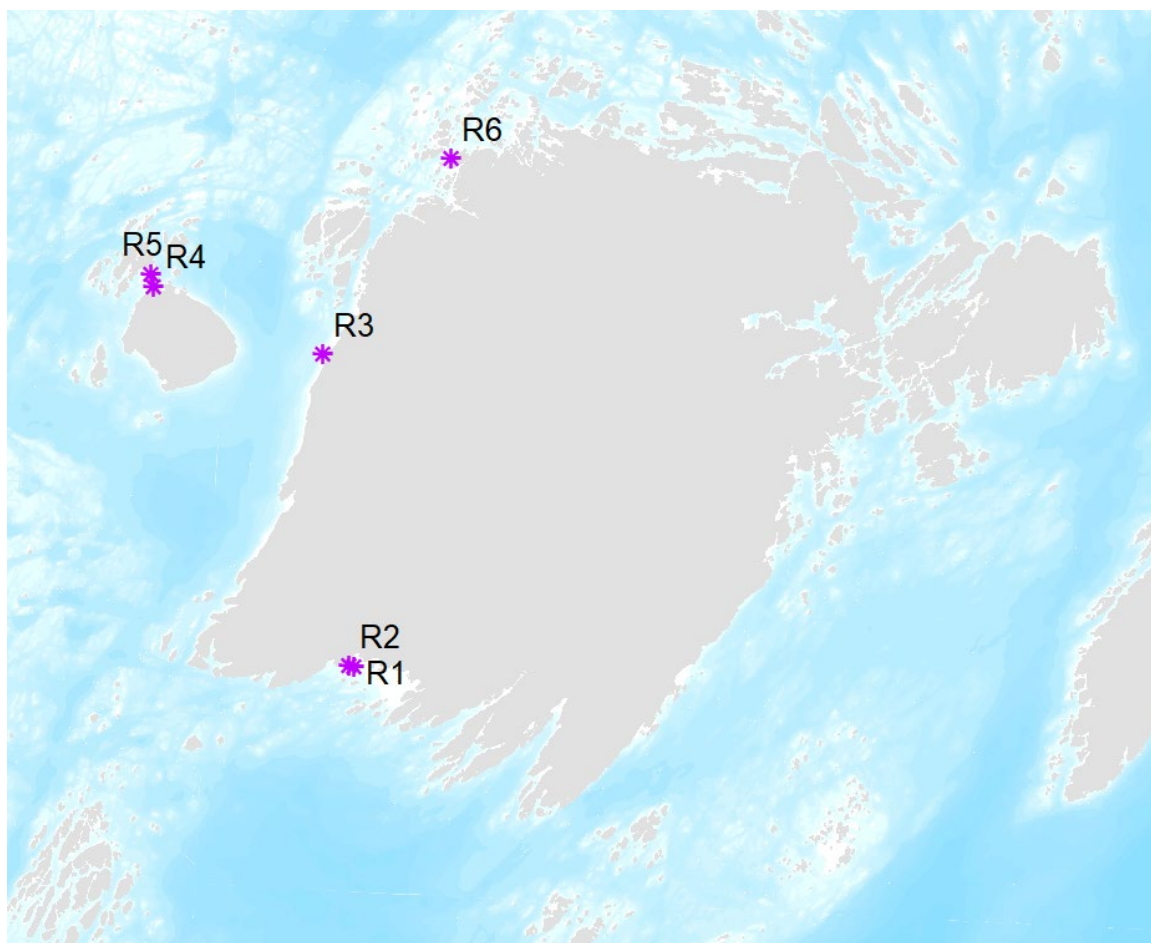
2.5 Kunnskapsinnhenting ruglbunn

Ruglbunn fra 6 ulike lokaliteter ved Vega ble undersøkt i felt ved bruk av droppkamera i juni 2021 (**Figur 14**). På fire av disse lokalitetene (en fra hver av de to lokalitetene ved Søla og Eidem, i tillegg til forekomstene ved Trappa og Valløy) ble det også foretatt innsamlinger av ruglmateriale ved hjelp av

dykking. Med unntak av ruglbunnen ved Eidem som ligger på sørsiden av Vega, og som var kjent for Verdensarvsenteret (pers med. Grethe Hillersøy), var det tilfeldigheter som gjorde at vi hadde forhåndskunnskap om de andre ruglbunnene, og da fra tidligere besøk.

Siden det ikke er etablert noen klar definisjon av denne naturtypen i NiN, hverken mht tetthet, dekningsgrad, eller mengde levende i forhold til døde løstliggende ruglklumper, og vi heller ikke har noe særlig erfaring med hvordan naturtypen skal kartlegges og avgrenses, hadde vi en bred tilnærming til feltundersøkelsene. For hver av lokalitetene gjorde vi en omfattende kartlegging ved bruk av undervannskamera for å kunne vurdere arealutbredelsen og tilstanden. Vi registrerte dybde, substrattypen, inkludert tetthet av løstliggende ruglklumper, mengde trådalger, og forekomst av karakteristiske arter som *Cerianthus lloydii*, brunpølser og svartstjerner.

Ruglbunnens tykkelse og dekningsgrad ble målt *in situ* i 10 ruter a 20x20 cm ved dykking, og ruglklumper innenfor tre ruter (også disse 20x20 cm) per lokalitet, ble samlet inn i separate stripsposer for å analysere fauna og for å måle ulike egenskaper til ruglklumpene (bredde, lengde og høyde, samt vekt og fortrenningsvolum). Den rosa fargen er et godt tegn på at ruglklumpene er levende, og dekningsgrad av levende rugl, ble derfor også registrert. Det ble samlet inn 10 ruglklumper fra hver lokalitet for DNA-analyser (dvs. «High Resolution Melt» analyse, i tråd med Anglès d'Auriac m.fl. 2019).



Figur 14. Oversikt over plasseringen til de seks undersøkte ruglbunnene ved Vega. Figur: Eli Rinde/NIVA-2021.

2.5.1 Variasjon i rugklumpenes form og størrelse

Ruglbunn dannes av løstliggende klumper som er grenete, runde eller avlangt avrundet og av klumper med ulik størrelse. Variasjoner i rugklumpenes form og størrelse vil kunne påvirke tilbudet av små hulrom der små dyr kan gjemme seg. Basert på målingene av lengde, bredde og høyde av de innsamlede rugklumpene ble det laget tri-plott tilsvarende som for blåskjell (se **kap. 2.3.2**) for å kunne vurdere variasjonen i formen til klumpene.

Størrelsesfordelingen til klumpene ble også analysert ved å analysere den relative fordelingen (tettheten) av observasjoner i ulike størrelsesgrupper, for hver av målene lengde, bredde og høyde.

3 Resultater fra feltundersøkelsene

3.1 Sesongvariasjon i tilstand i ålegrasenger

Det ble ikke observert noen rødlistede arter i de undersøkte engene, men fire arter på fremmedartslista ble observert (**Tabell 2**). Det ble observert minst en fremmed art i hver av engene, med unntak av engen i Varildsfjorden. Her er det imidlertid store forekomster av stillehavsøsters i fjæra på utsiden av enga. I Slepennrenna og Storøykilen, som er de innerste av de undersøkte engene, ble det observert tre fremmede arter i hver eng. De fremmede artene som ble observert i ålegrasengene er japansk pollris (*Gracilaria vermiculophylla*), japansk drivtang (*Sargassum muticum*), stillehavsøsters (*Crassostrea/Magallana gigas*) og strømgarn (*Dasya baillouviana*).

Tabell 2. Oversikt over forekomst av fremmede arter i de undersøkte ålegrasengene.

	Japansk pollris	Japansk drivtang	Stillehavsøsters	Strømgarn	Antall arter
Slepennrenna	X	X	X		3
Storøykilen	X*		X	X	3
Viernbukta			X	X	2
Sætrepollen		X			1
Hallangspollen		X	X		2
Sandspollen			X		1
Kurefjorden		X	X		2
Tallakshavn		X	X		2
Varildsfjorden					0

* må verifiseres.

3.1.1 Variasjoner i mengde trådalger

Basert på alle registreringene utført i engene, dvs. inkludert punkter undersøkt langs transekter og for de tilfeldig valgte punktene, så var det i snitt mer løstliggende trådalger i engene på høsten enn på våren (**Tabell 3**), selv om det var forskjeller mellom engene. Forskjellen i gjennomsnittlig mengde løstliggende trådalger mellom sesong var kun signifikant for Sætrepollen (mer på høsten) og Kurefjorden (mer på våren). Den innerste enga Slepennrenna, hadde ingen forskjell i mengde løstliggende trådalger mellom vår og høst. Alle pollene i midtre fjord (Sætrepollen, Hallangspollen og Sandspollen) hadde i snitt mer løstliggende trådalger på høsten enn på våren. Det samme hadde Storøykilen innerst ved Fornebu, og enga i Tallakshavn i ytre fjord. Fem av de ni engene hadde høyere gjennomsnittlig forekomst av løstliggende trådalger om høsten.

Basert på det samme datasettet så var det mindre forskjell i gjennomsnittlig mengde fastsittende trådalger på ålegrasbladene om høsten og våren (**Tabell 4**), selv om det var forskjeller mellom engene. Kun tre av engene hadde mer fastsittende trådalger på bladene om høsten enn om våren; Slepndrenna (indre fjord, forskjellen var signifikant), Kurefjorden (midtre fjord) og Varildsfjorden (ytre fjord). Ålegrasengene i de tre pollene i midtre fjord hadde alle signifikant mer forekomst av fastsittende trådalger på bladene om våren enn om høsten. Det samme hadde ålegrasenga i Storøykilen. To av engene hadde ingen, eller liten forskjell i mengde fastsittende trådalger mellom vår og høst; Viernbukta (indre fjord) og Tallakshavn (ytre fjord).

Dersom en ser på den samla mengden av trådalger, dvs. summen av den semi-kvantitative scoren for løstliggende og fastsittende trådalger, ser tilstanden ut til å ha vært dårligst på våren (**Tabell 5**). Dette gjelder alle engene i indre og midtre del. Forskjellen er signifikant for alle engene unntatt for Slepndrenna og Sætrepollen. Alle **de tre ytre ålegrasengene hadde dårligere tilstand på høsten** enn om våren basert på den samla forekomsten av trådalger. Denne forskjellen var signifikant for Tallakshavn og Kurefjorden, men ikke for Varildsfjorden.

Det kan være vanskelig å skille mellom de to formene, så vi har også sett på bruken av maksimums verdien av de to trådalgeformene (**Tabell 6**). Maksimumsverdien ga mindre forskjeller i gjennomsnittlig mengde trådalger mellom sesongene, men de små forskjellene var signifikant forskjellige for nesten alle engene. Unntakene var Sandspollen og Tallakshavn. I Storøykilen, Sætrepollen og Hallangspollen var det signifikant mer trådalger på høsten. I Slepndrenna, Viernbukta, Kurefjorden og Varildsfjorden var det signifikant mer trådalger i engene på våren. I både de indre og i de ytre engene var det signifikante forskjeller i fordelingen av de ulike tetthetsklassene mellom vår og høst. Vi får lignende mønster ved bruk av datasettet *tilfeldig valgte punkter*. Tilsvarende tabeller som **Tabell 3-5** basert på tilfeldig valgte punkter er gitt i **Vedlegg A**.

Tabell 3. Oversikt over gjennomsnittlig forekomst av *løstliggende trådalger* i de ni undersøkte ålegrasengene i de to sesongene vår og høst, i 2021, basert på alle registrerte feltobservasjoner. P-verdiene fra den statistiske sammenligningen basert på t-test og for fordelinger i tetthetsklasser (Fisher's test) er også inkludert. Fargekoden viser til en økning i mengden fra vår til høst (oransje), minke i mengden fra vår til høst (grønn), og ingen eller liten endring (dvs. forskjell i gjennomsnittlig mengde <0,3, i grått). Mengde angivelsene er basert på semi-kvantitativ angivelse av 1 for enkeltvis, 2-spredd, 3-vanlig og 4 for dominerende forekomst av trådalgene. Verdier som er signifikant forskjellige mellom sesonger, basert på alfa lik 0,0056, er vist med **. Siden vi her gjør 9 statistiske tester korrigerer vi for dette ved å sette kritisk signifikant-verdi fra 0,05 til 0,0056 (dvs. $0,05/9 = 0,0056$) for å minske sjansen for falske positive resultater.

Stasjonsnavn	vår	høst	Totalt gj.snitt	differanse høst-vår	P verdi t-test	p-verdi Fisher's test
Slepndrenna	3.1	3.0	3.0	-0.1	0.0146	0.0061
Storøykilen	2.0	2.6	2.1	0.6	0.7979	0.5808
Viernbukta	2.8	2.4	2.8	-0.4	0.0093	0.0017**
Sætrepollen	0.7	3.0	1.3	2.3	0.0001**	0**
Hallangspollen	1.9	2.5	1.9	0.6	0.574	0.1288
Sandspollen	1.0	3.0	1.1	2.0	0.3223	0.1012
Kurefjorden	3.6	2.9	3.1	-0.7	0.0001**	0.0066
Tallakshavn	2.9	3.2	3.1	0.3	0.2776	0.5585
Varildsfjorden	3.8	3.4	3.7	-0.5	0.0076	0.0013**
Totalt gj.snitt	2.4	3.0	2.6			
Stdev	1.1	0.3	0.9	1.1		

Tabell 4. Oversikt over gjennomsnittlig forekomst av *fastsittende trådalger* på ålegrasbladene i de ni undersøkte ålegrasengene i de to sesongene vår og høst, i 2021, basert på alle registrerte feltobservasjoner. P-verdiene fra den statistiske sammenligningen basert på t-test og for fordelinger i tetthetsklasser (Fisher's test) er også inkludert. Fargekoden viser til en økning i mengden fra vår til høst (oransje), minke i mengden fra vår til høst (grønn), og ingen eller liten endring (dvs. forskjell i gjennomsnittlig mengde <0,3, i grått). Mengde angivelsene er basert på semi-kvantitativ angivelse av 1 for enkeltvis, 2-spredd, 3-vanlig og 4 for dominerende forekomst av trådalgene. Verdier som er signifikant forskjellige mellom sesonger, basert på alfa lik 0,0056, er vist med **. Siden vi her gjør 9 statistiske tester korrigerer vi for dette ved å sette kritisk signifikant-verdi fra 0,05 til 0,0056 (dvs. $0,05/9 = 0,0056$) for å minske sjansen for falske positive resultater.

Stasjonsnavn	Vår	Høst	Totalt gj.snitt	diff høst-vår	p-verdi t-test	p-verdi Fisher's test
Slependrenna	1.6	2.5	1.8	1.0	0.0004**	0.0033**
Storøykilen	2.9	2.6	2.8	-0.4	0.0457**	0.1446
Viernbukta	2.6	2.8	2.7	0.1	0.4657	0.0593
Sætrepollen	1.9	1.0	1.8	-0.9	0.0016**	0**
Hallangspollen	2.5	1.0	2.4	-1.5	0**	0.0018**
Sandspollen	3.0	2.0	3.0	-1.0	0**	0.1038
Kurefjorden		3.0	3.0	3.0		
Tallakshavn	2.4	2.4	2.4	0.0	0.8917	1
Varildsfjorden		3.0	3.0	3.0		
Totalt gj.snitt	2.4	2.5	2.4	0		
Stdev	0.5	0.8	0.5	1.7		

Tabell 5. Oversikt over gjennomsnittlig forekomst av summen av *fastsittende og løstliggende trådalger* på ålegrasbladene i de ni undersøkte ålegrasengene i de to sesongene vår og høst, i 2021, basert på alle registrerte feltobservasjoner. P-verdiene fra den statistiske sammenligningen basert på t-test og for fordelinger i tetthetsklasser (Fisher's test) er også inkludert. Fargekoden viser til en økning i mengden fra vår til høst (oransje), minke i mengden fra vår til høst (grønn), og ingen eller liten endring (dvs. forskjell i gjennomsnittlig mengde <0,3, i grått). Mengde angivelsene er basert på semi-kvantitativ angivelse av 1 for enkeltvis, 2-spredd, 3-vanlig og 4 for dominerende forekomst av trådalgene, der verdiene for hver enkelt kategori av trådalger er summert for hver observasjon. Verdier som er signifikant forskjellige mellom sesonger, basert på alfa lik 0,0056, er vist med **. Siden vi her gjør 9 statistiske tester korrigerer vi for dette ved å sette kritisk signifikant-verdi fra 0,05 til 0,0056 (dvs. $0,05/9 = 0,0056$) for å minske sjansen for falske positive resultater.

Stasjonsnavn	vår	Høst	Totalt gj.snitt	diff høst-vår	p-verdi t-test	p-verdi Fisher's test
Slependrenna	4.1	3.9	4.0	-0.2	0.0818	0.0756
Storøykilen	3.7	2.4	3.3	-1.3	0**	0**
Viernbukta	4.8	3.2	4.3	-1.7	0**	0**
Sætrepollen	2.1	2.0	2.1	-0.2	0.0669	0.0248**
Hallangspollen	3.1	0.4	2.1	-2.7	0**	0**
Sandspollen	3.3	0.4	2.2	-2.9	0**	0**
Kurefjorden	1.3	2.3	1.8	0.9	0.02**	0**
Tallakshavn	1.0	4.6	2.1	3.7	0**	0**
Varildsfjorden	2.9	3.9	3.0	1.0	0.1476	0.0001**
Totalt gj.snitt	2.9	2.5	2.8			
Gj. Snitt	2.9	2.5	2.8	0		
Stdev	1.3	1.5	0.9	2.1		

Tabell 6. Oversikt over gjennomsnittlig forekomst av maksimumsverdien av *fastsittende og løstliggende trådalger* på ålegrasbladene i de ni undersøkte ålegrasengene i de to sesongene vår og høst, i 2021, basert på alle registrerte feltobservasjoner. P-verdiene fra den statistiske sammenligningen basert på t-test og for fordelinger i tetthetsklasser (Fisher's test) er også inkludert. Fargekoden viser til en økning i mengden fra vår til høst (oransje), minke i mengden fra vår til høst (grønn), og ingen eller liten endring (dvs. forskjell i gjennomsnittlig mengde <0,3, i grått). Mengde angivelsene er basert på semi-kvantitativ angivelse av 1 for enkeltvis, 2-spredd, 3-vanlig og 4 for dominerende forekomst av trådalger, der verdiene for hver enkelt kategori av trådalger er summert for hver observasjon. Verdier som er signifikant forskjellige mellom sesonger, basert på alfa lik 0,0056, er vist med **.

Stasjonsnavn	vår	høst	differanse høst- vår	P verdi t-test	p-verdi Fisher's test
Slependrenna	3.1	3	-0.14	0.002**	0.0016**
Storøykilen	2.5	2.7	0.26	0.0101**	0.0021**
Viernbukta	2.9	2.8	-0.12	0**	0.0027**
Sætrepollen	1.4	2.9	1.53	0.0019**	0.126
Hallangspollen	2.1	2.3	0.18	0.0278**	0.2563
Sandspollen	2.3	2.5	0.19	0.0723	0.4484
Kurefjorden	3.6	2.9	-0.7	0.0054**	0.0001**
Tallakshavn	2.9	3.2	0.39	0.1698	0.0556**
Varildsfjorden	3.9	3.3	-0.55	0.0006**	0.0037**

3.1.2 Variasjoner i økologisk tilstand

Basert på ålegrasindeksen (beregnet fra et utvalg av punktene midt i engen) er det «god» tilstand i alle de undersøkte ålegrasengene, med unntak av Tallakshavn som har «moderat» tilstand på høsten (**Tabell 7**). EQR-verdien er stort sett noe bedre på høsten enn på våren, i alle ålegrasengene med unntak av Tallakshavn. EQR-verdien beregnet ut fra alle de registrerte punktene viser ofte noe dårligere verdi enn EQR-verdien beregnet fra punktene midt i engen, og særlig ved bruk av gjennomsnittsverdier. Det blir ofte store forskjeller i beregnet EQR-verdi basert på om man benytter registreringene av fastsittende alger (begroingsalger) eller av løstliggende trådalger. Bruken av maks verdi av de to formene av trådalger, ga dårligere tilstand for en eng (Sætrepollen) på våren, men litt bedre tilstand for en av engene (Tallakshavn) på høsten.

Tabell 7. Økologisk tilstand beregnet fra ålegrasindeksen i Viernbukta, Sætrepollen, Hallangspollen, Sandspollen, Kurefjorden, Tallakshavn og Varildsfjorden. EQR-verdier er beregnet på et utvalg av punkter midt i engene, basert på alle registrerte punkter, hvor registreringene for mengde løstliggende alger er benyttet i stedet for mengde begroingsalger og hvor mengde løstliggende og begroingsalger er kombinert og verdien med høyest tetthet er valgt. For EQR-verdiene merket * er det benyttet gjennomsnittet for å finne hvilken klasse som skal benyttes for å gi poeng. For EQR-verdier merket ** er det benyttet den klassen som utgjør størst andel av punktene i hver av «endene» av skaleskalaen (se **Vedlegg C**). Der hvor verdiene ikke er merket med * eller **, har mer enn 50% av punktene samme tetthetsverdi, og da er denne tallverdien brukt. Grønn = «god» økologisk tilstand, Gul = «moderat» økologisk tilstand.

	Ålegraseng	Viernbukta	Sætrepollen	Hallangspollen	Sandspollen	Kurefjorden	Tallakshavn	Varildsfjorden
Vår	EQR-verdi Utvalg av pkt.	0,61	0,61	0,61*	0,61	0,73*	0,64	0,73
	EQR-verdi Alle punkter	0,54*	0,59*	0,54*	0,56*	0,73*	0,56	0,73*
		0,61**	0,71**	0,59**	0,61**	0,65**		0,65**
EQR-verdi Alle punkter – løstl.	0,49	0,64	0,54*	0,71	0,73	0,56	0,58	
	EQR-verdi Alle punkter – trådformet samlet-maks	0,49*	0,42*	0,59*	0,66	0,63*	0,56	0,58*
Høst	EQR-verdi Utvalg av pkt.	0,61	0,71	0,71	0,71	0,80	0,59	0,80*
	EQR-verdi Alle punkter	0,61	0,71	0,71	0,71	0,80	0,61*	0,73*
							0,59**	0,80**
EQR-verdi Alle punkter – løstl.	0,71	0,66*	0,71	0,71	0,75*	0,56*	0,58*	
	EQR-verdi Alle punkter – trådformet samlet-maks	0,61	0,66*	0,71	0,71	0,75*	0,61*	0,53*

3.2 Egenskaper og variasjon i sukkertareskog

Våre analyser av feltinnsamlede data viser at sukkertarens tetthet generelt var relativt jevn over sesongen, selv om høsten 2020 pekte seg ut som et år med generelt lavere tettheter for de ytre stasjonene på begge sidene av fjorden (dvs. Jomfruland og Hvaler). Når det gjelder tettheten av begroingsalger/trådalger («lurv») på sukkertarebladene, så var resultatene ganske sprikende, med relativ stor variasjon både i rom (mellom områder) og tid (over sesong). Men i grove trekk viser undersøkelsene at det var liten variasjon med sesong, men at mer forskjeller oppdages hvis man ser på forekomst av de ulike tetthetene av lurv i mer detalj. Når det gjelder forskjeller mellom områder, så peker Hvaler (ytre område på østsiden av fjorden) seg ut som et område som virker å ha noe mindre lurv enn de andre områdene, selv om resultatene var noe sprikende også her. Nedre voksgrensen for sukkertare varierte mellom 5,8 og 16,2 m, med forskjeller over sesong som jevnt

over lå på 4-5 m. Dårlig sikt gjorde det umulig å påvise forekomster av noen av de fokuserte artene på rødlista og fremmedartslista.

3.2.1 Tettheten av sukkertare

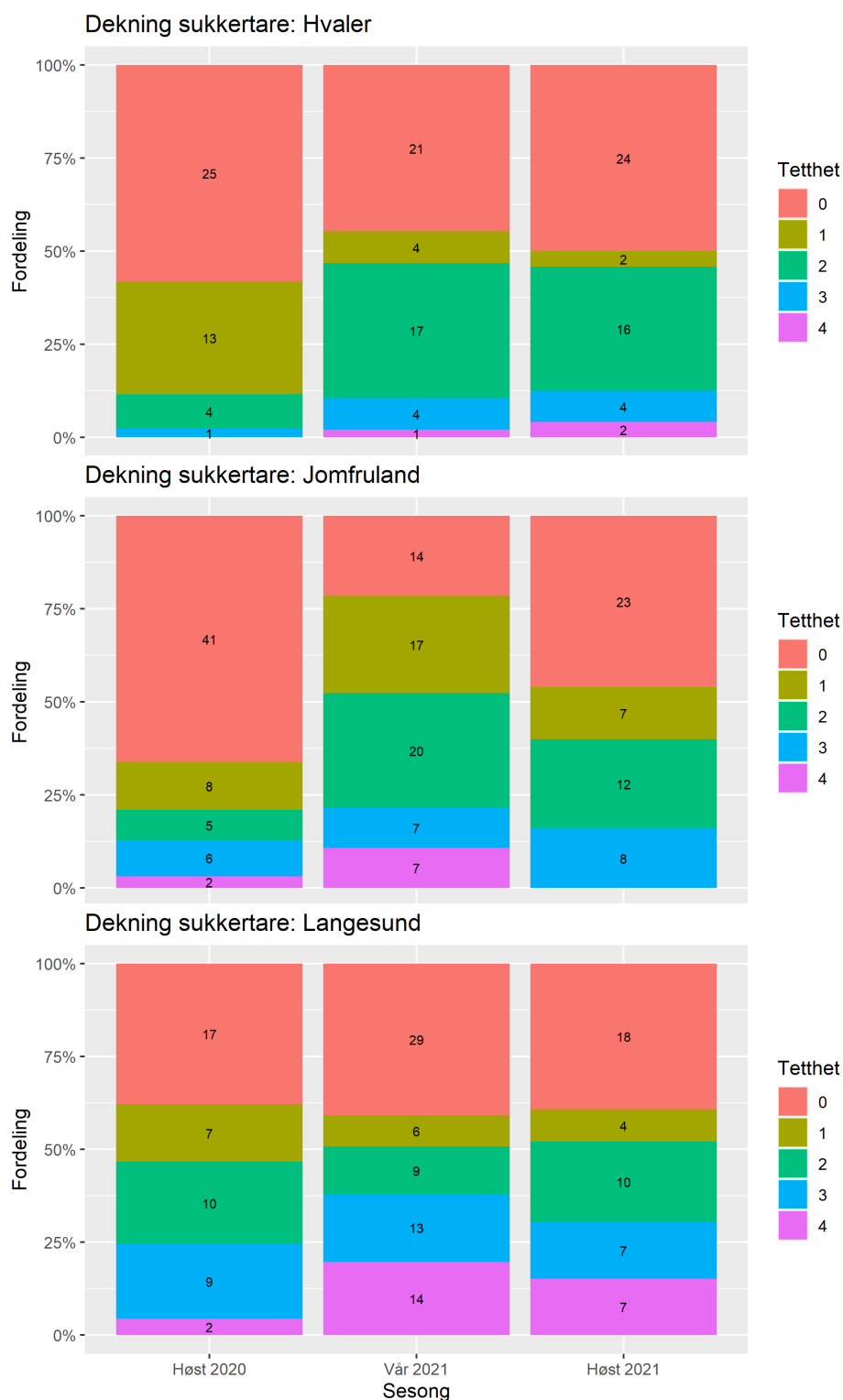
På Hvaler og Jomfruland var sukkertarens tetthet signifikant forskjellig mellom høsten 2020 og våren 2021, med høyere gjennomsnittlige tettheter på høsten 2020 enn på våren 2021 (**Tabell 8**). For Langesund var denne forskjellen ikke signifikant og gjennomsnittlig tetthet på høsten 2020 var relativt lik det vi fant på våren 2021 for alle områder. Det var generelt ingen forskjeller i tettheten mellom høsten 2020 og høsten 2021.

Tabell 8. Gjennomsnittlig tetthet for sukkertare over sesongen, presentert for de tre ulike områdene, p-verdier fra den statistiske sammenligningen basert på t-test og for fordelinger i tetthetsklasser (Fisher's test, tall i parentes). Siden vi her gjør 9 statistiske tester (3 perioder i 3 områder) korrigerer vi for dette ved å sette kritisk signifikant-verdi fra 0,05 til 0,0056 (dvs. $0,05/9 = 0,0056$) for å minske sjansen for falske positive resultater. Verdier som er signifikant med 0,0056 er vist med **.

	Gjennomsnittlig tetthet			p-verdier		
	Høst 20	Vår 21	Høst 21	Høst 20 vs. Vår 21	Høst 20 vs. Høst 21	Vår 21 vs. Høst 21
Jomfruland	0,7	1,6	1,1	<0.001** (<0.001**)	0,0808 (0,052)	0,0205 (0,0066)
Langesund	1,4	1,7	1,6	0,2772 (0,097)	0,4813 (0,4385)	0,7629 (0,7694)
Hvaler	0,6	1,1	1,1	0.0052** (0,0012**)	0,01 (0,0003**)	0,9231 (0,8936)

Et unntak var for Hvaler når vi så på fordelingen av punkter med de ulike tetthetsklassene og ikke for alle dataene samlet. I dette tilfellet fant vi en signifikant økning i tettheten av sukkertare. **Figur 15** illustrerer disse forskjellene og viser at det spesielt var mer spredt sukkertare og mindre av enkeltplantene høsten 2021 enn høsten 2020. Vi fant ingen tette/heldekkende forekomster av sukkertare høsten 2020. Det var ikke signifikant forskjell mellom våren og høsten 2021 for noen av disse områdene.

Figur 15 viser andelen av punktene som hadde sukkertare med ulike tettheter i de tre ulike periodene (høst 2020, vår 2021 og høst 2021), for hver av de tre områdene (Hvaler, Jomfruland og Langesund). For *Hvaler* er det en betydelig større andel av punktene som mangler sukkertare eller kun har enkeltindivider på høsten 2020 enn på våren og høsten 2021. I 2020 er spesielt andelen stasjoner med enkeltindivider av sukkertare betydelig høyere enn i 2021, mens det i 2021 (vår og høst) er flere punkter med spredt forekomst. For *Jomfruland* mangler en betydelig større andel av punktene sukkertare høsten 2020 enn i 2021, spesielt sammenlignet med våren 2021. I 2021 er andelen stasjoner med spredt forekomst av sukkertare betydelig høyere enn i 2020, akkurat som for Hvaler. Det er verdt å legge merke til at vi høsten 2021 ikke fant noen stasjoner med tett tareskog på Jomfruland, men at vi fant tett tareskog både på høsten 2020 og våren 2021. For Langesund ser det ut til at det på våren 2021 var mer tett tareskog enn på høsten 2020, men at det ellers var lite forskjeller med sesong i dette området, noe som også vises ved manglende signifikans i de statistiske sammenligningene (**Tabell 8**).



Figur 15. Andelen av punktene samlet inn i på Hvaler (øverst), Jomfruland (midten) og Langesund (nederst) som hadde sukkertare med ulike tettheter i de tre ulike periodene (høst 2020, vår 2021 og høst 2021). 0 = ingen sukkertare, 1 = enkeltforekomster, 2 = spredte, 3 = middels tett, 4 = tett/heldekkende. Tallene i søylene viser antallet datapunkter innen hver kategori.

Tettheten av sukkertare var ikke er signifikant forskjellig for Hvaler og Jomfruland (som er de to stasjonene som er lengst ute i fjorden) i noen av periodene (**Tabell 9**). Disse to områdene er altså relativt like med tanke på sukkertarens tetthet. Langesund (lenger inn i fjorden) var forskjellig fra Hvaler høsten 2020 og våren 2021. Høsten 2021 var det ingen forskjell i tetthet av sukkertare mellom de ulike områdene. Ser vi på forskjeller i forekomst av de ulike tetthetsklassene, ikke bare for alle dataene samlet, så ser vi en forskjell i tettheter mellom Langesund og de to andre områdene på våren 2021. Tettheten er generelt høyere i Langesund enn for de andre områdene.

Vedlegg D viser andelen av punktene med sukkertare med ulike tettheter for de ulike områdene, presentert for hver sesong.

Tabell 9. Gjennomsnittlig tetthet for sukkertare for de tre områdene, presentert for hver periode, p-verdier fra den statistiske sammenligningen basert på t-test og for fordelinger i tetthetsklasser (Fisher's test, tall i parentes). Siden vi her gjør 9 statistiske tester (3 perioder i 3 områder) korrigerer vi for dette ved å sette kritisk signifikant-verdi fra 0,05 til 0,0056 (dvs. $0,05/9 = 0,0056$) for å minske sjansen for falske positive resultater. Verdier som er signifikant med 0,0056 er vist med **.

	Gjennomsnittlig tetthet			p-verdier		
	Hvaler	Jomfruland	Langesund	Hvaler vs Jomfruland	Hvaler vs Langesund	Jomfruland vs Langesund
Høst 20	0,6	0,7	1,4	0,4 (0,114)	0.001** (0,005**)	0,007 (0,034)
Vår 21	1,1	1,6	1,7	0,038 (0,014)	0,042 (0,002**)	0,855 (0,001**)
Høst 21	1,1	1,1	1,6	0,919 (0,162)	0,111 (0,176)	0,083 (0,062)

3.2.2 Tettheten av begroingsalger

For variasjon i tettheten av begroingsalger/trådalger («lurv») på sukkertarebladene over sesongen var det store forskjeller i om man så på tetthetene samlet (med en t-test) eller om man så på forskjeller i de ulike tetthetsklassene (ved hjelp av Fisher's test), se **Tabell 10**. Ser man på tettheten samlet, så var høsten 2020 forskjellig fra våren 2021 for Langesund og Hvaler, Langesund hadde mer lurv på høsten 2020 enn våren 2021, mens Hvaler hadde mindre, ellers var det ingen signifikante forskjeller. Ser vi på analysene der de ulike tetthetene er vurdert, så er det i tillegg forskjell mellom høsten 2020 og høsten 2021 for Langesund (mer lurv på høsten 2020) og vår og høst 2021 for Hvaler (mer lurv på høsten). For *Hvaler* ser vi at det er en større andel av punktene som mangler lurv på høsten 2020 enn det vi finner på våren og til en viss grad høsten 2021 (**Figur 16**). På våren 2021 var det en relativt jevn fordeling mellom de ulike tetthetene av lurv, mens det tilsynelatende ble en mindre andel av stasjoner med lurv på høsten (selv om en del stasjoner fortsatt hadde middels tett med lurv). For *Jomfruland* var det ingen signifikante forskjeller mellom sesongen. Den største forskjellen var at det var betydelig tettere med lurv i 2020 enn i 2021. For *Langesund* ser vi relativt store variasjoner i alle tetthetsklassene, men det er en tendens til at det blir flere stasjoner med store mengder lurv (tett/heldekkende) og få stasjoner uten lurv mot høsten 2021, mens det våren 2021 var mange stasjoner uten lurv.

Tabell 10. Gjennomsnittlig tetthet for begroingsalger («lurv») over sesongen, presentert for de tre ulike områdene, p-verdier fra den statistiske sammenligningen basert på t-test og for fordelinger i tetthetsklasser (Fisher's test, tall i parentes). Siden vi her gjør 9 statistiske tester (3 perioder i 3 områder) korrigerer vi for dette ved å sette kritisk signifikant-verdi fra 0,05 til 0,0056 (dvs. $0,05/9 = 0,0056$) for å minske sjansen for falske positive resultater. Verdier som er signifikant med 0,0056 er vist med **.

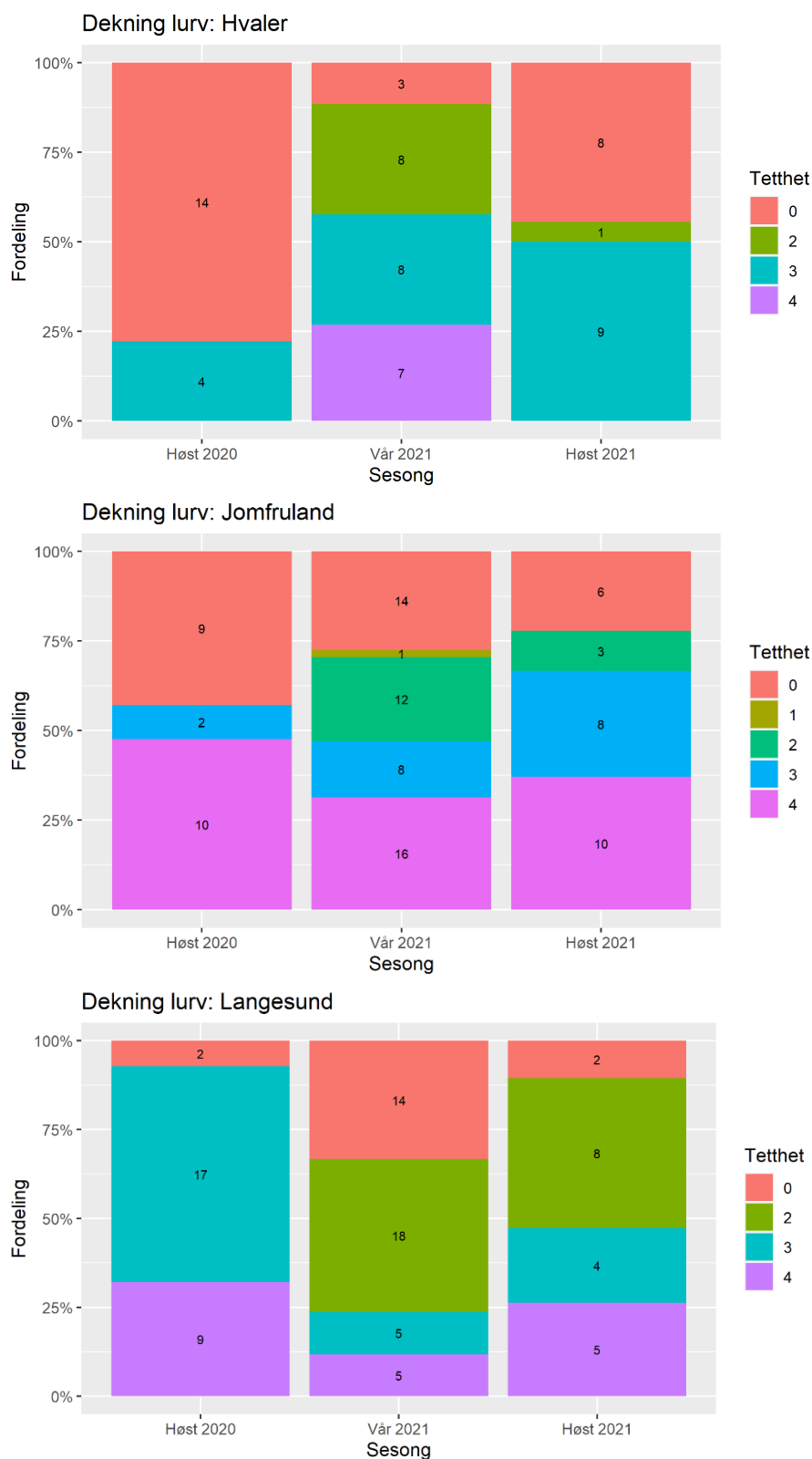
	Gjennomsnittlig tetthet			p-verdier		
	Høst20	Vår21	Høst21	Høst20 vs. Vår21	Høst20 vs. Høst21	Vår21 vs. Høst21
Jomfruland	2,19	2,22	2,59	0,9587 (0,053)	0,4463 (0,0955)	0,316 (0,4158)
Langesund	3,11	1,69	2,53	<0,001** (<0,001**)	0,0939 (0,0004**)	0,0221 (0,1642)
Hvaler	0,67	2,62	1,61	<0,001** (<0,001**)	0,0505 (0,0858)	0,0256 (0,0022**)

Tabell 11 viser at forskjellen mellom områder i mengde begroingsalger (lurv) på tarebladene varierer mellom når vi ser på gjennomsnittverdier og når vi ser på forskjeller i forekomst av de ulike tetthetsklassene. Når vi ser på gjennomsnittsverdier, så var tettheten av begroingsalger på høsten 2020 signifikant lavere på Hvaler enn i de to andre områdene, mens det ikke var noen forskjell på de to stasjonene på vestsiden av fjorden (Jomfruland og Langesund). Tettheten av lurv på tareblader på Hvaler var også forskjellig fra Langesund på høsten 2021, mens den var høyere enn Langesund på våren 2021. Ser man på forskjeller i forekomst av de ulike tetthetsklassene ser vi at det blir større forskjeller mellom stasjonene. Spesielt er det forskjellene mellom Langesund og Jomfruland som plukkes opp, der tettheten i Langesund var lavere enn på Jomfruland høsten 2020, mens den var høyere høsten 2021.

Vedlegg E viser andelen av punktene med begroingsalger på tareblad med ulike tettheter for de ulike områdene, presentert for hver sesong.

Tabell 11. Gjennomsnittlig tetthet for begroingsalger («lurv») for de tre områdene, presentert for hver periode, p-verdier fra den statistiske sammenligningen basert på t-test og for fordelinger i tetthetsklasser (Fisher's test). Siden vi her gjør 9 statistiske tester (3 perioder i 3 områder) korrigerer vi for dette ved å sette kritisk signifikant-verdi fra 0,05 til 0,0056 (dvs. $0,05/9 = 0,0056$) for å minske sjansen for falske positive resultater. Verdier som er signifikant med 0,0056 er vist med **.

	Gjennomsnittlig tetthet			p-verdier		
	Hvaler	Jomfruland	Langesund	Hvaler vs. Jomfruland	Hvaler vs. Langesund	Jomfruland vs. Langesund
Høst 2020	0,67	2,19	3,11	0,006 (0,001**)	<0,001** (<0,001**)	0,06 (<0,001**)
Vår 2021	2,62	2,22	1,69	0,229 (0,294)	0,006 (0,032)	0,091 (0,077)
Høst 2021	1,612	2,59	2,57	0,041 (0,009)	0,051 (0,001**)	0,872 (0,12)



Figur 16. Andelen av punktene samlet inn på Hvaler (øverst), Jomfruland (midten) og Langesund (nederst) som hadde begroingsalger (lurv) med ulike tettheter i de tre ulike periodene (høst 2020, vår 2021 og høst 2021). 0 = ingen lurv, 1 = enkeltforekomster, 2 = spredte, 3 = middels tett, 4 = tett/heldekkende. Tallene i søylene viser antallet datapunkter innen hver kategori.

3.2.3 Nedre voksegrense

Nedre voksegrense for sukkertare i Oslofjorden basert på data fra Nasjonalt program i perioden 2006, 2008 og 2009, varierte mellom 10,3 og 16,5 m (**Tabell 12**). På alle tre feltbesøk i dette prosjektet (høsten 2020, våren 2021 og høsten 2021) og i alle områdene registrerte vi nedre voksegrense på sukkertare. I og med at det var vanskelig å finne tilbake til eksakt samme punkt, så vil forskjellen/endringen i nedre voksgrense mellom område og periode være omtrentlige. Nedre voksegrense i denne undersøkelsen varierte mellom 5,8 og 16,2 m (**Tabell 12**). For Hvaler ser nedre voksegrense ut til å holde seg på omtrent 10 m, med unntak fra våren 2021, da nedre voksegrense kun var 5,8 m. I Langesund ligger nedre grense på ca. 12 m, men unntak av høsten 2020, da den var ca. 8 m. Ved Jomfruland var nedre voksegrense ca. 16 m de to første sesongene, men ca. 12 m høsten 2021. Resultatene antyder at nedre voksegrense varierer mellom år for alle områdene, med en forskjell på 4-5m.

Tabell 12. Dypeste observerte sukkertareobservasjon for de tre periodene og de tre områdene.

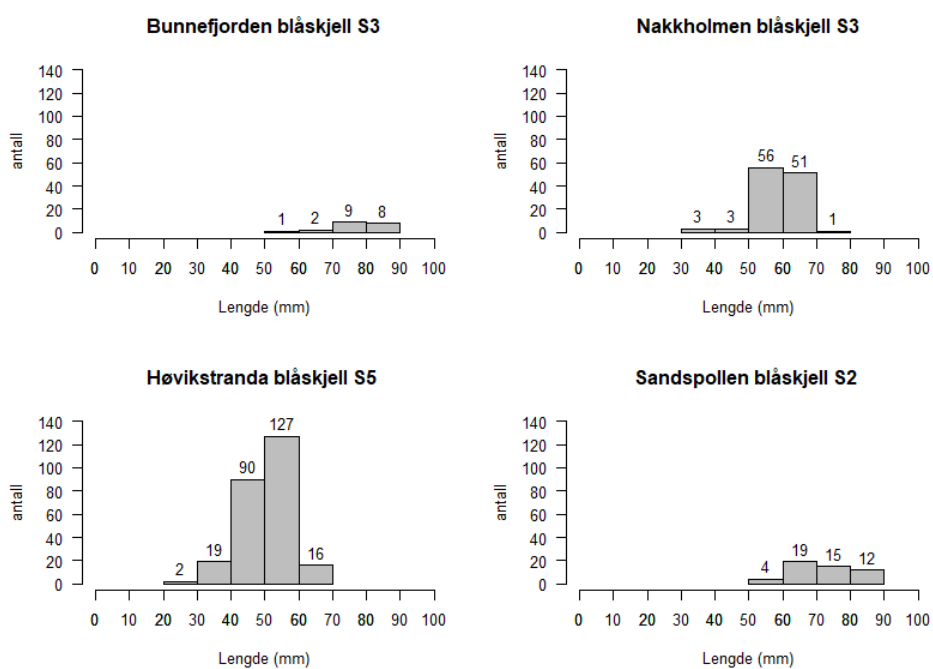
	Høst 2020	Vår 2021	Høst 2021	2006, 2008, 2009 (Nasjonalt program)
Hvaler	9,8	5,8	9,1	10,3
Langesund	8,1	11,8	13,1	12,1
Jomfruland	16,1	16,2	12,3	16,5 (Kragerø)

3.3 Egenskaper til undersøkte blåskjellbunner

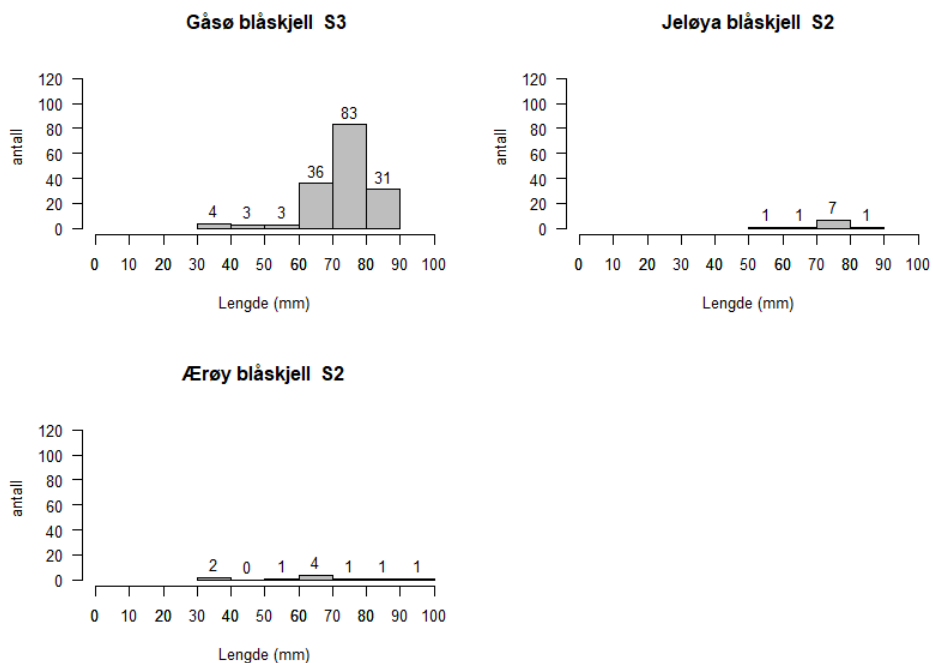
3.3.1 Størrelsesfordeling

På stasjonene Bunnefjorden, Jeløya, Ærøy og Gartafjorden ble det funnet svært få blåskjell, og de fleste var relativt store (>50 mm i lengde). Dette indikerer dårlig rekruttering av blåskjell på disse lokalitetene. På stasjonene Nakkholmen, Sandspollen og Gåsø var det også indikasjoner på sviktende rekruttering siden hovedandelen av skjellene var over 50 mm. Imidlertid var antallet blåskjell høyere sammenliknet med Bunnefjorden, Jeløya, Ærøy og Gartafjorden. På stasjonene Langestrand, Rollsøy og Høvikstranda ble det registrert en større spredning av lengdefordelingen av skjellene, med skall mellom 20- og 90 mm lengde.

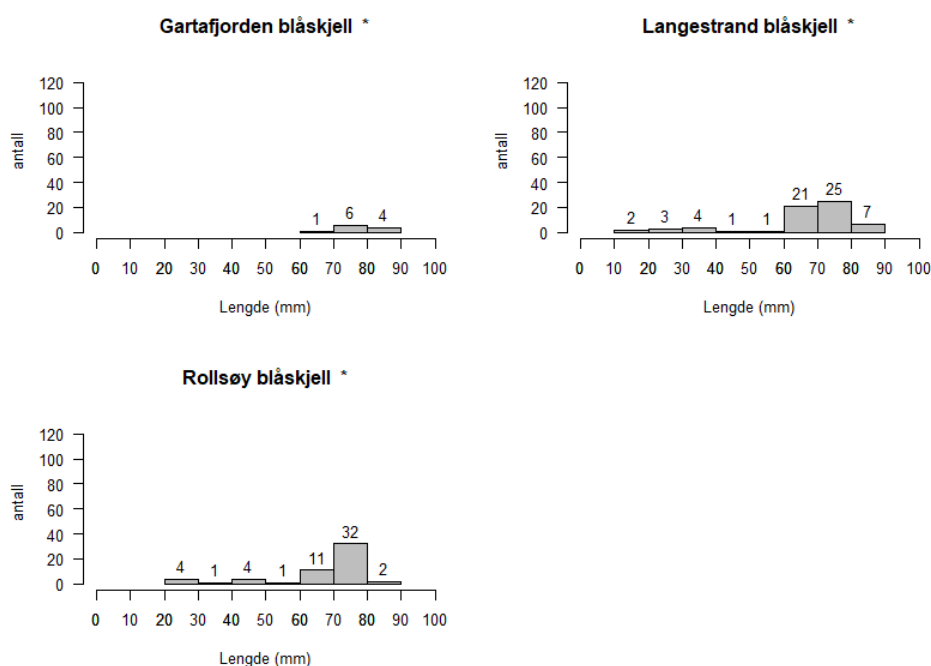
På Eidem og Nes på Vega ble det registrert en bred størrelsesfordeling blant blåskjellene, noe som tilsier god rekruttering. Det var få skjell over 50 mm, men dette kan ha naturlige årsaker da lokalitetene (til forskjell fra de i Sør-Norge) er eksponerte (**Figur 17 - Figur 20**). Det var ikke markante forskjeller basert på mål fra lengde og bredde mellom vår og høst (**Vedlegg F: Figur 1-Figur 4**)



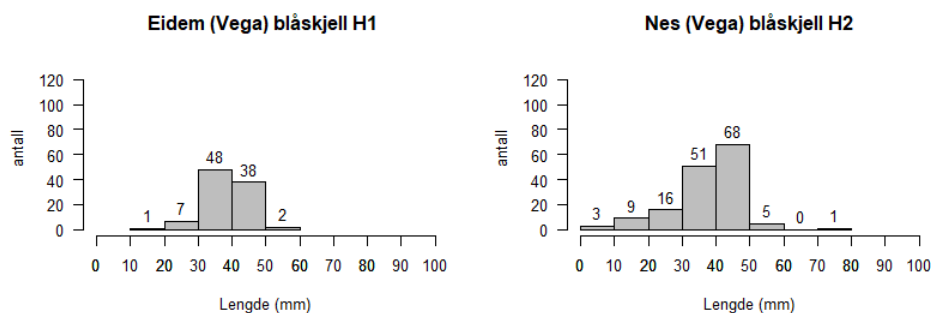
Figur 17. Histogram som viser antall skjell innen hver størrelsesgruppe på stasjoner i indre Oslofjord. S2 står for vanntype «moderat eksponert kyst», S3 står for «beskyttet kyst/fjord» og S5 «Sterkt ferskvannspåvirket fjord».



Figur 18. Histogram som viser antall skjell innen hver størrelsesgruppe på stasjoner i ytre Oslofjord. S2 står for vanntype «moderat eksponert kyst» og S3 står for «beskyttet kyst/fjord».



Figur 19. Histogram som viser antall skjell innen hver størrelsesgruppe på stasjoner i Agder. Tegnet «*» står for vanntype «Oksygenfattig fjord».



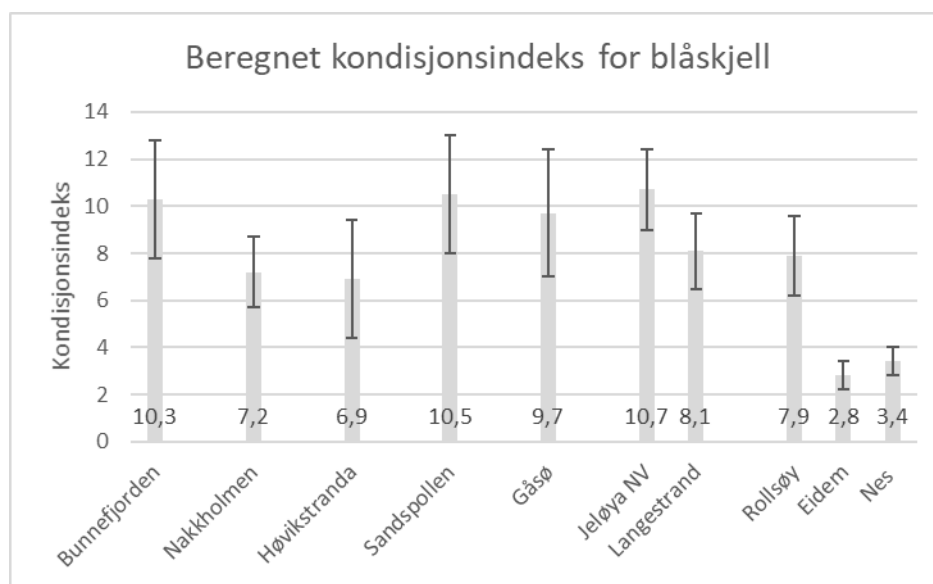
Figur 20. Histogram som viser antall skjell innen hver størrelsesgruppe på Vega. H1 står for «åpen eksponert kyst» og H2 står for «moderat eksponert kyst».

3.3.2 Kondisjonsindeks

Gjennomsnittlig kondisjonsindeks for vår og høst, samt total gjennomsnittlig kondisjon, for undersøkte skjell, er vist i **Tabell 13**. Eidem og Vega har lavere kondisjonsindeks enn resten av stasjonene som ble undersøkt i Agder (Langestrand og Rollså) og Oslofjorden (Bunnefjorden, Nakkholmen, Høvikstranda, Sandspollen, Gåsø og Jeløya). Stasjonene i Oslofjorden og Agder har overlappende standardavvik for kondisjonsindeksen, og er ikke signifikant forskjellige.

Tabell 13. Gjennomsnittlig kondisjonsindeks (KI), og standard avvik (stdav) for blåskjell beregnet per sesong og totalt (uavhengig av sesong). For indeksverdier markert med * er kun én sesong prøvetatt.

Stasjon	Sesong	KI	Stdav	Ant ind.	KI tot	Stdav tot
Bunnefjorden	vår	11,7	2,1	10	10,3	2,5
	høst	8,9	2	10		
Nakkholmen	vår	7,8	1,3	10	7,2	1,5
	høst	6,5	1,5	10		
Høvikstranda	vår	7	2,4	10	6,9	2,5
	høst	6,8	2,6	10		
Sandspollen	vår	11,2	2,7	10	10,5	2,5
	høst	9,7	2,1	10		
Gåsø	vår	10,6	3,1	10	9,7	2,7
	høst	8,8	1,8	10		
Jeløya NV	vår	10,7	1,7	10	10,7*	1,7*
Langestrand	vår	8,6	1,5	11	8,1	1,6
	høst	7,5	1,4	10		
Rollsøy	høst	7,9	1,7	9	7,9*	1,7*
Eidem	vår	2,8	0,6	10	2,8*	0,6*
Nes	vår	3,4	0,6	10	3,4*	0,6*



Figur 21. Gjennomsnittlig kondisjonsindeks for alle blåskjell samlet på undersøkte stasjoner i begge sesongene, med standardavvik.

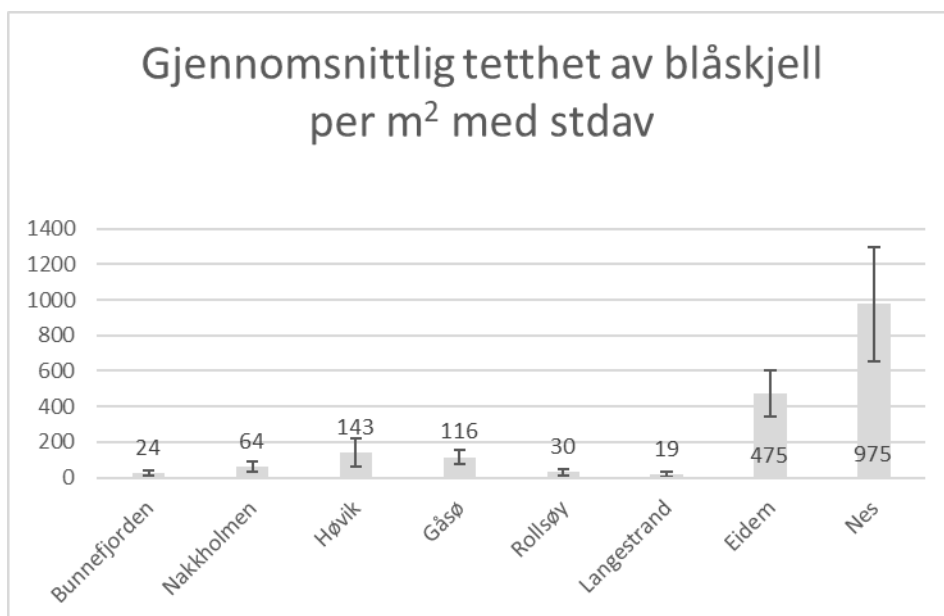
Det var ingen markante forskjeller i kondisjonsindeksen mellom stasjonene i Oslofjorden og Agder. Stasjonene Eidem og Nes på Vega har lavere kondisjonsindeks enn resten av stasjonene. Her var også de fleste skjellene noe mindre basert på lengdemål (**Figur 21**).

3.3.3 Tetthet

Høyest tetthet av blåskjell ble registrert på Vega på stasjonene Eidem og Nes. Det var også registrert høy tetthet av blåskjell på stasjonene Høvikstranda (Høvik) og på Gåsø (**Figur 23**).



Figur 22. Blåskjellbunnen på Nes ved Vega. Det var spredt forekomst av rødalger (til venstre) og et brunt, uidentifisert belegg på en del av skjellene (til høyre). Foto: Eli Rinde.



Figur 23. Beregnet tetthet per m² med standardavvik.

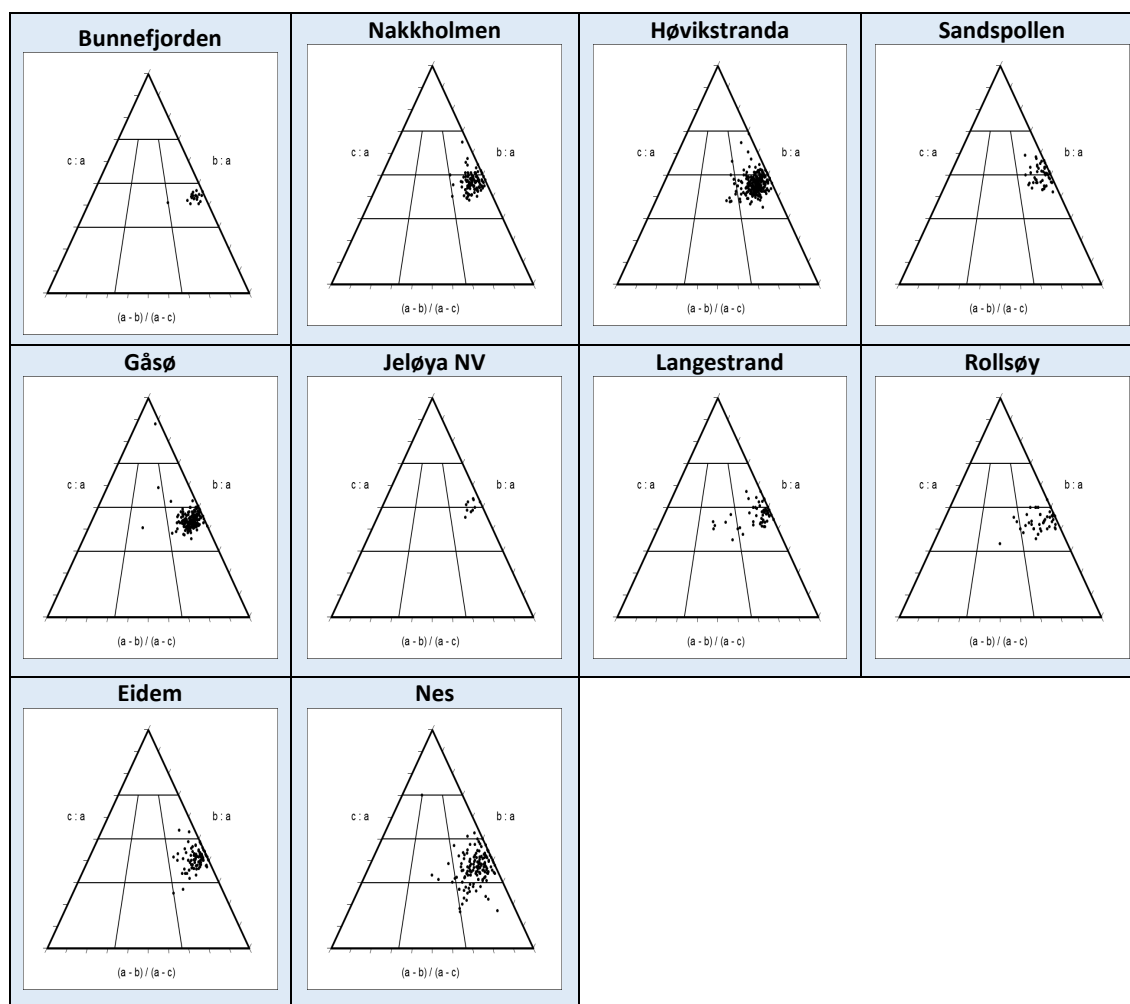
På stasjonene Eidem og Nes på Vega ble det også anslått dekningsgrad (**Tabell 14**). Lokaliteten på Nes hadde høyere dekningsgrad enn stasjonen på Eidem. Fra feltnotatene kommer det frem at rammene ble plassert på blåskjellbunnen hvor tettheten av blåskjell var høyest.

Tabell 14. Dekningsgrad av blåskjell på stasjonene Nes og Eidem på Vega.

Blåskjell	% dekningsgrad/m ²	stdav
Nes	88 %	19,1
Eidem	57,2 %	17,4

3.3.4 Formvariasjon

Resultatene fra tri-plottene viser at blåskjellene er avlange (**Figur 24**), og at det er noe forskjeller mellom stasjonene i hvor stor formvariasjonen er. Blåskjellene fra Langestrand og Nes ser ut til å ha litt mer formvariasjon (dekker flere formkategorier) enn blåskjellene på de øvrige lokalitetene.

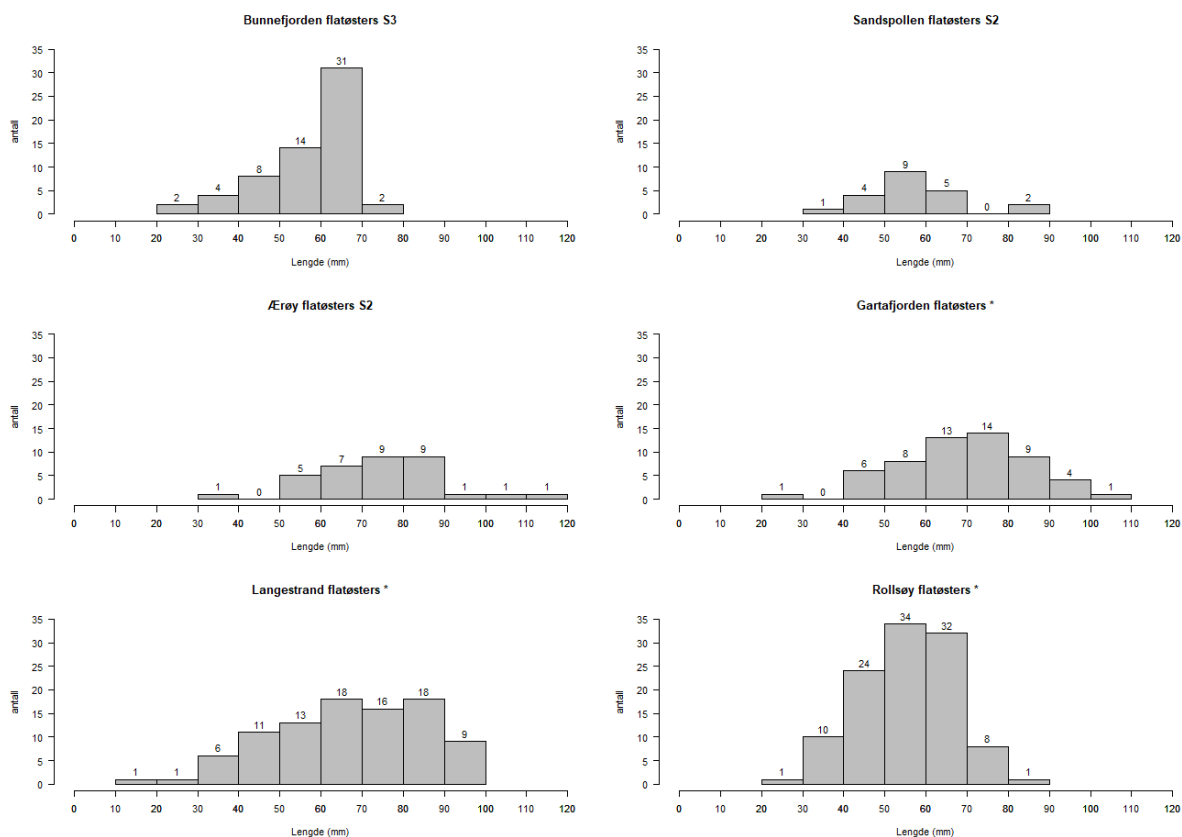


Figur 24. Tri-plott som viser formvariasjon hos blåskjell på stasjonene undersøkt i 2021.

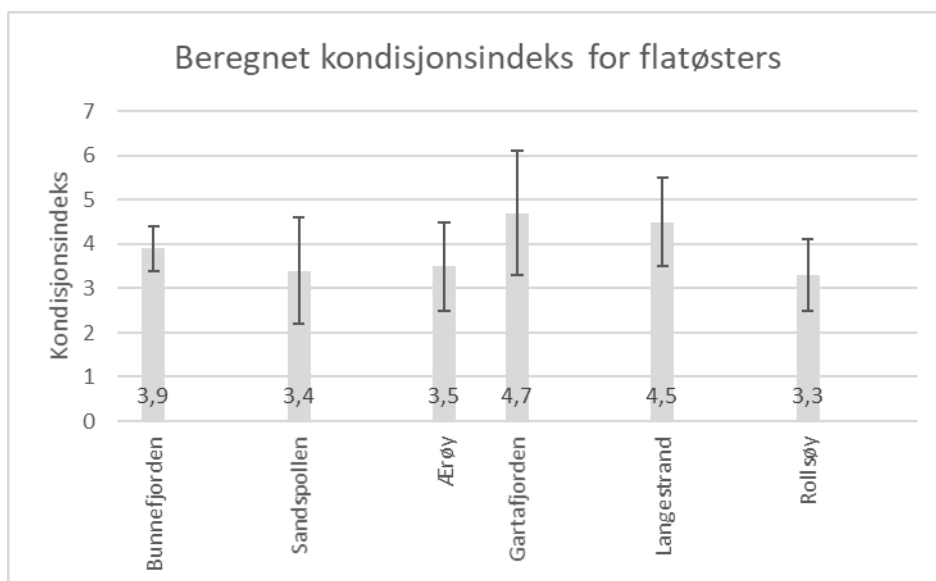
3.4 Egenskaper til undersøkte flatøstersbanker

I Sandspollen og på Ærøy var det få flatøsters i forhold til de andre stasjonene. Basert på lengdemål var de fleste skjellene over 50 mm, noe som tyder på dårlig rekruttering. Stasjonene i Bunnefjorden og i Agder (Langestrand, Gartafjorden og Rollsøy) viser en større spredning av størrelsesgrupper, og spesielt god fordeling av størrelsesgrupper fant vi på stasjonene Langestrand og Rollsøy (**Figur 25**). Det var ingen markant forskjell på størrelsesfordelingen mellom vår og høst (**Vedlegg F**, Figur 5 og Figur 6).

3.4.1 Størrelsesfordeling og kondisjonsindeks



Figur 25. Histogram som viser størrelsesfordeling basert på lengdemålinger hos flatøsters på stasjonene undersøkt vår og høst 2021. S2 står for vanntype «moderat eksponert kyst», S3 står for «beskyttet kyst/fjord» og * «Oksygenfattig fjord».



Figur 26. Beregnet gjennomsnittlig kondisjonsindeks for flatøsters med standardavvik. Tallet på søylene er den gjennomsnittlige kondisjonsindeksen.

Det ble beregnet kondisjonsindeks for vår og høst, samt total gjennomsnittlig kondisjonsindeks for blåskjell basert på feltinnsamlingene vår og høst 2021 (**Tabell 15**). Det er ingen markante forskjeller i kondisjonsindeksen på stasjonene og overlappende standardavvik (**Figur 26**).

Tabell 15. Gjennomsnittlig kondisjonsindeks (KI) for flatøsters, og standard avvik (stdav) beregnet per sesong og totalt (uavhengig av sesong). For indeksverdier markert med * er kun én sesong prøvetatt.

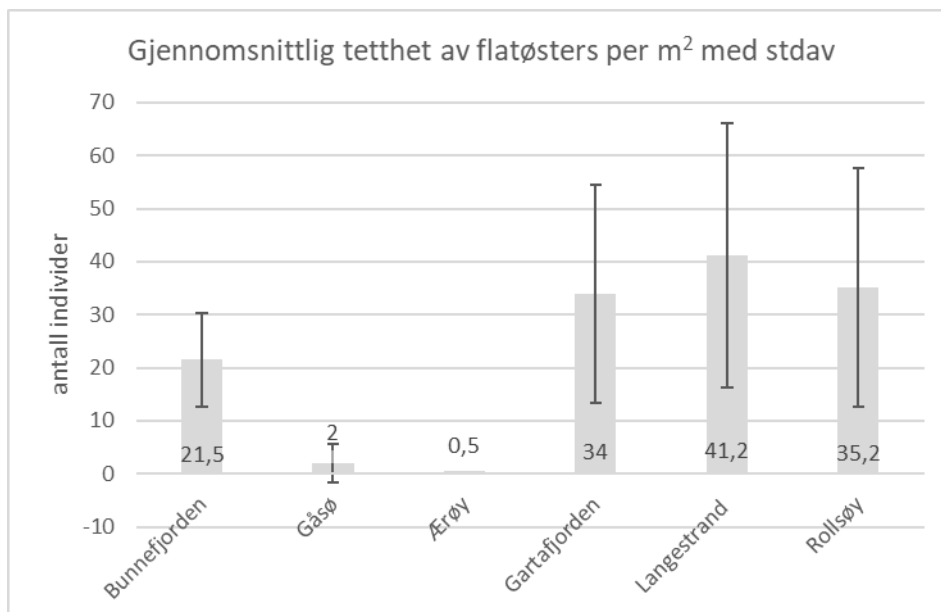
Stasjon	Sesong	KI	Stdav	Ant ind.	KI tot	Stdav tot
Bunnefjorden	vår	4	0,4	5	3,9	0,5
	høst	3,9	0,6	4		
Sandspollen	vår	4,1	1,2	5	3,4	1,2
	høst	2,1	0,6	5		
Ærøy	vår	3,5	1,0	5	3,5*	1,0*
Gartafjorden	vår	5,2	1,3	10	4,7	1,4
	høst	3,5	0,8	5		
Langestrand	vår	4,5	0,8	13	4,5	1
	høst	4,6	1,4	5		
Rollsøy	vår	3,8	0,7	5	3,3	0,8
	høst	2,7	0,4	5		

3.4.2 Tetthet

Det var høy tetthet av flatøsters på stasjonene i Agder (Langestrand, Gartafjorden og Rollsøy) og i Bunnefjorden.



Figur 27. Høy tetthet av flatøsters på Rollsøy (venstre) og Langestrand (høyre). Foto: Lise Tveiten (venstre), Siri Moy (høyre).



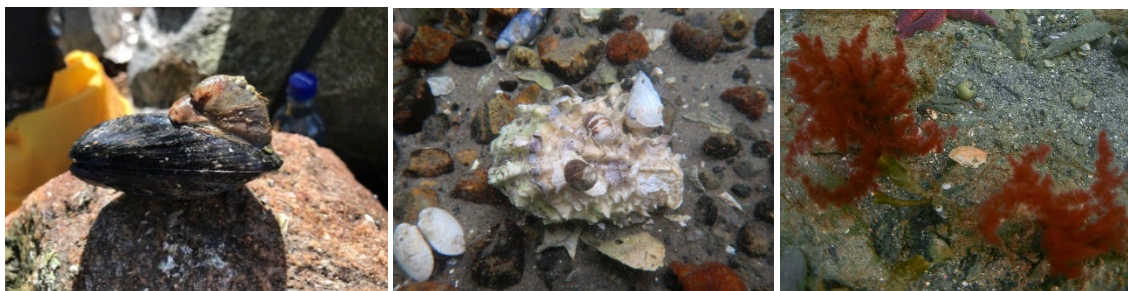
Figur 28. Gjennomsnittlig tetthet av flatøsters per m² med standardavvik.

3.5 Innslag av fremmede arter på muslingbunnene

Stillehavsøsters ble funnet med dominerende forekomst på stasjonene Høvikstranda og Gåsø. På stasjonene i Bunnefjorden, Sandspollen, Nakkholmen, Ærøy, Langestrand, Rollsøy og Gartafjorden ble arten registrert med spredt forekomst.

Tøffelsnegl (*Crepidula fornicata*) ble kun registrert på Gåsø som et enkeltfunn bestående av to snegler.

Den introduserte rødalgen strømgarn ble funnet som et enkeltfunn på Rollsøy.



Figur 29. Tøffelsnegl på blåskjell fra stasjon Gåsø i ytre Oslofjord august 2021, foto: Siri Moy (venstre). Stillehavsøsters fra stasjon i Agder, foto: Marijana Brkljacic (midt). C. Rødalgen strømgarn fra Fornebu (tatt i et annet prosjekt), foto: Janne Gitmark (høyre).

3.6 Egenskaper til helofytt-saltvannssumper

3.6.1 Storøykilen i Oslofjorden

Helofyttsumpen i Storøykilen besto av takrør, som dannet en enartsbestand (**Figur 30**) fra ca. 0,25 m dyp (**Figur 31**) og et godt stykke inn på land og med innslag av mer tørkekrevende strandeng-arter i indre deler. Den ytre delen av bestanden som står i sjøen hadde en midlere bestandsbredde på 2,3 m og et areal beregnet til 900 m², noe som utgjør 3% av den totale takrør-bestanden (**Tabell 16, Vedlegg G**). Substratet i området bestod av leire og saliniteten varierte fra 5 promille innerst ved elveosen til 19 promille ytterst. **Figur 32** viser hvordan leirbunnen så ut i prøvene som ble samlet for å undersøke faunaen.



Figur 30. Befaring i helofytt-saltvannssumpen ved Storøykilen ved snorkling og innsamlinger av sedimentprøver. Foto: Janne Gitmark



Figur 31. Takkørene står på svært grunt vann på de undersøkte lokalitetene, her illustrert fra sumpen ved Storøykilen. Foto: Eli Rinde.



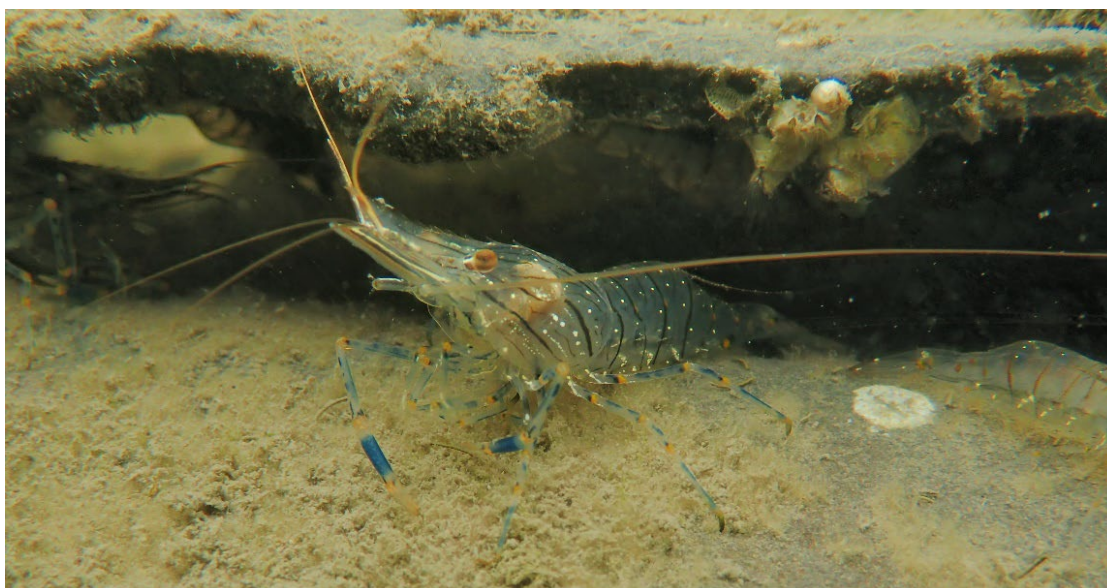
Figur 32. I Storøykilen ble det tatt 6 sedimentprøver for å se nærmere på hva slags dyr som lever i og utenfor en takrørsdominert lokalitet. Foto: Lise Tveiten

En oversikt over middelerdier og standardavvik til de målte parameterne i sumpen ved Storøykilen er gitt i **Tabell 16**.

Tabell 16. Egenskaper til makrohelofyttbestanden (takrør) i Storøykilen oppgitt som middelerverdier og standardavvik. Bestandens totale areal og andelen i sjøen er beregnet i GIS vha informasjon i Naturbasen for kartlagt forekomst av strandeng og strandsump, og ved bruk av Norge i Bilder. Framgangsmåten er vist i **Vedlegg G**.

	Storøykilen
Bestandens totale areal (m ²)	27 288
Bestandenes areal i sjøen (m ²)	900
Bestandsbredde i sjøen (m)	2,3 (0,8)
Ytre dybdegrense (cm)	25,7 (1,7)
Tetthet (antall skudd per m ²)	414,5 (261,9)
Stråtykkelse (cm)	0,6 (0,1)
Strå lengde (cm)	182 (25)

Det var generelt få arter og lite dyr i sedimentprøvene (**Tabell 17**), men det var markert flere dyr i nordvestre del. I nordvest var sedimentprøvene dominert av fjærmygglarver og flerbørstemark. Flerbørstemark, hjertemusling og sandskjell er alle arter som graver seg forholdsvis dypt ned i bunnsedimentet. Alle er vanlige arter på åpne mudderstrender uten vegetasjon. I sørøst var det flere arter på bunnoverflaten (epifauna) som brakkvannsrur, strandsnegl og muddersnegl. I alle områdene ble det også fanget fritt bevegelige arter som strandreker (**Figur 33**), strandkrabbe og leirkutling som er typiske gjester når sumpen er neddykket i vann.



Figur 33. Strandreke ved sumpen i Storøykilen. Foto: Eli Rinde.

Tabell 17. Bunnmateriale og organismer registrert i sedimentprøver fra Storøykilen 29. juni 2021. Prøver med kjerneprøvetaker og liten håv. * = arter fanget i liten håv.

Storøykilen NV (prøvepunkter: 4, 363-366)		
Bunnmateriale	Grus og enkelte småstein av mørk grå skifer. Litt plantefibre, forgrenede røtter, rester av bark og blad fra land. Stort skall av hjerteskjell, døde muddersnegl tydelig korroderte.	
Organismer	Antall	Kommentar
Svamp	1	lite fragment
Fjærmygglarve, Chironomidae	13	
Insekter		1 mygglarve, puppe
Flerbørstemark, <i>Hediste diversicolor</i>	10	
Flerbørstemark, <i>Alitta virens</i>	1	
Amfipode, <i>Monocorophium insidiosum</i>	1	Hunn med egg
*Strandkrabbe, <i>Carcinus maenas</i>	1	
Hjertemusling, <i>Cerastoderma edule</i>	1	
Skjell, <i>Macoma calcarea</i>	1	+ et dødt individ
Sandskjell, <i>Mya arenaria</i>	1	Lite individ
*Leirkutling, <i>Pomatoschistus microps</i>	2	1 individ i kjerneprøve i dårlig forfatning
Totalt 11 taksa	32 individer	
Storøykilen SØ (prøvepunkter: 1-2, 367-368)		
Bunnmateriale	Grus og enkelte småstein av mørk grå skifer. Mye planterester fra land, bark og delvis oppløste blad. Mye forgrenede røtter av takrør, noen biter av stengler av takrør. Skallrester av hjerteskjell, blåskjell, sandskjell og rur, enkelte døde muddersnegl og strandsnegl. Skall av muddersnegl var korroderte. Begroing av mikroalger på stein.	
Organismer	Antall	Kommentar
*Insekter		20 tege, 1 flue, 1 mygglarve, 1 trips
Flerbørstemark, <i>Hediste diversicolor</i>	1	
*Strandreke, <i>Palaemon adspersus</i>	3	
Brakkvannsrur, <i>Amphibalanus improvisus</i>	18	festet på stein og biter av tang
*Strandkrabbe, <i>Carcinus maenas</i>	2	1 juvenil
*Strandsnegl, <i>Littorina littorea</i>	1	
*Nettsnegl, <i>Tritia reticulata</i>	1	
*Muddersnegl, <i>Peringia ulvae</i>	3	
*Sandskjell, <i>Mya arenaria</i>	1	
*Leirkutling, <i>Pomatoschistus microps</i>	1	
Totalt 10 taksa	31 individer	
Storøykilen indre (prøvepunkt: 3) Bare prøve med liten håv (*)		
	Skall av døde hjertemuslinger i prøven	
*Insekter		1 mygglarve, 1 tege
*Leirkutling, <i>Pomatoschistus microps</i>	2	

3.6.2 Viernbukta

Helofyttsumpen i Viernbukta på Brønnøya var dominert av havsivaks i nordvest og vest, med en mindre bestand av takrør i nordøst (**Figur 34**). Den ytre delen av sumpen besto for det meste av havsivaks, og gikk ut til ca. 0,12 m vanddyp (**Tabell 18**). Bare en smal brem av bestanden, i snitt 2 m bred, står i sjøen. Bestanden i sjøen er beregnet til 1191 m², noe som utgjør 4 % av total bestand. På land står havsivaks i blanding med flere strandeng-arter, og i deler av bestanden er det innslag av takrør. Substratet i området bestod av leire og saliniteten varierte fra 17 til 20 promille.



Figur 34. Havsivaksbestanden i Viernbukta gikk ut til ca. 10 cm vanddyp. Foto: Eli Rinde.

Tabell 18. Egenskaper til makrohelofyttbestanden (havsivaks) i Viernbukta oppgitt som middelerverdier og standardavvik. Bestandens totale areal og andel ut i sjø er beregnet i GIS vha. informasjon i Naturbasen for kartlagt forekomst av strandeng og strandsump, og bruk av Norge i Bilder. Framgangsmåten er vist i **Vedlegg G**.

	Viernbukta
Bestandens totale areal (m ²)	28 896
Bestandenes areal i sjøen (m ²)	1191
Bestandsbredde i sjøen (m)	2,0 (1,2)
Ytre dybdegrense (cm)	12,3 (4,8)
Tetthet (antall skudd per m ²)	355 (117)
Stråtykkelse (cm)	0,5-0,6
Strållengde (cm)	119 (25,9)



Figur 35. I Viernbukta ble det målt tetthet, høyde og bredde av havsivaks, samt samlet inn fauna i sedimentprøver og ved bruk av håv. Foto: Lise Tveiten.

Det ble tatt 8 sedimentprøver i og utenfor sivkanten for å undersøke bunntype, sediment og hva slags fauna som var tilstede på grunt vann.



Figur 36. Eksempler på innsamlede sedimentprøver fra helofytt-saltvannsumpen i Viernbukta for undersøkelse av fauna. Foto: Lise Tveiten.

Området utenfor sumpen bestod stort sett av naken bløtbunn/mudderbunn, men på noen svært grunne banker var det spredt forekomst av salturt *Salicornia europaea* (**Figur 37**).



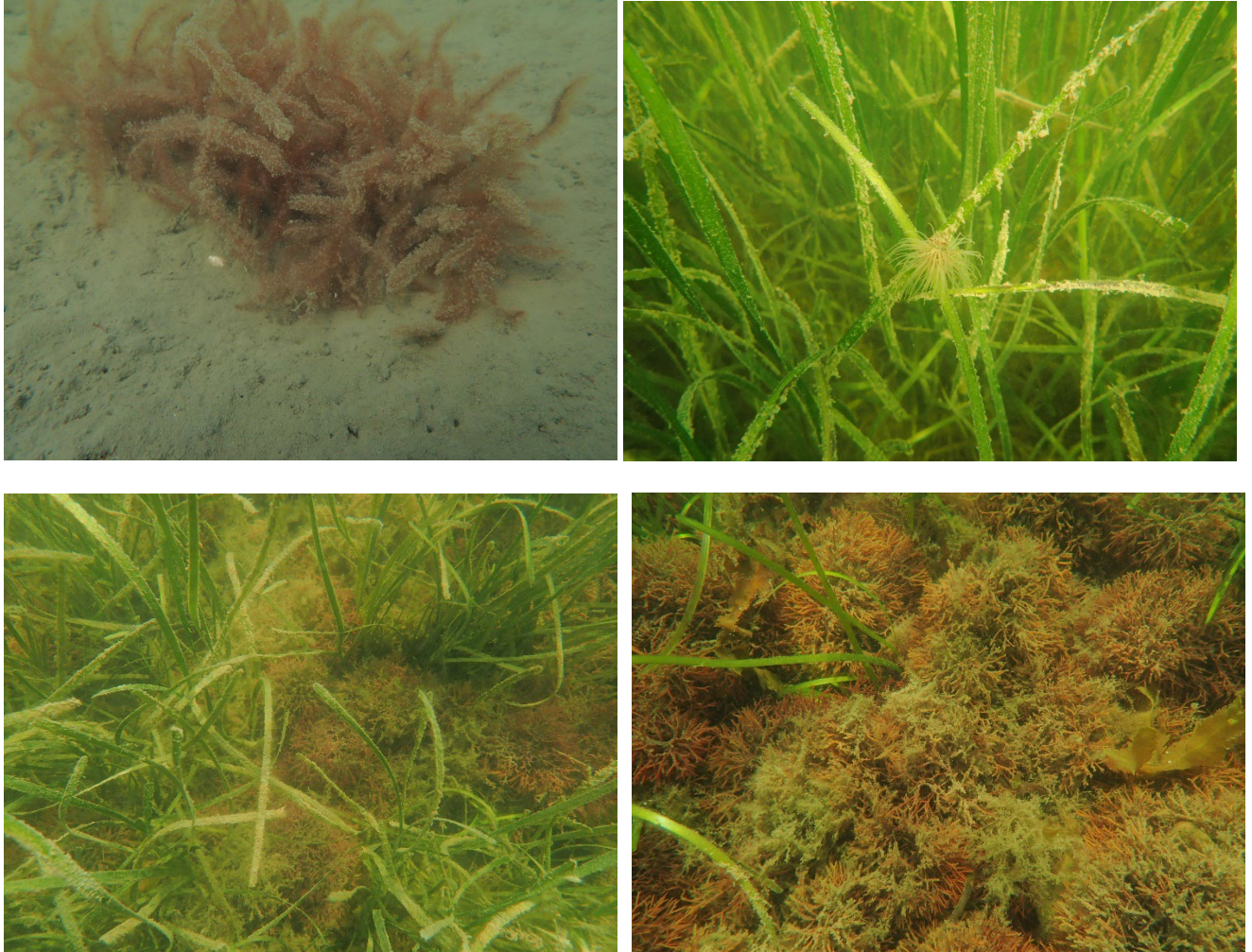
Figur 37. Spredt forekomst av salturt (*Salicornia europaea*) på grunn mudderbanke utenfor bestanden av havsivaks (*Bolboschoenus maritimus*) på vestsiden av Viernbukta. Innlimt foto viser substrattypen (leire) i området. Foto: Lise Tveiten.

Rett utenfor de grunneste partiene (på ca. 1 m dyp) var det flekker med strømgarn og løstliggende svartkluft (**Figur 38**). Det ble snorklet i ålegrasengen utenfor sumpen, der det også ble funnet mye løstliggende svartkluft, samt sagtang. I den tetteste delen av ålegrasengen var det lite lurv, men mye sediment på bladene (**Figur 38**).

Det var få arter i prøvene fra Viernbukta (**Tabell 19**). De viktigste artene var flerbørstemarken *Hediste* og amfipoden *Corophium*. Begge disse artene graver i bunnsedimentet og lager enkle rørsystemer. De er vanlige på åpne mudderstrender uten vegetasjon. I tillegg var det noen svært små muddersnegl og flere arter av fåbørstemark. Prøvene gir inntrykk av at det var mindre epifauna (arter og individer) enn i Storøykilen, men det er for lite materiale til nærmere sammenligning.

Tabell 19. Bunnmateriale og organismer registrert i prøver fra Viernbukta 30. juni 2021. Prøver med liten håv og kjerneprøvetaker. * = arter fanget i liten håv.

Viernbukta NV (prøvepunkter: 369-371) Bare prøver med kjerneprøvetaker.		
Bunnmateriale	Grå bløt mudder med planterester. Skall av døde hjerteskjell (ikke <i>Cerastoderma edule</i>), biter av rør av børstemarken <i>Pygospio elegans</i> .	
Organismer	Antall	Kommentar
Flerbørstemark, <i>Hediste diversicolor</i>	16	
Fåbørstemark, <i>Baltidrilus costatus</i>	1	
Amfipode, <i>Corophium volutator</i>	18	
Strandkrabbe, <i>Carcinus maenas</i>	1	juvenil
Viernbukta vest (prøvepunkter: 7, 372-375)		
Bunnmateriale	Litt grus og småstein av mørk grå skifer. Litt planterester fra land, noen sorte delvis nedbrutte biter av stengler av takrør. Enkelte døde strandsnegl.	
Organismer	Antall	Kommentar
*Insekter		1 mygglarve
Flerbørstemark, <i>Hediste diversicolor</i>	17	
*Fåbørstemark, <i>Paranais littoralis</i>	11	Inne i en delvis nedbrutt frøkapsel fra land
*Fåbørstemark, <i>Nais elinguis</i>	1	Inne i en delvis nedbrutt frøkapsel fra land
Amfipode, <i>Corophium volutator</i>	25	
Muddersnegl, Hydrobidae	4	svært små, juvenil
Blåskjell, <i>Mytilus edulis</i>	1	juvenil



Figur 38. Strømgarn og løstliggende svartkluft utenfor sumpen og i ålegrasengen ved Viernbukta. Ålegraset hadde lite begroingsalger/lurv, men var dekket av et tynt sedimentlag. Bildet øverst til høyre viser en ålegrassjørose på et ålegrasblad. Foto: Eli Rinde.

3.6.1 Nørholmkilen ved Grimstad

Helofyttsumpen i Nørholmkilen besto av et forholdsvis smalt belte av takrør avløst av et mindre område med havsivaks i søndre del (**Figur 39**). Den ytterste delen av bestanden strakk seg ut til omkring lavt lavvann, dvs. ca. 20 cm dyp, mens innerste del var på land over nivå for høyvann. Bestanden i sjøen er beregnet til 117 m², noe som utgjør 4 % av total bestand. Like bak sumpen var det et belte med løvtrær. Helt innerst i kilen hvor sumpen starter er det utløp av en bekk. Utenfor sumpen er det grunn og nesten flat mudderbunn med noe sandinnblanding. Ved befaring 23. oktober 2021 ble saltholdigheten i ytterkant av bestanden målt til 31 promille. Dette er en uvanlig høy verdi for indre kystområder på Sørlandet og representerer trolig en maksimumsverdi som kan forekomme i perioder med liten avrenning av ferskvann fra land. Karakteristiske data for helofyttbestanden er vist i **Tabell 20**.

Prøvetakingen ble foretatt i ytre del av bestanden av takrør, omkring fem meter fra overgangen til havsivaks. Sedimentprøven for undersøkelse av bunnfaunaorganismer ble tatt omkring 0,5 m inn fra de ytterste plantene (**Tabell 21**). Bunnen var delvis dekket av blad fra takrør og løstliggende tang under nedbrytning.

Tabell 20. Egenskaper til makrohelofyttbestanden i Nørholmkilen. Tetthet er middel av tre målinger mens strå lengde er middel av ti målinger, standardavvik i parentes. Målingene ble foretatt på senhøsten (23. oktober 2021). Bestandens totale areal og andel ut i sjø er beregnet i GIS vha. informasjon i Naturbasen for kartlagt forekomst av strandeng og strandsump, og ved bruk av Norge i Bilder. Framgangsmåten er vist i **Vedlegg G**.

	Nørholmkilen
Bestandens totale areal (m ²)	2 736
Bestandenes areal i sjøen (m ²)	117
Bestandsbredde i sjøen (m)	1,5
Ytre dybdegrense (cm)	15-20
Bestandsbredde på land (m)	3-12 m
Tetthet (antall skudd per m ²)	341 (31,2)
Stråtykkelse (cm)	0,5-0,7
Strå lengde (cm)	270 (36,7)



Figur 39. Helofyttsumpen i indre del av Nørholmkilen ved Grimstad. Hovedmengden av sumpen består av takrør. I forlengelsen av takrørbeltet er det et mindre område med havsivaks (til høyre for midten av bildet). Foto: Eivind Oug.

Tabell 21. Bunnmateriale og organismer registrert i sedimentprøve fra Nørholmkilen 14. sept 2021. Prøven ble tatt med stikkspade og representerer et areal på ca. 70 cm² (ca. 8 x 9 cm) til et dyp av 10 cm.

Bunnmateriale	Mørk klebrig sandholdig leir. Litt sandkorn med tynn begroing av trådformede grønnalger (<i>Ulothrix?</i>). Røtter av takrør og biter av stengler under nedbrytning. Rester av plantemateriale fra land.	
Organismer	Antall	Kommentar
Svamp	2	Fragmenter
Fjærmygglarve, Chironomidae	2	
Flerbørstemark, <i>Hediste diversicolor</i>	6	
Fåbørstemark, <i>Baltidrilus costatus</i>	3	
Amfipode, <i>Corophium volutator</i>	1	
Blåskjell, <i>Mytilus</i> , juv	1	
Muddersnegl, <i>Peringia ulvae</i>	135	Svært mange individer sterk korrodert
Strandsnegl, <i>Littorina littorea</i>	(7)	Døde skall

Sedimentprøven for bunnfauna inneholdt arter som dels er vanlige gravende former på mudderstrender og grunt vann (børstemarken *Hediste*, fåbørstemarken *Baltidrilus* og amfipoden *Corophium*) og dels er vanlig epifauna i godt beskyttede områder (muddersneglen *Peringia*). Fragmentene av svamp var løstliggende, men har trolig vært påvekst på stengler og småstein. Alle artene er tolerante for nedsatt saltholdighet.

Muddersneglen *Peringia* er en svært liten art som åpenbart får beskyttelse mot strøm og bølger i vegetasjonen, kanskje også mot predasjon fra fugl, bunnfisk og krabber. Svært mange av individene hadde betydelige korrosjonskader på skallet (**Figur 40**). Skallskadene har karakter av syreskader, men det er uklart hva som kan være årsak til en eventuell forsurening i miljøet.



Figur 40. Muddersneglen *Peringia ulvae* fra Nørholmkilen ved Grimstad. Venstre: Ett sterkt korrodert og ett normalt individ. Høyre: fire korroderte individer. Sneglenes skallhøyde ca. 5 mm. Foto: Rita Næss.

3.6.2 Engekilen ved Homborsund, Grimstad

Helofyttsumpen i Engekilen besto av et bredt belte av takrør *Phragmites australis* som strakk seg oppover land mot et gressbevokst jorde. På hver side var det smalere belter med løvtrær i bakkant. Indre del av Engekilen er et utstrakt grunnområde som delvis tørrelegges ved lavvann. Kilen har en smal og grunn åpning til åpen sjø og nedsatt vannutskiftning. Kilen er markert eutrofiert, og ved tidspunktet for prøvetakingen i september var det meste av grunnområdet dekket av flytende matter av grønnalger. Ved befaring 23. oktober ble saltholdigheten i ytterkant av bestanden målt til 30 promille. Dette er en uvanlig høy verdi for indre kystområder på Sørlandet og representerer trolig en maksimumsverdi.

Prøvetakingen ble foretatt i ytterkant av bestanden hvor den utgjør et smalt belte ved land (utenfor høyre bildekant på foto, **Figur 41**). Målte data for bestanden er gitt i **Tabell 22**. Sedimentprøve for undersøkelse av bunnfaunaorganismer ble tatt i ytre del av bestanden omkring 0,5 m inn fra de ytterste plantene. Bunnen var delvis dekket av blad fra takrør mens det var enkelte flak av flytende grønnalger mellom stråene av takrør.



Figur 41. Helofytt-saltvannssumpen i Engekilen ved Homborsund i Grimstad. Sumpen består av takrør som strekker seg fra et utstrakt grunnområde og opp på land. Foto 23 oktober 2021, Eivind Oug.

Tabell 22. Egenskaper til makrohelofyttbestanden (takrør) i Engekilen. Tetthet er middel av tre målinger mens strå lengde er middel av ti målinger, standardavvik i parentes. Målingene ble foretatt på senhøsten (23 oktober 2021).

	Engekilen
Bestandens totale areal (m ²) *	3181
Bestandenes areal i sjøen (m ²)	80,6
Bestandsbredde i sjøen (m)	1,5 - ?
Ytre dybdegrensning (cm)	25-30
Bestandsbredde på land (m)	2- >50 m
Tetthet (antall skudd per m ²)	350 (20,4)
Stråtykkelse (cm)	0,6-0,7
Strå lengde (cm)	266 (27,6)

Tabell 23. Organismer registrert i sedimentprøve fra Engekilen 14. sept 2021. Prøven ble tatt med stikkspade og representerer et areal på ca. 70 cm² (ca. 8 x 9 cm) til et dyp av 10 cm.

Bunnmateriale	Mørk brun sandholdig leir. Røtter av takrør og biter av stengler under nedbrytning. Rester av plantemateriale fra land. Svak lukt av hydrogensulfid.	
Organismer	Antall	Kommentar
Svamp	2	Fragmenter
Fjærmygglarve, Chironomidae	28	Noen larver i rør - flosset mudderrør
Flerbørstemark, <i>Hediste diversicolor</i>	1	
Fåbørstemark, Enchytraeidae	8	
Fåbørstemark, <i>Baltidrilus costatus</i>	7	
Fåbørstemark, <i>Tubificoides</i> sp.	16	
Isopode, <i>Jaera</i> sp.	1	
Muddersnegl, <i>Peringia ulvae</i>	59	Svært mange individer sterk korrodert
Strandsnegl, <i>Littorina littorea</i>	(1)	Dødt skall

Sedimentprøven inneholdt i hovedtrekk samme fauna som prøven i Nørholmkilen, men det var flere fjærmygglarver og flere arter av gravende fauna (fåbørstemark) tilstede (**Tabell 23**). Muddersneglen *Peringia* var dominerende også i Engekilen. Nesten alle individene var sterkt korroderte med samme korrosjonsskader som i Nørholmkilen. Fragmentene av svamp var løstliggende, men har trolig vært påvekst på stengler og småstein. Alle artene er tolerante for nedsatt saltholdighet.

Ved prøvetakingen ble det observert mye strandreker og juvenile flyndrer på bløtbunnen like utenfor ytterkanten av takrørbeltet. Dette er svømmende arter som trolig søker skjul i vegetasjonen. Det ble også sett mange strandsnegl og en større sjøstjerne (korstroll *Asterias rubens*) krypende på bunnen.

3.6.3 Faunasammensetning og naturmangfold

I helofytt-saltvannssumpene kan det være tre faunakomponenter: gravende dyr som sitter nede i bunnsedimentet (infauna), dyr som lever på sedimentoverflaten (epifauna) og dyr som sitter på stengler av helofyttene (påvekst). I tillegg vil mobile dyr (strandreker, krabber, småfisk) bevege seg inn i sumpen når denne er neddykket i vann.

Alle sedimentprøvene viste at faunaen nede i sedimentet (infauna) besto av arter som også er vanlige på åpne mudderstrenger uten vegetasjon. Prøvene tyder med det på at det ikke er en annen type fauna i helofyttsumpene enn hva som finnes i grunn mudderbunn. Men det bør tas forbehold for fåbørstemark som generelt ikke identifiseres i marine bunnprøver og hvor kunnskapsgrunnlaget er svakt. Som hovedgruppe er fåbørstemark vanligst i terrestre og limniske systemer med mye organisk materiale. Kanskje kan funn av enchytraeider (Engekilen) (typiske kompostmark) og *Paranaïs* (Viernbukta) være tegn på at det i helofyttsumpene finnes arter som ikke er vanlige i åpne bløtbunns områder.

Faunaen på bunnen (epifauna) besto også av arter som forekommer på åpne mudderstrenger. Prøvene tyder imidlertid på at disse kan finnes i større tetthet (f.eks. muddersneglen og fjærmygglarver) i helofyttsumpene enn på åpen mudderbunn, som kan være en følge av at helofyttene gir beskyttelse mot bølger og bunnstrømmer, kanskje også mot predasjon fra fisk og fugl. Beskyttelse mot predasjon kan også gjelde for mobile arter som strandreker, strandkrabber og småfisk (kutlinger og juvenile flyndrer). Prøvene fra havsivaksbestandene i Viernbukta inneholdt mindre epifauna enn prøvene fra takrørbestandene i Storøykilen og Grimstadorrådet. Hvorvidt dette er tilfeldig utslag ved enkel prøvetaking eller et faktisk forhold må i så fall undersøkes nærmere.

Det ble heller ikke funnet mange påvekstarter (fauna) på stengler på helofyttene. Svamp kan ha vært festet nederst på stenglene, men også dette er noe som nok må undersøkes nærmere, kanskje helst for helofytter som står ytterst i bestandene og med røtter og nedre del av stenglene permanent neddykket.

Det framkom ingen spesielle gradienter mot salinitet. Alle artene er generelt tolerante for varierende saliniteter, og de undersøkte lokalitetene ligger alle i områder hvor saltholdigheten kan variere (til dels mye) både daglig og gjennom året. Det kan tenkes at helofyttsummer i permanente brakkvannssystemer (slik som Landvikvannet og Reddalsvannet ved Grimstad) eller helt innerst i utstrakte summer kan ha annen artssammensetning.

3.7 Egenskaper til ruglbunn

3.7.1 Utbredelse og avgrensing av de registrerte forekomstene

Basert på observasjonene fra undervannsdroppkamera har vi avgrenset *verifiserte forekomster* av ruglbunn på alle undersøkte lokalitetene, dvs. ved Søla (**Figur 42**), Trappa (**Figur 43**), Valløy (**Figur 44**) og Eidem (**Figur 45**). Basert på flyfoto fra Norge i Bilder har vi også avgrenset et stort område med potensiale for ruglbunn ved Søla (**Figur 42**). De mørke, fjærlignende skyggene i sundene ved Søla kan gi en god indikasjon på hvor det kan ha forekommet løstliggende ruglklumper på det tidspunkt bildet ble tatt. Utbredelsen til ruglbunnen i slike områder med mange sund og stor tidevannsforskjell vil sannsynligvis variere med strømhastigheter og stormhendelser, og avgrensingen i et gitt tidspunkt/periode vil representere et av flere mulige mønstre, selv om kjerneutbredelsen til ruglbunnen sannsynligvis vil bli fanget opp. Ruglbunnen ved Trappa forekom ned til ca. 17 m dyp. Det var ikke mulig å bruke flyfoto til å avgrense ytterkanten av denne forekomsten. I stedet benyttet vi 20 m koten som hjelp til avgrensing mot dypere vann (**Figur 43**).



Figur 42. Oversikt over registrerte forekomster av ruglbunn nord for øya Sjøla (rosa omriss) og potensialet for en stor ruglbunn i området basert på Norge i bilder foto (blått omriss). Registrert forekomst (rosa punkter) og fravær (hvite punkter) av ruglbunn ved bruk av undervannsdroppkamera er inkludert. Figur: Eli Rinde/NIVA-2021.



Figur 43. Oversikt over den registrerte forekomsten av ruglbunn ved Trappa på vestsiden av Vega (rosa omriss). Et utsnitt av 20-m dybdekoten er vist som stiplet blå linje basert på data fra Sjøkartverket. Registrert forekomst (rosa punkter) og fravær (hvite punkter) av ruglbunn ved bruk av undervannsdroppkamera er inkludert. Brune punkter viser tett forekomst av sukkertare. Bakgrunnskart: Norge i bilder. Figur: Eli Rinde/NIVA-2021.



Figur 44. Oversikt over den registrerte forekomsten av ruglunn ved Valløy på nordvestsiden av Vega (rosa omriss). Registrert forekomst (rosa punkter) og fravær (hvite punkter) av ruglunn ved bruk av undervannsdroppkamera er inkludert. Bakgrunnskart: Norge i bilder. Figur: Eli Rinde/NIVA-2021.



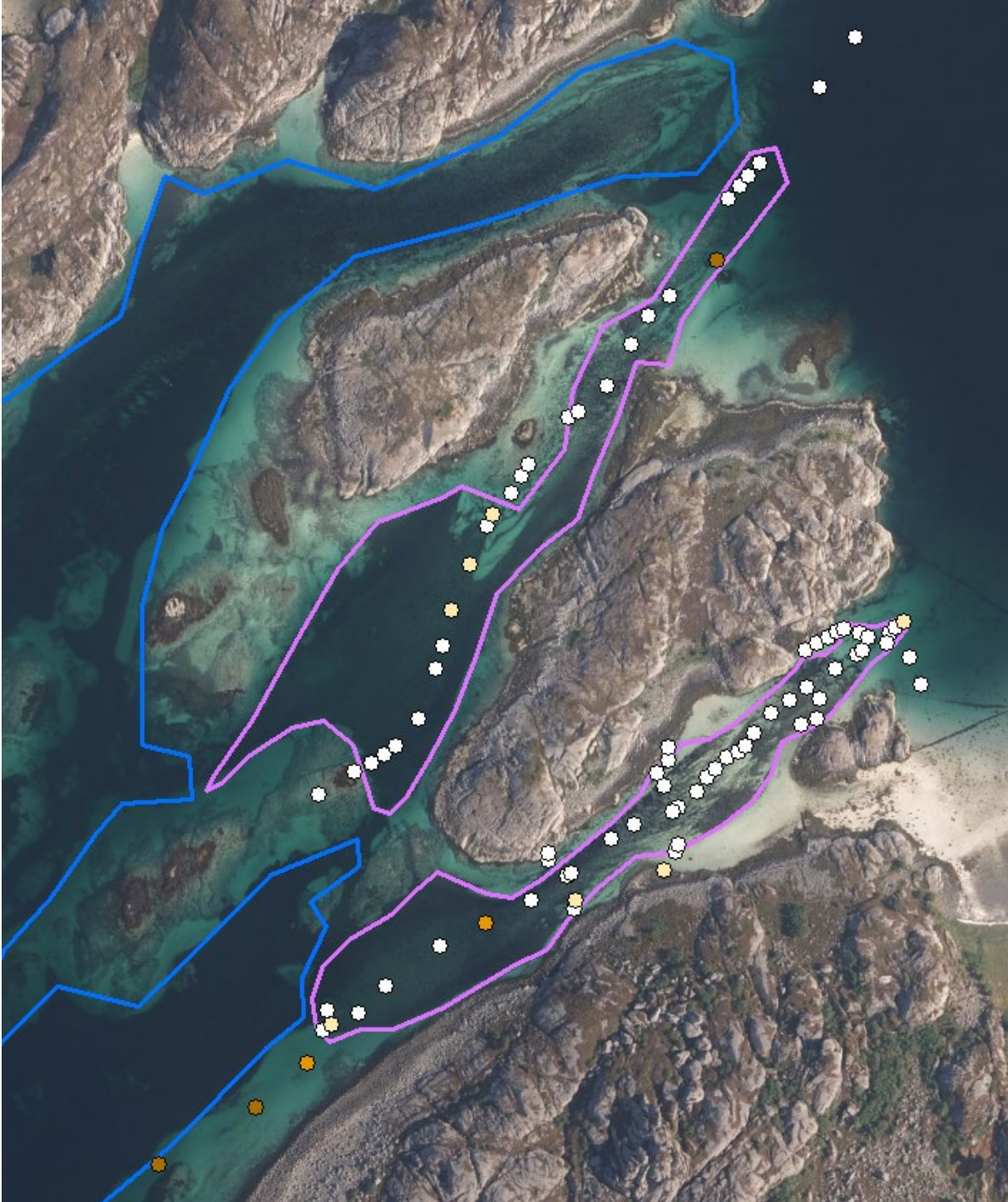
Figur 45. Oversikt over den registrerte forekomsten av ruglunn ved Eidem på sørsiden av Vega (rosa omriss). Registrert forekomst (rosa punkter) og fravær (hvite punkter) av ruglunn ved bruk av undervannsdroppkamera er inkludert. Bakgrunnskart: Norge i bilder. Figur: Eli Rinde/NIVA-2021.

Det samlede arealet til disse kartlagte ruglbunnene er 970 000 m² (**Tabell 24**). Den potensielle forekomsten ved Sjøla utgjør ca. 30% av dette arealet.

Tabell 24. Oversikt over arealutbredelsen til de kartlagte ruglbunn-forekomstene ved Sjøla, Valløy, Trappa og Eidem ved Vega, samt arealet av den potensielle ruglbunnen ved Sjøla.

Lokalitet	Areal (m ²)
Potensiell ruglbunn Sjøla nord	264 932
Sjøla nord grunne	15 419
Sjøla nord sund	21 747
Trappa (Vega vest)	383 324
Valløy (Vega nordvest)	2 270
Eidem (Vega sør)	283 225
Sum	970 916

Figur 46 til **Figur 49** gir oversikt over observert forekomst av trådalger i de kartlagte ruglbunnene. Det ble observert lav forekomst av trådalger i sundene ved Sjøla og Valløy, og større forekomst av trådalger i de store ruglbunnene ved Trappa og Eidem. I disse ruglbunnene var det enkelte steder flekkvis høy tetthet av trådalger.



Figur 46. Oversikt over registrert forekomst av trådalger i ruglbunnene ved Sjøla. Hvite punkter representerer fravær av trådalger, oransje representerer spredt til vanlig forekomst, og mørkebrune punkter angir vanlig til dominerende forekomst. Trådalgene registrert ved Sjøla var hovedsakelig marptau. Bakgrunnskart: Norge i bilder. Figur: Eli Rinde/NIVA-2021.



Figur 47. Oversikt over registrert forekomst av trådalger i ruglbunnen ved Trappa på vestsiden av Vega. Hvite punkter representerer fravær av trådalger, oransje representerer spredt til vanlig forekomst, og mørkebrune punkter angir vanlig til dominerende forekomst. Bakgrunnskart: Norge i bilder. Figur: Eli Rinde/NIVA-2021.



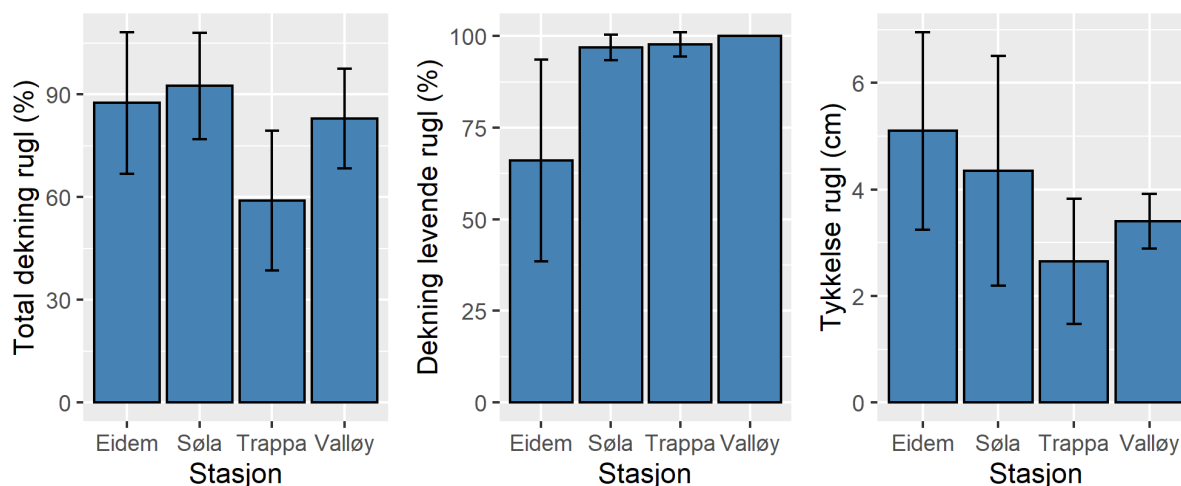
Figur 48. Oversikt over registrert forekomst av trådalger i, og nær ruglbunnen ved Valløy på nordvestsiden av Vega. Hvite punkter representerer fravær av trådalger, oransje representerer spredt til vanlig forekomst, og mørkebrune punkter angir vanlig til dominerende forekomst. Bakgrunnskart: Norge i bilder. Figur: Eli Rinde/NIVA-2021.



Figur 49. Oversikt over registrert forekomst av trådalger i, og nær ruglbunnen ved Eidem på sørsiden av Vega. Hvite punkter representerer fravær av trådalger, oransje representerer spredt til vanlig forekomst, og mørkebrune punkter angir vanlig til dominerende forekomst. Bakgrunnskart: Norge i bilder. Figur: Eli Rinde/NIVA-2021.

3.7.1 Dekningsgrad og tykkelsen til ruglbunnen

Ruteregistreringene utført ved dykking viste at av de undersøkte ruglbunnene hadde høy dekningsgrad med 80-100 % dekning (**Figur 50**). Den øvrige delen av ruglbunnene bestod av sandbunn. På stasjonene Søla, Trappa og Valløy var ruglbunnen dominert av levende rugl, mens det i Eidem forekom partier med død rugl. Tykkelsen av ruglbunnene varierte fra 1 til 8 cm, og bestod hovedsakelig av levende rugl. Lokaliteten ved Trappa hadde det tynneste ruglaget og Eidem det tykkeste (**Figur 50**).

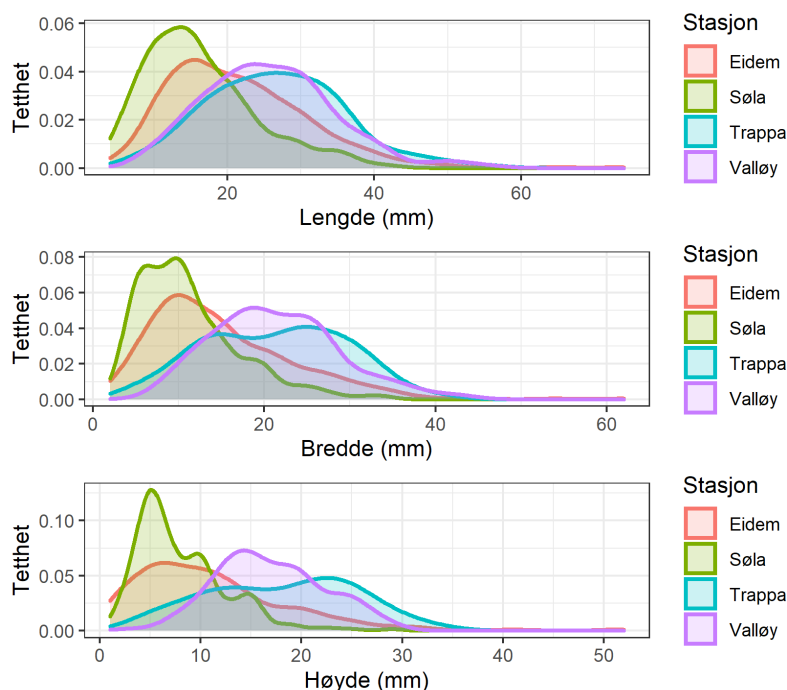


Figur 50: Total dekningsgrad (%) av rugl, andel levende rugl av total dekningsgrad (%), og tykkelsen av ruglbunnen på de ulike stasjonene (cm). Søylene viser gjennomsnittsverdier \pm standardavvik. Siden størsteparten av den observerte ruglen var levende, var det ingen forskjell i tykkelse på levende og død rugl.

3.7.2 Rugldannende arter og størrelsesfordeling

DNA-analysene viste at de innsamlede ruglklumpene ved Trappa og Valløy var dannet av en kalkalgeart, *Lithothamnium glaciale*, og at ruglklumpene ved Eidem og Søla var dannet av to arter; *L. glaciale* og *L. erinaceum*. *L. erinaceum* utgjorde henholdsvis 3 (av 10) og 6 (av 9) blant prøvene fra Eidem og Søla. To av prøvene (en fra Trappa og en fra Eidem) ga et noe usikkert resultat, men er antatt å være *L. glaciale*. Informasjon om resultatene fra DNA-analysene, samt foto av prøvene og deres artsidentitet, er vist i **Vedlegg H**.

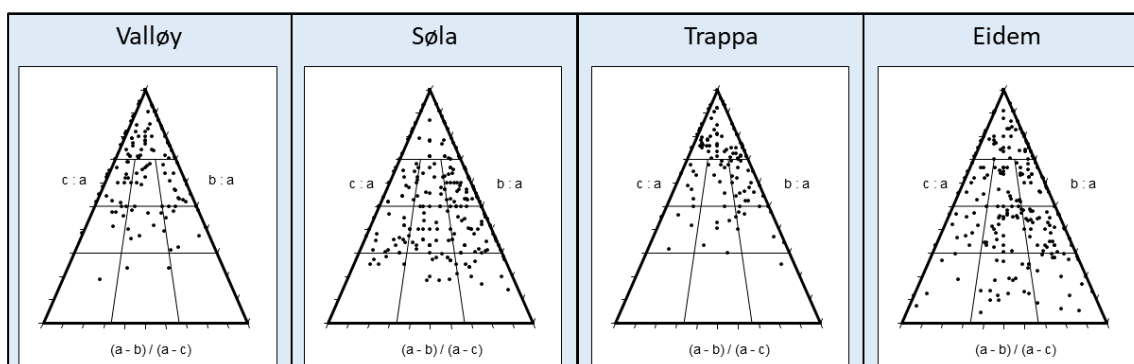
Størrelsesfordelingen av rugl-klumpene viser at de fleste klumpene er fra 0.5 til 4 cm, men at det er enkelte store klumper (>40 mm lengde) på alle lokalitetene (observasjoner til høyre i plottet, **Figur 51**). Maksimum lengde for klumpene på Søla var imidlertid kun 42 mm. Ruglklumpene ved Søla og Eidem hadde en større andel små klumper enn ruglbunnene ved Trappa og Valløy. De største ruglklumpene ble funnet ved Eidem.



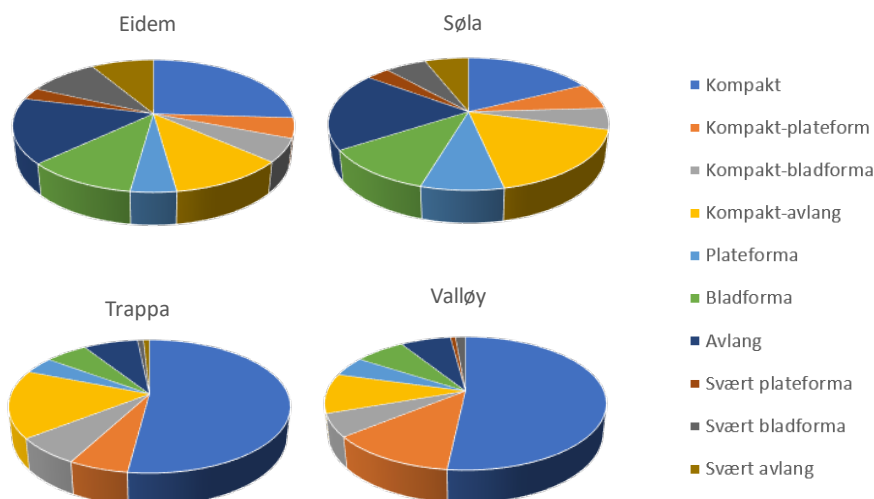
Figur 51: Størrelsesfordelingen av rugklumper samlet fra stasjonene Eidem, Sjøla, Trappa og Valløy ved Vega, basert på fordelingen langs hver av de tre aksene (lengde, bredde, høyde) Plottene indikerer den relative fordelingen (tettheten) av observasjoner i ulike størrelser.

3.7.3 Variasjon i formen til rugklumpene

Tri-plottanalysene viser at det er noen generelle forskjeller i formen til rugklumpene fra de fire undersøkte lokalitetene (**Figur 52**, **Figur 53**). Ruglbunnene ved Trappa og Valløy har en relativt høyere andel av kompakte klumper enn forekomstene ved Eidem og Sjøla, mens Eidem og Sjøla har en større andel av svært «bladforma» (dvs. flate former med lav høyde) og svært avlange former. Dette skyldes sannsynligvis en stor formvariasjon til de små rugklumpene. Tri-plottene indikerer størst formvariasjon i rugklumpene ved Eidem, etterfulgt av ruglbunnen ved Sjøla. Sjøla har en større andel «plateforma» rugklumper enn de andre ruglbunnene. Disse mønstrene samsvarer med en større formvariasjon hos ekte mergel (Sjøla og Eidem) enn for rhodolither (Trappa og Valløy), og som illustrert i **Figur 54**.



Figur 52: Formen til rugklumpene innsamlet på hver stasjon basert på TRI-PLOT-diagrammet (Graham and Midgley 2000).



Figur 53. Oversikt over fordelingen av ulike former til ruglumpene for de fire undersøkte lokalitetene på Vega. Kategoriene er basert på Sneed & Folk-metoden (1958) for å beskrive partikkelformer og må sees som en stilisert beskrivelse av formvariasjonen til rugl der lengde, bredde og høyden beskriver ulike bokser som ruglumpene passer innenfor. Bladforma innebærer f.eks. at ruglumpen passer inn i en flat og tynn boks.



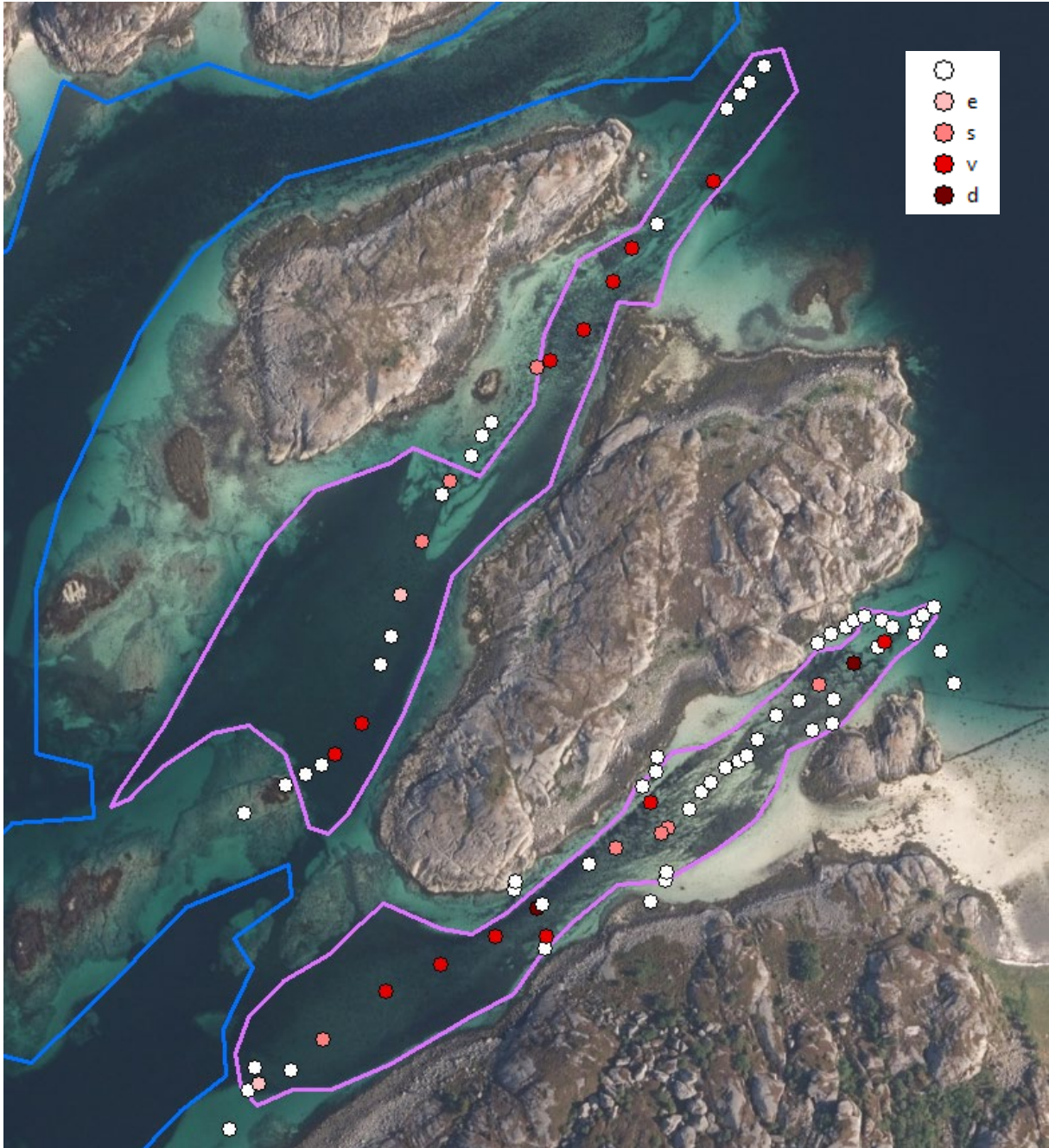
Figur 54. Venstre: Ruglumpes fra stasjonen Trappa, og som hadde høy forekomst av rhodolither. Høyre: Ruglumpes fra stasjonen Sjøla, og som hadde høy forekomst av ekte mergel. Kråkebollene som ble registrert i prøvene og målt, er vist øverst til høyre i hvert bilde. Foto: Eli Rinde.

3.7.4 Assosiert biologisk mangfold

Basert på videoobservasjonene fra droppkamera ble det registrert store forekomster av svartstjerne på ruglbunnen ved Eidem (Figur 55), og lav forekomst på de andre ruglbunnene. Brunpølse ble registrert i høye tettheter ved Sjøla (Figur 56), og i mindre grad på de andre ruglbunnene. I den vestlige delen av ruglbunnen ved Eidem ble det funnet jevn, men spredt forekomst av brunpølse (Figur 57). Ved bruk av denne metodikken er det kun organismene på overflaten av ruglbunnen som fanges opp, mens assosierte arter som lever nedgravet eller er små av størrelse ikke vil være synlige fra videoregistreringene.



Figur 55. Høy forekomst av svartstjerne i ruglbunnen ved Eidem (vanlig forekomst-rød, dominerende forekomst-brun, fravær-hvit) basert på registreringene ved bruk av undervanns droppkamera. Bakgrunnskart: Norge i bilder. Figur: Eli Rinde/NIVA-2021.



Figur 56. Forekomst av brunpølser i ruglbunnene ved Sjøla, observert fra undervanns droppkamera, (e-enkeltvis, s-spredt, v-vanlig og d-dominerende). Bakgrunnskart: Norge i bilder. Figur: Eli Rinde/NIVA-2021.



Figur 57. Forekomst av brunpølser i ruglbunnene ved Eidem, observert fra undervanns droppkamera (e-enkeltvis, s-spredd, v-vanlig og d-dominerende). Bakgrunnskart: Norge i bilder. Figur: Eli Rinde/NIVA-2021.

Ruglprøvene som ble samlet i felt ble senere undersøkt på lab. Makroskopiske organismer ble plukket ut fra ruglen før de ble identifisert og kvantifisert. Totalt ble 311 individer fordelt mellom 27 ulike arter/taxa identifisert (**Tabell 25**). Vi fant i gjennomsnitt (\pm standardavvik) 7,8 (\pm 2,2) arter/taxa per rute og 735 (\pm 254) antall individer per m^2 i ruglbunnene. Det var ikke signifikante forskjeller i tettheten av individer mellom de ulike lokalitetene ($p > 0,05$, enveis ANOVA). Det ble imidlertid funnet signifikante forskjeller i antall taxa mellom lokalitetene ($p < 0,05$, enveis ANOVA). Parvise sammenligninger viste signifikant høyere artsdiversitet ved Sjøla sammenlignet med Valløy, og tilsvarende en høyere artsdiversitet ved Eidem sammenlignet med Valløy og Trappa (T-test, Excel). Dette samsvarer med høyere artsdiversitet ved økt formvariasjon, og større artsdiversitet blant ekte mergel enn blant rhodolither.

Vi undersøkte også vekt og fortrenningsvolum av den innsamla ruglen (**Tabell 26**). Gjennomsnittsvekten (\pm standardavvik) varierte i snitt fra 227 (\pm 67) g ved Sjøla til 999 (\pm 121) g ved Valløy. Vektforskjellene kan delvis skyldes forskjeller i mengden innsamlet materiale, og til dels også variasjoner i tettheten av ruglklumpene, der de tyngste og mest kompakte klumpene (som indikerer rhodolith-former) ble funnet ved Trappa og Valløy (jf. **Figur 52**, **Figur 53** og **Figur 54**). Siden ruglbunnen var tykkere på stasjonene med ekte mergel, og prøvene likevel lettere på disse stasjonene, indikerer dette at hovedforskjellen i vekten skyldes rugltype; dvs. ekte mergel versus rhodolith. Tettheten til ruglen var lavest ved Eidem og Sjøla og høyest ved Trappa og Valløy (**Tabell 26**).

Vi observerte relativt få assosierte arter i prøvene sammenlignet med artsmangfold og individtetthet beskrevet fra ruglbunn i litteraturen (Hall-Spencer 1998). Lav forekomst av fauna kan skyldes

innsamlingsmetodikken som ble benyttet, hvor ruglbunnen ble samlet for hånd av en dykker og hvor særlig finmateriale og hurtig bevegelige dyr er vanskelig å få med. I andre studier baserer resultatene seg ofte på prøver samlet med grabb som mer effektivt (og destruktivt) samler dypere ned i bunnsubstratet (Sciberras m. fl. 2009).

Blant dyrene som ble identifisert fra ruglprøvene ble det ikke funnet sjeldne eller fremmede arter. Det ble heller ikke observert masseforekomster av opportunistiske arter eller arter som er spesielt tolerante og som dermed kan indikere forurensning eller dårlig tilstand ved de ulike lokalitetene. Slangestjernen svartstjerne *Ophiocomina nigra* ble funnet ved alle stasjonene og særlig i ruglprøvene fra Valløy var forekomsten av svartstjerner høy. Svartstjerner opptrer ofte i høye forekomster og studier indikerer at forekomsten av arten kan vise en positiv respons på organisk anrikning (Keeley m.fl. 2019). Den grønne kråkebollen *Strongylocentrotus droebachiensis* hadde også høy individtetthet i prøvene og ble funnet ved alle stasjonene (**Tabell 25**). Både unge kråkeboller og slangestjerner er imidlertid naturlig å finne i ruglbunn da de begge benytter naturtypen som rekrutteringssubstrat og oppvekstområde.

Skalldiameteren ble målt for alle kråkebollene som ble observert i prøvene (**Tabell 27**). Totalt ble det registrert 88 kråkeboller i den innsamlede ruglen og kråkebollene målte i gjennomsnitt (\pm standardavvik) 11 (\pm 6,3 mm) i skalldiameter. Det ble funnet i gjennomsnitt (\pm standardavvik) 183 (\pm 68,7) kråkeboller per m² i ruglbunnene.

Tabell 25. Organismer identifisert fra innsamlede ruglprøver i 3 ruter av 20 x 20 cm, fra Valløy, Søla, Trappa og Eidem ved Vega. Innsamlingen ble foretatt av dykker.

Stasjon	Valløy			Søla			Trappa			Eidem		
	14.06.2021			16.06.2021			16.06.2021			17.06.2021		
Dato	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Rute nr.	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Eremittkreps, <i>Pagurus</i> sp.		1				1						
Flerbørstemark, <i>Nereis</i> sp.							1					1
Flerbørstemark, <i>Polychaeta</i> indet.					1							1
Kråkebolle, <i>Echinoidea</i> indet.		1	3						6			
Kråkebolle, <i>Echinus esculentus</i>					7			4	7			2
Kråkebolle, <i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>	10	4	6	7	10	11	10	8	5	3	10	4
Leddsnegl, <i>Polyplocophora</i> indet.				1	3		3					3
Musling, <i>Arctica islandica</i> juvenil											1	
Musling, <i>Bivalvia</i> indet.												7
Musling, <i>Cardiidae</i> indet.												2
Musling, <i>Hiatella arctica</i>										1	1	1
Musling, <i>Limaria hians</i>												4
Sjøpølse, <i>Cucumaria frondosa</i>					2							
Sjøstjerne, <i>Asterias rubens</i>				1		1		1	1			1
Slangestjerne, <i>Ophiocomina nigra</i>	27	19	29		14			4	7	2	6	
Slangestjerne, <i>Ophiopholis aculeata</i>								1	1			
Slimorm, <i>Nemertea</i> indet.	1	2			3	1						
Snegl, <i>Bittium reticulatum</i>					2	1					3	
Snegl, <i>Buccinum undatum</i> juvenil						1						
Snegl, <i>Gastropoda</i> indet.												1
Snegl, <i>Gibbula cineraria</i>	1	9	5	1			1			3		3
Snegl, <i>Littorina</i> sp.				3		1	1		1			
Snegl, <i>Margarites</i> sp.							1					
Snegl, <i>Patella</i> sp. juvenil												1
Snegl, <i>Turritellidae</i> indet.											1	3
Strandkrabbe, <i>Carcinus maenas</i> juvenil											1	
Trollhummer, <i>Galathea strigosa</i>	1				2	2			2	1		
Totalt antall individer:	40	36	43	15	42	19	17	18	21	22	23	31
Totalt anta taxa:	6	7	5	7	9	9	7	4	8	11	9	12
Sum antall individer totalt:												327
Sum antall Taxa totalt:												27

Tabell 26. Vekt (g) og fortrensningsvolum (ml) for ruglprøver samlet i 3 ruter av 20 x 20 cm, fra stasjonene Valløy, Søla, Trappa og Eidem, ved Vega.

Stasjon	Trappa			Søla			Eidem			Valløy		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Vekt (g)	1242	594	792	156	264	262	228	640	866	952	1136	908
Fortrensningsvolum (ml)	410	300	350	90	100	130	150	300	490	400	320	200
Gjennomsnittsvikt (±SD)	876 (±332) g			227 (±62) g			578 (±323) g			999 (±121) g		
Gjennomsnittsvolum (±SD)	353 (±55) ml			106 (±21) ml			313 (±170) ml			306 (±101) ml		
Tetthet (vekt/volum)	3,02 g/ml			1,73 g/ml			1,52 g/ml			2,38 g/ml		

Tabell 27. Antall og størrelsesfordeling for grønne kråkeboller (*Strongylocentrotus droebachiensis*) funnet i rugprøvene i 3 ruter av 20 x 20 cm, fra stasjonene Valløy, Sjøla, Trappa og Eidem, ved Vega.

Stasjon	Valløy			Sjøla			Trappa			Eidem		
Dato	14.06.2021			16.06.2021			16.06.2021			17.06.2021		
Individ nr.	(mm)			(mm)			(mm)			(mm)		
Rute nr.	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
1	21	13	16	20	23	19	14	35	12	28	20	22
2	17	15	17	12	21	20	10	12	11	23	19	9
3	21	12	6	9	15	13	11	11	9	21	20	8
4	14	7	4	8	13	11	9	9	7		13	7
5	7		5	4	11	9	8	7	4		11	
6	13		3	4	8	12	9	5			11	
7	3			3	11	11	8	5			10	
8	4				7	7	7	2			8	
9	10				7	7	3				8	
10	5				2	7	2				12	
11						5						
Antall individer	10	4	6	7	10	11	10	8	5	3	10	4
Sum antall individer												88

4 Diskusjon

4.1 Generelle erfaringer og anbefalinger på tvers av naturtyper

Feltundersøkelsene har gitt oss nyttige erfaringer og kunnskap om sesongvariasjoner i forekomst av ålegras og sukkertare, og av tilstandsvariabelen begroingsalger/fastsettende alger. De sistnevnte kan forekomme både fastsettende og løstliggende, og det er behov for å avklare hvordan de to vekstformene skal vurderes i fastsettelse av en lokalitets tilstand. Det er uklart hvordan begroingsalger skal håndteres i klassifisering av økologisk tilstand til vannforekomster i henhold til vanddirektivet og med ålegrasenger som biologisk kvalitetselement (Veileder 02:2018). Retningslinjene om å bruke midt-punktene i en ålegraseng til å fastsette tilstanden til en eng strider mot prinsippet om at «verste styrer» når det gjelder tilstand. Midt-punktene ble valgt ved fastsettelse av naturmangfoldverdi i nasjonalt kartleggingsprogram fordi dette var ansett som den mest velutviklede og tette delen av engen. For fastsettelse av engens naturmangfold vil dette valget være riktig siden det gjeldende prinsippet da er at «beste styrer». Vi har gjennom dette arbeidet dermed fått en bedre forståelse for at feltinnsamlingene må designes slik at vi er i stand til å fange opp «beste» (største) naturmangfold og samtidig verste tilstand, for alle naturtypene.

Vi har også fått nyttig erfaring i hvordan kartlegge og avgrense naturtyper som vi har lite erfaring med fra før; som blåskjellbunner og flatøstersbanker, helofytt-saltvannssumper og ruglbunner. Basert på erfaringene og diskusjonene i flere arbeidsmøter har vi kommet fram til et sett med mulige primær- og sekundærvariabler for både naturmangfold og tilstand til alle de undersøkte naturtypene.

Vi vil understreke at dette er dynamiske naturtyper som det vil være utfordrende å fastsette naturmangfold og tilstand til, basert på kun en befaring og kartlegging av lokaliteten, i en sesong og i et spesifikt år. Undersøkelsene viser at både tettheten og tilstanden til ålegrasengene og sukkertareskogene varierer mellom sesonger og år (års-variasjonen er kun analysert for

sukkertareskog her). Tilsvarende vet vi at blåskjellforekomster er svært dynamiske systemer, og at tilstanden (kondisjonen) til både blåskjell og østers varierer før og etter gyting. Siden ruglbunn er dannet av løstliggende kalkalgeklumper vil forekomsten og utbredelsen av denne naturtypen sannsynligvis også være svært dynamisk, selv om dette ikke er undersøkt i norske farvann. Helofytt-saltvannssumpene er også dynamiske systemer og det biologiske mangfoldet i disse sumpene påvirkes av daglige variasjoner i tidevann/vannstand og over tid på grunn av akkumulering av sedimenter og organisk materiale. Hvor store variasjoner det er i tilstanden til disse sumpene mellom sesonger og år er så vidt vi vet ikke undersøkt i Norge. Det er derfor viktig at variablene som velges som primær og sekundærvariabler for naturmangfold og tilstand tar tilstrekkelig hensyn til disse variasjonene og til identifiserte kunnskapsmangler for alle de undersøkte naturtypene.

Vi har i våre undersøkelser ikke fanget opp forekomst av *miljøgifter eller annen forurensning*. Dette er viktige parametere for tilstand som bør vurderes for hver enkelt lokalitet basert på tilgjengelig informasjon eller basert på innsamling av materiale for nye analyser.

4.1.1 Rødlistet naturtype/innslag rødlistede arter

Noen av naturtypene er ansett som truet (sukkertareskog), sårbar (blåskjellbunn) eller har fått rødlistestatus DD (datamangel, ruglbunn) på norsk rødliste for naturtyper, og er ansett som forvaltningsrelevant blant annet på grunn av dette kriteriet. For sukkertareskog er rødlistekategorien forskjellig for ulike regioner. Det tilsier at kriteriene for naturmangfold-aksen til lokalitetskvalitet bør være regionspesifikke for denne naturtypen. Dette bør gjelde generelt for naturtyper som har ulik rødlistestatus i ulike regioner. Det bør også vurderes om en truethetskategori automatisk plasserer naturmangfoldverdien til en gitt kategori, som f.eks. moderat eller stort. Selv om noen av naturtypene er valgt ut som forvaltningsrelevante siden de er på rødlisten, vil rødlistestatusen kunne være aktuell som en primær eller sekundærvariabel for mangfold.

Innslag av rødlistede arter er relevant som primær- eller sekundærvariabel for alle naturtypene. Marin undervannseng (særlig brakkvannsenger) og ruglbunn kan særlig forventes ha forekomst av rødlistede arter. Det vil være krevende å skaffe slik informasjon for ruglbunn, men gjennomførbart for brakkvannsenger som er lettere tilgjengelige for feltinnsamlinger. Tilsvarende som for naturtyper bør det vurderes om en truethetskategori plasserer naturmangfoldverdien til moderat eller stort. Det må også spesifiseres hvor stor forekomst av arten, eller forekomst av flere rødlistede arter, som tilsier en slik klassifisering, samt varigheten av tilknytningen til naturtypen.

4.1.2 Trådalger som indikator for eutrofiering

Trådalger er foreslått som primærvariabel for å fange opp effekten av eutrofiering på tilstanden til alle de undersøkte naturtypene, unntatt helofytt-saltvannsump. Dette baserer seg på flere studier som viser økt forekomst av hurtigvoksende trådalger ved økte næringstilførsler (Christie m.fl. 2019; Lapointe m.fl. 1994; Duarte 1995). På den annen side kan også vekst av hurtigvoksende trådalger stimuleres av varmere vann (Christie m.fl. 2019) og fravær av topp-predatorer grunnet f.eks. overfiske (Östman m.fl. 2016). Masseforekomster av hurtigvoksende trådalger kan derfor ha flere forklaringsvariabler og kan ikke alene forklares av økte næringstilførsler.

I kartleggingen av de ulike naturtypene har vi i stor grad benyttet undervannskamera, der det er tilnærmet umulig å identifisere de ulike artene av trådalger. Vi har derfor lite kunnskap om hvilke trådalger som forekommer i ulike områder og til ulike tider på året. Vi har også lite kunnskap om habitatpreferanser for de ulike trådalgeartene.

Opportunistiske trådalger, som grønnalgene *Cladophora*, *Rhizoclonium*, *Ulothrix* og *Uronema*, brunalgene *Ectocarpus*, *Pylaiella littoralis* og *Spongonema tomentosum*, og rødalgen *Ceramium* (Veileder 02:2018), stimuleres av næringstilførsler og forekomstene vil øke under de rette betingelsene. Det er altså de opportunistiske artene som i første omgang bør trekkes frem når man vurderer effekten av eutrofiering på tilstanden til de ulike naturtypene. Innslag av andre alger vil forekomme blant disse, og avhengig av hvilke arter det er snakk om kan det være vanskelig å skille dem fra de opportunistiske artene. Den større og kraftigere algen *Chorda filum* (Martaum) er ettårig og hurtigvoksende, men vurderes ikke som opportunistisk i klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2018). Martaum forekommer ofte der det er blandingsbunn i ålegrasenger og tidlig i suksesjonen etter at f.eks. nedbeiting av tareskog opphører (Hiscock 2001). Mye tyder på at den har samme effekt på de ulike naturtypene som de opportunistiske artene. Av den grunn kreves en grundig gjennomgang av hvilke arter som skal inkluderes i primærvariabelen «Trådalger». Fredriksen m.fl. (2005) fant mange små påvekstalger i fin frisk ålegraseng og betraktet dette som en positiv ekvivalent til epifyttalger på tarestilker. Det er dermed et klart behov for å klargjøre når trådalger er positive og når de er negative for assosiert mangfold.

For å få mer kunnskap om hvilke arter av trådalger som vanligvis forekommer i de ulike naturtypene, bør vi vurdere å inkludere innsamling og identifisering av trådalger når naturtypene kartlegges. Dette vil være svært tid- og kostnadskrevende. Det kan i tillegg være krevende å få en representativ innsamling av trådalger innenfor en spesifikk naturtype, spesielt på dypt vann. For å gjøre dette på en god måte er metodeutvikling nødvendig.

4.1.3 Innslag av fremmede arter

Det ble observert fremmede marine arter i både ålegrasengene og på blåskjellbunnene og flatøstersbankene. I ålegrasengene ble japansk pollris, japansk drivtang, stillehavsøsters og strømgarn observert. Stillehavsøsters og strømgarn ble også observert på de undersøkte blåskjellbunnene og flatøstersbankene. På Gåsø, en av lokalitetene med både blåskjell og flatøsters, ble det funnet en enkelt observasjon av tøffelsnegl.

Ifølge fremmedartslista (Artsdatabanken 2018) er stillehavsøsters en fremmedart med et stort invasjonspotensial og middels økologisk effekt. Tøffelsnegl (østerspest) er beskrevet som en art med moderat invasjonspotensiale og med lite potensiale til å ha en økologisk effekt, og strømgarn som en art med høyt invasjonspotensiale, men som per dags dato ikke har noen kjent økologisk effekt. Japansk drivtang og japansk pollris er begge ansett til å ha stor økologisk risiko. Japansk drivtang har både et stort invasjonspotensial og stor økologisk effekt, mens japansk pollris har middels invasjonspotensiale og stor økologisk effekt. Dårlig sikt gjorde det umulig å påvise fremmede arter i sukkertareskog. Det ble ikke observert noen fremmede arter i ruglbunn eller i helofytt-saltvannssumpene, men det ble registrert strømgarn rett utenfor sumpen i Viernbukta.

Funnene av minst en fremmed art i hver av de undersøkte ålegrasengene, og den høye forekomsten av stillehavsøsters på blåskjellbunner og flatøstersbanker i Oslofjorden og ved Agder, understreker potensialet for ytterligere spredning av marine fremmede arter i Oslofjorden og Sør-Norge.

NIVA har nylig utredet hvordan fremmede arter eller dørstokk-arter som er vurdert til kategori svært høy risiko på Artsdatabankens fremmedartsliste kan bli anvendt i vurderingen av økologisk tilstand i kystvannforekomster (Borgersen m.fl. sendt inn). Konklusjonen er at tilstedeværelse av en fremmed art bør ha en målbar og dokumentert effekt på den økologiske tilstanden i kystvannforekomster for at tilstanden skal kunne nedjusteres.

Hvordan innslag av fremmede arter skal påvirke tilstanden til en naturtypelokalitet bør fastsettes generelt for alle naturtypene. Det bør etableres noen generelle kriterier for hvilke av risikokategoriene som skal inkluderes, og hvilke mengde/tetthet av artene som skal til for at den økologiske tilstanden skal bli nedjustert. Dette kan være i form av arealet til naturtypen som er påvirket/invadert, og eventuelt hvor mange fremmede arter som forekommer. Det bør også vurderes om høy forekomst av en art med høy risiko innebærer at fremmedartsinnslaget bør endres fra å være en sekundærvariabel til å bli en primærvariabel, som her foreslått for flatøstersbanker. Vi mangler mye kunnskap som kan ligge til grunn for en trinninndeling av tilstand basert på forekomst av fremmede arter. Trinninndelingen i NiN tallfester andelen av artene i en forekomst som utgjøres av fremmede arter. **For å ta høyde for at det kan være vanskelig å kvantifisere mengde fremmede arter for en del marine naturtyper uten detaljert feltarbeid ved hjelp av dykking, kan det være hensiktsmessig med en trinninndeling basert på *observasjon* av arter, og ikke mengde eller andel av artene.**

4.1.4 Innslag av søppel

Det ble dokumentert forekomst av søppel særlig knyttet til de undersøkte helofytt-saltvannssumpene, der det ble funnet bildekk og rester av plastbøtter i sjøen, og observert plastbiter i sivkanten. Det kan være vanskelig å observere søppel ved bruk av droppkamera på dypt vann, og i tareskog og i tette ålegrasenger. Det vil sannsynligvis være lett å overse innslag av f.eks. plastikk som er blitt overgrodd eller nedsedimentert i mange av de marine naturtypene. Det kan hende denne variabelen kun er hensiktsmessig å anvende som en sekundær variabel for naturtyper i fjæresonen, som f.eks. helofytt-saltvannssumper og tangsamfunn, som kan befares til fots. Det bør vurderes om det skal være fokus på de økologiske effektene av søppelet heller enn f.eks. den estetiske effekten og forringet opplevelsesverdi for mennesker.

Mulige kategorier basert på mengde søppel kan være:

- Fravær
- Tilstedeværelse
- Høy forekomst

4.2 Ålegrasenger

4.2.1 Kartlegging og avgrensing

Det ble etablert en god metodikk og praksis for kartlegging og avgrensing av ålegrasenger dominert av vanlig ålegras i henhold til håndbok 19. Det er ikke testet om de øvrige utformingene av *ålegrasenger* og *andre undervannsenger* foreslått i revidert håndbok 19 i 2012 har tilstrekkelig variasjon i assosiert biologisk mangfold til å danne grunnlag for flere grunntyper innen hovedtypen M7. Løstliggende svartkluff, blandingsbunn med løstliggende svartkluff og ålegras kan identifiseres ved hjelp av beskrivelsessystemet til NiN. Dersom det er >25% dekning med ålegras, så er hovedtypen M7, og koden 1AE-MB-FUlu-D-1, der FUlu er svartkluff (*Furcellaria lumbricalis*) betyr >5% dekning av svartkluff. (D kan også settes til en annen tetthetsklasse).

Ved avgrensing av en naturtype basert på feltobservasjoner er det nødvendig å vite hvordan en skal håndtere habitatheterogenitet som f.eks. flekkvis forekomst av den habitatdannende arten. I den etablerte praksisen med kartlegging og avgrensing av enger dominert av vanlig ålegras, ble dette håndtert ved at avstander større enn 50 m mellom forekomster/flekker, tilsa at disse skulle avgrenses som to separate forekomster. I nasjonalt program har engene blitt avgrenset ut til dypeste registrerte forekomst av ålegras, og inn til den grunneste forekomsten. Dvs. inn eller ut til enkeltvis

eller spredt forekomst der det har vært en gradvis overgang til fravær av ålegras, eller til dominerende/vanlig forekomst der grensen har vært skarp. Basert på NiNs definisjon av marin undervannseng (M7) skal grensen til denne hovedtypen (og de fire grunntypene), settes ved spredt forekomst. Men ved kartlegging og avgrensing av *ålegrasbunn* som forvaltningsrelevant naturenhet (NE-10) skal grensen settes ved enkeltvis forekomst (Bekkby m.fl. 2021). Hvordan kartlegging og avgrensing av M7 og NE-10 skal gjøres framover må klargjøres i egen kartleggingsveileder.

4.2.2 Primær og sekundærvariabler for naturmangfold

Primærvariabler

Arealutbredelse og tetthet

For arealutbredelse og tetthet har vi allerede et etablert poengsystem som vi kan benytte til å dele inn i de tre klassene lite, middels og stort mangfold. Tettheten (og høyden) til ålegraset er imidlertid ikke nødvendigvis en god indikator for assosiert biologisk mangfold (jf. Christie m.fl. 2014), og kan variere mellom sesonger og år (som vist her og i andre studier, bl.a. Fredriksen m.fl. 2004). Det bør vurderes om dette gir grunn til å ikke inkludere tetthet som en primær variabel for naturmangfold. Kan det være bedre å inkludere en fragmenteringsindeks som skiller kontinuerlig og jevn forekomst fra fragmenterte forekomster i stedet for tetthet? Hvordan habitatheterogenitet skal håndteres i tråd med NiNs definisjoner på mosaikk og bruk av sammensatte figurer må avklares i en kartleggingsveileder.

For at «beste styrer»-prinsippet skal følges, bør registreringer av ålegrastetthet foregå i kjerneområdet til engen og ikke i ytterkantene.

Sekundærvariabler

Innslag rødlistede arter

Brakkvannsenger kan ha et relativt høyt innslag av rødlistede plantearter. Forekomst av slike arter kan registreres i felt, og variabelen bør inkluderes som en sekundær variabel for naturmangfold til ålegrasenger.

Det kan være relevant å diskutere hvorvidt regionale forskjeller i miljøbetingelser gir regionale forskjeller i utbredelse av ålegras, og om det derfor er riktig å innføre regionspesifikke trinninndelinger for arealutbredelse som primær variabel for naturmangfold. Forekomster kartlagt i Nasjonalt program antyder at arealutbredelsen varierer mellom regioner. Topografiske forhold gjør at det finnes mange små ålegrasenger i Sør-Norge, og flere store enger i Midt-Norge. I Nord-Norge ble det også funnet små ålegrasforekomster, men disse forekom ofte som en smal stripe i et ellers homogent bløtbunnsområde som tilsynelatende var velegnet for ålegras. Det bør undersøkes hvorfor ålegrasengene i Finnmark har begrenset utbredelse mot grunt og «dypt» vann (maks observert dybde, ca. 2,5 m) på grunne, omfattende mudderbanker. Vannforskriften har regionspesifikke kriterier for hva som er referanseverdien for nedre voksegrense for ulike vanntyper i ulike regioner, og man kan se for seg at dette også kan gjelde andre elementer av relevans for lokalitetskvalitet.

4.2.3 Primær og sekundærvariabler for tilstand

Innslag av trådalger

Innslag av trådalger (begroingsalger) er inkludert som en variabel for tilstand til ålegrasenger som biologisk kvalitetselement i vanddirektivet. Det er imidlertid ikke klart om tilstanden til en vannforekomst skal vurderes på grunnlag av fastsittende, løstliggende eller begge typer forekomst av

trådalger. Siden det kan være vanskelig å skille mellom de to formene i felt, kan det være mest hensiktsmessig at vurderingen baseres på registrert maksimums verdi av de to formene, selv om det sannsynligvis vil være den akkumulerte effekten som vil ha betydning for ålegrasets evne til å opprettholde de naturlige økosystemfunksjonene. Analysene av bruken av de ulike formene og ulike kombinasjoner av de to (summen og maksimumsverdien) ga ulike resultater med hensyn til sesongvariasjoner. Maks-verdien ga generelt mindre sesongforskjeller i gjennomsnittlig mengde trådalger enn bruken av de andre parameterne. Og bruken av løstliggende og fastsittende trådalger ga motsatt bilde av sesongvariasjonene for flere av engene. Bruken av hvilken vekstform som benyttes har dermed stor innvirkning på vurderingen av ålegrasengenes tilstand.

Økologisk tilstand i engene basert på ålegrasindeksen (Veileder 02:2018) ble bedre når midtpunktene i enga ble brukt enn om en inkluderte alle registrerte punkter. Det ble også generelt dårligere tilstand ved bruk av gjennomsnittsverdier av mengde begroingsalger enn ved bruk av skala-enden med høyest forekomst.

For at «verste styrer»-prinsippet skal følges, bør registreringer av innslag av trådalger fange opp de store forekomstene som ofte finnes i ytterkantene til engen, og særlig inn mot land (Rinde m.fl. 2021). Vurdering av tilstand basert på et representativt utvalg av punkter i engen vil være mer i tråd med dette prinsippet enn bruk av midt-punkter som beskrevet i Veileder 02:2018. Bruk av gjennomsnittsverdier kan se ut til å fange opp dårlig tilstand bedre enn bruk av skala-enden med høyest forekomst.

For å kunne fange opp både naturmangfold i midtre del av engen, og dårlig tilstand langs kantene, samtidig med eventuelle endringer i nedre voksegrense, vil det være behov for å registrere med droppkamera både langs transekter fra grunt til dypt vann, men også gjøre registreringer av tilfeldig valgte punkter midt i engen. Undersøkelse av et utvalg av tilfeldig valgte punkter midt i engen vil derimot kunne være nødvendig for å sikre at et representativt utvalg av punkter benyttes for fastsettelse av naturmangfold.

Innslag fremmede arter

Det ble observert minst en fremmed art i hver av engene, unntatt i Varildsfjorden (Larvik). For flere av engene ble det observert forekomst av to eller tre fremmede arter. Japansk drivtang (observert i 5 av de 9 undersøkte engene) og japansk pollris (funnet i 2 av engene) er begge ansett som arter med høy økologisk risiko, og som på sikt vil kunne øke sin utbredelse i områder med ålegrasenger.

4.3 Sukkertareskog

4.3.1 Kartlegging og avgrensing

Sukkertareskoger har ikke blitt systematisk kartlagt og avgrenset hverken i nasjonalt program eller i de ulike overvåkingsprogrammene. Modeller for sukkertareskog har hatt lav pålitelighet, både på grunn av det begrensede datamaterialet innenfor sukkertareskogens miljø og manglende GIS-modeller med god kvalitet og oppløsning, men også fordi naturtypen har vært i endring både i Sør-Norge (på grunn av faktorer som varmere og mørkere vann, overfiske) og i Nord-Norge (pga. endringer i mengde kråkeboller). Det er derfor behov for økt innsats på kartlegging av sukkertareskog og overvåking av variasjon i elementer av betydning for tilstand og naturmangfold. Det er også behov for utvikling av bedre kartleggingsmetoder av naturtypen, f.eks. ved bruk av ROV og multistråleekkolodd, som gir en mer detaljert bunntypekartlegging enn undervannskamera.

Miljødirektoratet har i dette prosjektet ønsket å prioritere feltkartlegging av *intakte* forekomster av sukkertareskog. Av denne grunn ble det prioritert å undersøke stasjoner i ytre Oslofjord. Dette gjør at prosjektet ikke har fanget opp eventuelle variasjoner i egenskaper knyttet til sukkertareskoger lenger inn i fjorden. Men i og med at vi antar at det finnes lite sukkertare i indre fjord, så mener vi at datagrunnlaget er godt nok til å gjøre en vurdering av de elementene som er viktig for økologisk kvalitet for sukkertareforekomster.

Våre resultater viser at det kan være en noe variasjon i *tettheten* av sukkertare over sesong, men at tetthet av sukkertare jevnt over varierer lite. Dette gjør tetthet til en stabil variabel, det vil si en variabel som er robust for hvilken periode den blir registrert i. Vi fant imidlertid noe forskjell i sukkertares tetthet mellom høsten 2020 og våren 2021 for de to ytterste stasjonene Langesund (i vest) og Hvaler (i øst), der over halvparten av stasjonene manglet sukkertare på høsten men en relativt høy andel stasjoner hadde spredt sukkertareskog på våren. Vi fant også forskjeller i tettheten av sukkertare mellom de ulike områdene, spesielt var det jevnt over mer sukkertare i indre del (Langesund) sammenlignet med ytre del (Hvaler) på vestsiden av fjorden, noe som er forventet da de ulike områdene er utsatt for ulike typer press.

I Langesund (som er indre del av studieområdet) var det betydelig mer *fintrådige alger* på sukkertarebladene («lurv») på høsten 2020 enn på våren 2021. Det var også mer lurv på høsten enn våren 2021, men denne forskjellen var ikke statistisk signifikant. Dette antyder at det blir mer lurv når fintrådige algene har vokst gjennom hele sommersesongen. Ser vi på analysene der ulike tetthetsklasser er vurdert så var det også forskjeller mellom høsten 2020 og høsten 2021, med betydelig høyere tettheter av lurv i 2020. På Jomfruland (lenger ut i fjorden, på vestsiden) fant vi ingen forskjeller i tettheten av lurv, mens det på Hvaler var mer lurv våren 2021 enn ellers, noe som strider mot at det generelt er mer lurv på høsten enn på våren.

Nedre voksegrense for sukkertare varierte med 4-5 m mellom områder og over de tre påfølgende sesongene, fra minimum 5,8 til maksimum 16,2 m, men det var ikke noe tydelig mønster i hvordan dette varierte over tid og mellom områder. Nedre voksegrense for sukkertare har vært diskutert som mulig indikator på eutrofi, sammen med tetthet av begroingsalger, men våre resultater antyder at nedre voksgrense er en noe usikker variabel. Årsaken til det manglende mønsteret kan være at det er utfordrende å finne tilbake til nøyaktig samme stasjoner for nedre voksgrense når man er ute i felt, og sukkertaren ved sin dypeste utbredelse kan være vanskelig å identifisere der det er mye lurv og dårlig vannkvalitet, slik som i Oslofjorden. I tillegg opptre sukkertaren i Oslofjorden per i dag mer flekkvis og i mindre områder enn ålegras, slik at det er vanskeligere å avgrense området – og dermed nedre voksegrense – for denne naturtypen. Disse argumentene spilles inn til faggruppen som jobber med å definere kriterier økologisk kvalitet for lokaliteter av sukkertareskog.

4.3.2 Primær og sekundærvariabler for naturmangfold

Primærvariabler

Tetthet av sukkertare

Våre undersøkelser viste at tettheten av sukkertare var relativt stabil over sesongen i denne undersøkelsen. Tetthet av sukkertare er ansett som en primærvariabel for naturmangfold for sukkertareskog. For tetthet av sukkertare har vi som en del av arbeidet i Nasjonalt program etablert en inndeling i fire klasser, dvs. enkeltplanter, spredt forekomst, middels tett og tett/heldekkende.

Vi foreslår følgende trinninndeling av sukkertaretthet som primærvariabel for naturmangfold:

- **lite:** enkeltobservasjoner av sukkertareplanter (tetthetsklasse 1)
- **moderat:** spredte forekomster av sukkertareplanter (tetthetsklasse 2)
- **stort:** middels tett og tett (heldekkende) forekomst med sukkertare (tetthetsklasse 3 og 4); noe som også tilsvarer tareskog i hht. NiN og det som Nasjonalt program også har definert som tareskog.

Dette er en inndeling som er tilsvarende det som gjøres for tettheten av ålegras i forbindelse med fastsettelse av økologisk tilstand i Vannforskriften (Veileder 02:2018). Denne trinninndelingen baserer seg på tetthet uten noe tanke på hva som er referansetilstand, dvs. hva man burde forvente. For sukkertare har vi ingen slik referansetilstand, slik man har for ålegras i hht. vannforskriften. Vi mener ikke at det er nødvendig med regionspesifikk trinninndeling av tettheten av sukkertare.

Forutsetningen for at vi bruker tetthet av sukkertare som en variabel under naturmangfold (som en indikator på habitatspesifikke arter) er at tette sukkertareskoger huser flere individer og arter enn mer glisne forekomster. Dette er imidlertid ikke grundig undersøkt, og er dermed kun en antakelse. Denne antakelsen ligger også til grunn for definisjonen av skog (som sukkertareskog) i NiN-systemet. I NiN er tareskog definert til å være *dominert* av tare, og dermed ha en artssammensetning knyttet til at det er en tett tareskog.

I ytre Oslofjord (Hvaler og Jomfruland) hadde de fleste (ca. 60-90 %) av de undersøkte stasjonene med sukkertare kun enkeltobservasjoner eller spredte forekomster gjennom alle sesongene, som da ville gitt *lite* eller *moderat* naturmangfold for sukkertareskogene i hht. klassifiseringen over. For Langesund var det derimot vanligere med middels tett eller tett skog, spesielt i 2021 (50-64 av stasjonene%), noe som ville gitt *stort naturmangfold* for lokalitetene der.

Sekundærvariabler

Arealutbredelse

Lokalitetens størrelse/areal har vært diskutert som indikator på naturmangfold da større skoger er antatt å inneholde mer naturvariasjon og flere arter enn mindre forekomster. Høyden på tareplantene eller mengden mikrohabiter eller leveområder har vi ikke kunnskap om og data på, så disse vil ikke kunne anvendes til fastsettelse av en sukkertarelokalitets naturmangfold. I Nasjonalt program valgte man å gi verdi basert på størrelse (arealet), ut fra tanken om at store forekomster vil ha større naturvariasjon og artsmangfold enn små forekomster. Selv om størrelsen på forekomsten regnes som en indikator for naturvariasjon og er av betydning for naturmangfold, er dette en variabel det er vanskelig å registrere i felt. Tareskogforekomster har tidligere blitt avgrenset ved hjelp av modellering, noe som er vanskelig å gjøre hvis man ikke har alle data (GIS-lag) for alle variablene som er viktige for utbredelsen, eller hvis utbredelsen avviker fra det som forventes ut fra de miljøforholdene man har GIS-lag for. Dette har derfor ikke vært mulig i dette prosjektet, men vi anbefaler likevel at størrelse blir vurdert som en relevant sekundærvariabel for naturmangfold. Også i det terrestriske arbeidet ble lokalitetenes areal diskutert (Framstad m.fl. 2019), da noen mente det var et godt egnet kriterium, mens andre var skeptiske til dette som et mål på naturmangfold. For stortare etablerte Nasjonalt program en størrelsesinndeling (Bekkby m.fl. 2020). Man kan tenke seg at størrelsesgrensen for det som tidligere kvalifiserte til A- og B-verdi tas med videre som grunnlag for å kunne justere opp et trinn ved hjelp av størrelse som sekundærvariabel. Dette innspillet diskuteres videre med faggruppen for arbeidet med økologisk kvalitet for forekomster av sukkertare.

Rødlistede arter

Det er ofte vanskelig å påvise forekomster av rødlistede arter med de metoden man gjerne benytter for å kartlegge sukkertare i felt, som gjerne er undervannskikkert (i de grunneste områdene) og undervannskamera (i dypere områder). Spesielt gjelder dette ved dårlig sikt og dårlig vannkvalitet, og ofte ganske sterk strøm og driv i båten, slik det har vært på vårt feltarbeid. Vi har derfor ikke fått påvist forekomster av noen av de fokuserte artene på rødlista i områder kartlagt for sukkertareskog. Vi anbefaler likevel at forekomst av rødlistede arter er et element som inkluderes videre som en sekundærvariabel, og at det settes i gang flere prosjekter som kan bidra med kunnskapsgrunnlaget for å kunne foreslå en trinninndeling. Dette vil bli diskutert videre med faggruppen som jobber med kriteriene for lokalitetskvalitet.

4.3.3 Primær og sekundærvariabler for tilstand

Primærvariabler

Tetthet av begroingsalger på sukkertareblad

Sukkertaren i Oslofjorden var ofte overgrodd av begroingsalger («lurv»), noe som er en indikator på eutrofi. Basert på våre undersøkelser foreslår vi tettheten av lurv som primærvariabel til fastsettelse av lokalitetens tilstand. Vi foreslår følgende trinninndeling av mengde begroingsalger som primærvariabel for tilstand til sukkertareskog:

- **god:** trinnene «nulltrinn» og «svak effekt», representert av hhv. fravær av trådalger og enkeltobservasjoner (tetthetsklasse 0 og 1)
- **moderat:** «nokså svak effekt» og «middels sterk effekt», representert av spredte forekomster av trådalger (tetthetsklasse 2)
- **dårlig:** «nokså sterk effekt» og «sterk effekt», representert av middels tett og tett (heldekkende) med trådalger (tetthetsklasse 3 og 4).

Dette er i tråd med trinn-inndelingen for vurdering av tilstand til ålegrasenger basert på mengde begroingsalger i vannforskriften (Veileder 02:2018).

Ifølge våre undersøkelser er det stor variasjon i mengden lurv mellom stasjoner, og dermed sannsynligvis også i den klassifiserte tilstanden til sukkertareskogene i hht. denne variabelen. For Hvaler ville for eksempel tilstanden til sukkertareskogene ha blitt redusert fra stort sett god høsten 2020 til et større innslag dårlig tilstand i 2021, mens for Langesund ville tilstanden ha blitt forbedret fra nesten utelukkende dårlig høsten 2020 til stort sett god eller moderat i 2021.

Vi forventet at tettheten av lurv var størst på høsten. Våre undersøkelser viste dette mønsteret for Langesund, og til en viss grad for Jomfruland der en høyere andel stasjoner hadde tett lurv på høsten (men forskjellen var ikke signifikant). På Hvaler var det derimot flere stasjoner uten lurv på høstundersøkelsene enn på våren. Denne sesongvariasjonen er noe man bør være bevisst på når man planlegger å kartlegge sukkertareskog med tanke på lokalitetskvalitet og bruk av tetthet av begroingsalger på sukkertarebladet som indikator på eutrofiering. Det var ingen konsistente mønstre i variasjonen i tettheten av begroingsalger mellom områdene.

Vi har ikke noe data som kan ligge til grunn for valg av ekstremtrinn. Ekstremtrinnet tolkes som å tilsvare svært redusert tilstand, og basert på ekspertvurdering tolker vi dette som middels tett og tett (heldekkende) med trådalger (tetthetsklasse 3 og 4) og at sukkertareplantene ser svært redusert ut ved visuell inspeksjon. Dette innebærer at naturmangfold-komponenten ikke skal vurderes.

Tilsvarende som for ålegrasengene, kan det være vanskelig å skille mellom de fastsittende og løstliggende fintrådige algene i felt i sukkertareskog. Vi foreslår derfor at man vurderer om det er mest hensiktsmessig at vurderingen av begroingsalger baseres på registrert samlet tetthet av disse to formene for fintrådige alger.

Nedre voksegrense

Nedre voksegrense kan på samme måte som mengden begroingsalger være en indikator på eutrofi. Våre resultater antyder at nedre voksegrense er en noe usikker variabel, da den varierte en del over sesong, kanskje fordi vi ikke klarte å finne igjen de eksakt samme stasjonene. Vi foreslår likevel nedre voksegrense som primærvariabel til fastsettelse av lokalitetens tilstand. Vi foreslår en trinninndeling som skal dekke dårlig, moderat og god tilstand for sukkertareskog. Som en del av MSMDI-indeksen bidrar vannforskriften (se 147-148 i Veileder 02:2018) med kunnskap om referansetilstanden for nedre voksegrense for sukkertare i Skagerrak, med ulike referansedyp for åpen eksponert kyst (16 m), moderat eksponert kyst/fjord (16 m) og beskyttet kyst/fjord (12 m). I tillegg kommer de med en trinninndeling som kan benyttes til inndeling i god, moderat og dårlig tilstand. Vi anbefaler at denne trinninndelingen benyttes i videre arbeid og spiller dette inn til arbeidsgruppen som utarbeider kriterier for lokalitetskvalitet. Ekstremtrinnet tolkes som å tilsvare svært redusert tilstand, men vi mangler den kunnskapen vi trenger for å definere hvor stort avvik fra en referansetilstand for nedre voksegrense dette tilsier.

Sekundærvariabler

Innslag av fremmede arter

Vi foreslår mengden fremmede arter som sekundærvariabel til fastsettelse av lokalitetens tilstand. Dårlig sikt gjorde det umulig å påvise forekomster av noen av de fokuserte artene på fremmedartslista. Generelle kriterier utviklet for vurdering av en lokalitets tilstand basert på forekomst av fremmede marine arter kan benyttes til å justere tilstandskategorien ned et trinn dersom slike arter påvises i en sukkertareskog. For sukkertare vil en trinninndeling basert på *observasjon* av arter, og ikke mengde eller andel av artene være hensiktsmessig, siden det vil være vanskelig å kvantifisere mengde fremmede arter i naturtypen uten dykking.

Av fremmede arter, så er japansk drivtang og japansk sjølyng regnet som en ekstra trussel mot sukkertareskog. Disse artene har begge kategori Svært høy risiko i Fremmedartslista (2018) på grunn av høy spredningshastighet og fordi de kan danne tette bestander som potensielt kan påvirke lokalt artsmangfold. Fremmedartslista nevner spesielt at japansk drivtang lokalt kan fortrenge sukkertare i øvre del av sjøsonen.

Grad av sedimentering

Tilstandsvariabelen «Miljøgifter og annen forurensning» (7MG i NiNs beskrivelsessystem) er veldig fokusert på miljøgifter og hva som dekkes av «annen forurensning» er ikke beskrevet. Avrenning fra land, via elver eller direkte fra landområder, er en stor utfordring i kystområdene. Vegetasjon og sjøbunn dekkes med sedimenter, gir dårligere lysforhold for alger og annen vegetasjon (inkludert sukkertare) og reduserer muligheten for rekruttering, da forholdene på bunnen blir dårligere. Flere av lokalitetene der sukkertare ble undersøkt hadde relativt store mengder sedimenter, selv om dette ikke var en variabel som ble registrert systematisk nok til at den kunne bli analysert statistisk. Likevel foreslår vi dette som en sekundær variabel, som kan justere tilstanden opp eller ned et trinn ved vurdering av tilstand. Dette spilles inn til faggruppen som arbeider med kriterier for lokalitetskvalitet, slik at en eventuell bruk av variabelen blir diskutert.

Andre variabler av relevans

I nord er kråkebollers nedbeiting av tareskog regnet som den viktigste faktoren. Denne nedbeitingen skyldes trofisk ubalanse, mest sannsynlig indirekte forårsaket av overfiske. Dette er ikke en aktuell problemstilling for sukkertareskog i sør og er derfor ikke diskutert videre. Av andre variable av relevans for sukkertare er diverse menneskeskapt objekter. Her regnes arealbrukskategorier (5AB) og andre løse gjenstander (5XG) som relevante sekundære variabler siden disse innebærer aktiviteter og belastninger som er knyttet til brygger, båthavner, moloer, akvakulturinstallasjoner, dumping av stein, sediment, søppel og plastavfall og annet. Dette er ikke variabler som er registrert på vårt feltarbeid og er ikke diskutert videre. I den grad sukkertareskogen høstes kan også Skogbruk (7SB) være relevant, men faggruppen mener at det er lite relevant for sukkertareskog.

4.4 Blåskjellbunner og flatøstersbanker

4.4.1 Kartlegging og avgrensing

Hovedmålet med undersøkelsene som ble gjennomført våren og høsten 2021 var å prøve ut kartleggingsmetodikk for blåskjellbunner og flatøstersbanker, og samtidig få erfaring med måling av parametere som kan benyttes til fastsettelse av disse naturtypenes lokalitetskvalitet. Vi valgte å samle inn data til parameterne: størrelsesfordeling, tetthet, kondisjonsindeks og innslag av fremmede arter. For å samle inn disse dataene ble det enten gjennomført rammeundersøkelser eller undersøkelser i transekter. Generelt bør en begrense destruktiv innsamling (beregning av kondisjonsindeks) av blåskjell og flatøsters der hvor forekomstene er sparsommelige.

Rammeundersøkelser: Dette er en metode som avgrenser arealet som blir undersøkt. I videre utvikling av metoden for kartlegging av blåskjellbunner og flatøstersbanker må det avklares minimum samlet areal, dvs. antall rammer som skal undersøkes for å gi et så riktig bilde som mulig av en lokalitet. Til grunn for vurderingen må det klargjøres hva som kreves av data for å karakterisere viktige egenskaper til naturtypen (som ønskede primær- og sekundærvariabler for fastsettelse av lokalitetens økologiske kvalitet) og hva som er praktisk gjennomførbart med tanke på kostnader og tid. I henhold til den europeiske standarden ISO 19493:2007 skal det registreres minimum tre rammer (0,5 m*0,5 m) ved undersøkelser av biologisk mangfold på hardbunn i sjøsonen, og minst fire rammer på minimum to forskjellige nivåer ved undersøkelser i fjæresonen. Vi fant rammer av denne størrelse som egnet for oppgaven, og under feltarbeidet ble det lagt ut og undersøkt fem slike rammer på hver lokalitet. Som et minimum av antall rammer som undersøkes foreslår vi å følge den europeiske standarden (ISO 19493:2007) for hardbunnsundersøkelser. Fordeler ved bruk av rammeundersøkelser er at det gir gode kvantitative data fra et definert og avgrenset areal. Det er også enklere å registrere alle skjell av ulik størrelse som er til stede, inkludert forekomst av andre arter, enn det er ved transektundersøkelser. Ulempen er at metoden kan bli tidkrevende hvis det kreves undersøkelser av mange rammer for å gi et representativt bilde av en lokalitet.

Transekt: Gjennomføringen av våre transektundersøkelser var basert på metoden beskrevet for fjæresoneundersøkelser i Veileder 02:2018 og Jelmert m.fl. (2020). Denne metoden benyttes til å undersøke en stasjon når tettheten av blåskjell eller flatøsters er for lav til at det er hensiktsmessig å benytte rammer. En utfordring med denne metoden er å vite hvor stort areal som blir undersøkt. Bruk av målebånd eller andre hjelpemidler for å markere transektet er anbefalt, men kan i praksis være vanskelig når undersøkelsene gjennomføres på litt dypere vann, f.eks. ved snorkling. Denne type undersøkelse gir derfor mer usikre data på tetthet av skjell. En annen utfordring er at det er lettere å overse små skjell ved transektundersøkelser. Det er fort gjort å plukke de mest synlige

(største) skjellene og dermed ikke få et riktig bilde av størrelsesfordelingen. Dette gjelder også, men i langt mindre grad, ved bruk av rammer.

Transekt bør kun brukes når forekomsten av skjell er for spredt til å kunne bruke rammer.

Innsamling av skjell for måling av størrelse: Under feltarbeidet ble det prøvd ut ulike tilnæringer til innsamling av skjell for måling av lengde, bredde, høyde og vekt. Etter at skjellene var målt og veid ble de lagt tilbake i sjøen så fort som mulig. På de første lokalitetene prøvde vi innsamling av et fast antall blåskjell og flatøsters (hhv. 200 og 30 stk.). Å samle inn og måle 200 blåskjell var imidlertid for tidkrevende og vi gikk bort fra dette. Vi valgte heller å samle inn samtlige skjell fra de tre første rammene som ble undersøkt, uavhengig av antall. Ved å benytte rammene som areal for innsamling er det også større sannsynlighet for at alle størrelsesgrupper blir prøvetatt. Som nevnt er det større fare for å overse de mindre skjellene når en samler inn utenfor et avgrenset areal.

I en kartleggingsveileder for blåskjellbunn og flatøstersbanker må det beskrives når undersøkelser bør utføres med rammer og når det er hensiktsmessig å bruke transekter. Det innebærer å identifisere ved hvor lav tetthet det anbefales å bruke den mer upresise transekt-metodikken. For rammeundersøkelser foreslås å følge den europeiske standarden for hardbunnsundersøkelser (ISO 19493:2007). Dersom størrelsesfordeling og kondisjonsmål inngår som variabler for fastsettelse av lokalitetens økologiske tilstand, må det også gis retningslinjer for hvor mange skjell som skal måles og hvilken framgangsmåte som anbefales for innsamling av et tilstrekkelig antall skjell.

4.4.2 Primær og sekundærvariabler for naturmangfold – Blåskjellbunn

Primærvariabler

Dekningsgrad: Faggruppen som har utarbeidet «Forslag til forvaltningsrelevante marine naturenheter» har definert blåskjellbunn til å ha minimum dekningsgrad på 5% per kvadratmeter (Bekkby m.fl. 2021). Dette er også verdien som er benyttet til å definere/avgrense flatøsters i henhold til DN-håndbok 19 og i OSPAR. OSPAR definerer «bed» av blåskjell som områder med høy tetthet av blåskjell og med en dekningsgrad på minst 30%. Årsaken til at dekningsgraden av blåskjell ble nedjustert til 5% var for å inkludere mer glisne forekomster av blåskjell og for å ta høyde for at forekomster også kunne være flekkvise. For ålegrasenger er det fastslått at forekomster innen en avstand på 50 m skal defineres som én eng, tilsvarende er denne terskelverdien satt til 200 m for flatøsters (Bekkby m.fl. 2020). I det videre arbeidet må det settes en tilsvarende avstand for flekkvis blåskjellbunn.

Hvilken dekningsgrad som skal tilsi «stort», «moderat» og «lite» naturmangfold for en blåskjellbunn må bestemmes i videre arbeid. Blåskjellbunner har ikke blitt kartlagt i Norge, og det er ikke etablert noen referansetilstand for naturtypens dekningsgrad. Fjæresoneindeksen (Veileder 02:2018) benytter en 6 delt semi-kvantitativ skala der «spredt» forekomst av makroalger og dyr satt til å ha en dekningsgrad fra 0% - 5%, «frekvent» forekomst fra 5% - 25% og «vanlig» forekomst fra 25% - 50%. Høyere dekningsgrad enn dette blir klassifisert som betydelig (50%-75%) og dominerende (75% - 100%). Basert på terskelverdiene for hardbunnsfauna og flatøsters, samt definisjonene for blåskjellbunn og blåskjell «bed» beskrevet over, foreslår vi følgende trinninndeling for naturmangfold basert på dekningsgrad:

- **Lite:** 0-5%
- **Moderat:** 5-25%
- **Stort:** >25%

For at «beste styrer»-prinsippet skal følges, bør registreringer av blåskjelltetthet/dekningsgrad foregå i de tetteste delene av blåskjellbunnen.

Arealutbredelse: Dette er en variabel som ikke ble undersøkt i prosjektet. Likevel mener vi at arealutbredelse er en viktig og relevant primærvariabel for naturmangfold, og som ofte etterspørres i rødlistearbeid og i rapportering til OSPAR. En avgrensning av naturtypens areal kan gjennomføres visuelt ved bruk av for eksempel vannkikkert eller droppkamera og en GPS. Blåskjell vokser imidlertid på mange forskjellige substrat og i noen tilfeller kan det være vanskelig og avgrense en blåskjellbunn. Om naturtypen forekommer inne i en bukt, kan denne fungere som en naturlig avgrensning. Dersom den derimot forekommer på hardbunn (fjell eller lignende) og dette substratet ikke har noen naturlig avgrensning, vil blåskjellbunnen kunne forekomme over lange strekninger som ikke lar seg avgrense. Av den grunn bør det muligens etableres separate retningslinjer for kartlegging av blåskjell på hardbunn og på bløtbunn. Videre er det nødvendig å teste ut om det er praktisk gjennomførbart å avgrense en blåskjellbunn med så lav dekningsgrad som 5%. Dersom forekomsten finnes i et område som lar seg avgrense, er arealutbredelse aktuelt å inkludere som en primærvariabel.

For marine naturtyper som er vanskelige å avgrense, enten ved bruk av feltobservasjoner eller flyfoto og fjernmåling, bør det vurderes å innskrenke avgrensingen til et mindre område der naturtypens viktige egenskaper som tetthet, er mulig å fastsette. I henhold til NiN skal deler av en naturtype med dårlig tilstand kunne avgrenses som egne polygoner (arealer). Dette bør også kunne gjøres for deler av naturtypens utbredelse som det er knyttet usikkerhet til med hensyn til viktige egenskaper for både naturmangfold og tilstand.

Sekundærvariabler

Alderen til en blåskjellbunn: Blåskjellbunn som har eksistert i et område over lang tid vil ha potensiale til å ha utviklet et høyere biologisk mangfold enn en yngre banke. Lokal kunnskap vil sannsynligvis være nødvendig for å kunne fastsette alderen til en banke, selv om analyser av flyfoto tilbake i tid også kan benyttes. Hvor hensiktsmessig blåskjellbunnens alder er som en sekundærvariabel for naturmangfold samt hvilken trinninndeling som bør benyttes, vil bli diskutert videre i faggruppen som skal etablere kriteriene for lokalitetskvalitet.

Innslag rødlistede arter: Forekomst av rødlistede arter kan registreres i felt, og variabelen kan inkluderes som en sekundærvariabel for naturmangfold til blåskjellbunner. Det ble ikke observert noen rødlistede arter på blåskjellbunn i dette prosjektet.

Tyngdepunktarter: Eksempler på tyngdepunktarter på blåskjellbunn er rur, strandsnegl og børstemark. Eventuell bruk av disse artene som sekundærvariabel for naturmangfold må være basert på kunnskap om deres betydning for naturmangfoldet til blåskjellbunn. Kunnskapsgrunnlaget for slik bruk vil bli diskutert videre i faggruppen.

Formvariasjon: Økt habitatvariasjon (inkludert variasjoner i habitatstrukturer) tilbyr flere nisjer og større potensiale for mangfold. Tri-plottanalysene av blåskjellene viser at skjellene har liten formvariasjon med hensyn til lengde, bredde og høyde (**Figur 23**). Blåskjellenes skalltykkelse varierer med miljøvariable som saltholdighet og bølgeeksponering. Mest sannsynlig har miljøvariablene en større påvirkning på naturmangfoldet enn det formvariasjonen hos blåskjellene har. Formvariasjon vil dermed ikke egne seg som sekundærvariabel for tilstand til blåskjellbunner.

4.4.3 Primær og sekundærvariabler for tilstand - Blåskjellbunn

Primærvariabler

Størrelsesfordeling og avledede parametere: Størrelsesfordeling kan benyttes som et mål på blant annet alderssammensetning, stabilitet og rekruttering. Forekomst av eldre individer sier noe om alderen til «banken» (og dermed mer om lokalitetens naturmangfold enn tilstand, jf. **Kap. 4.2.2**), og mangel av unge indikerer sviktende rekruttering. Faktorer som bølgeeksponering vil påvirke størrelsesfordelingen. I områder med høy bølgeeksponering vil det være dominans av mindre skjell fordi de fysiske forholdene vil rive løs større og tyngre skjell. I slike områder er det dermed naturlig med en liten variasjon i størrelsesfordelingen. Kriterier for hva som er «god» tilstand vil dermed variere ut fra naturgitte forhold. Dette er en kompleks variabel som det kan være nyttig å benytte som basis for valg av primærvariabler for blåskjellbunns tilstand. Det kan utvikles kriteriesett for tilstand både basert på hva størrelsesfordelingen sier om rekrutteringssvikt, men også basert på mål av størrelsesvariasjonen til bestanden. For å kunne benytte størrelsesvariasjon som primærvariabel vil det være nødvendig å utvikle vanntype-spesifikke kriterier. Potensialet og kunnskapsgrunnlaget for slik bruk vil bli diskutert videre i faggruppen.

Innslag av fremmede arter: OSPAR (2015) nevner artene stillehavsøsters og tøffelsnegl (østerspest) som mulige trusler for blåskjellbunner. Høye forekomster av arter med høyt invasjonspotensiale foreslås inkludert i vurderingen av tilstand. En annen relevant fremmedart er brunalgen japansk drivtang, som også kan være en trussel for blåskjellbunner med sitt høye invasjonspotensial.

Sekundærvariabler

Trofisk ubalanse: Ved å registrere og anslå forekomst av andre arter kan en også fange opp tegn på trofisk ubalanse. Dette kan for eksempel være en invasjon av sjøstjerner som beiter ned blåskjellene og således påvirker blåskjellbestanden og assosiert naturmangfold negativt.

Eutrofiering: Masseforekomster av hurtigvoksende trådalger indikerer økt tilførsel av næringsalter. Eventuelle forekomster på blåskjellbunn kan fanges opp ifm. feltregistreringer. En økt mengde trådalger kan potensielt gi skjul for dyr som spiser blåskjell og medføre økt predasjon. Om trådalgene i seg selv påvirker naturmangfoldet til blåskjellbestanden negativt er usikkert, og bør undersøkes nærmere.

Fysiske forstyrrelser/endring av habitat: Mudring, utbygging og menneskeskapt objekter på eller i nærheten av blåskjellbunn, kan ha en negativ påvirkning på blåskjellene. Noen av disse forstyrrelsene kan registreres i felt i strandsonen, og kan benyttes til å justere tilstanden til en blåskjellbunn et trinn ned.

Kondisjon: Kondisjonen til et skjell varierer mellom populasjoner og sesonger. Faktorer som når skjellene gyter, samt vekst og næringsopptak er eksempler på årsaker til denne variasjonen (Riisgård m.fl. 2014). Denne naturlige variasjonen gjør det vanskelig å benytte kondisjonsindeksen som en variabel for tilstand til blåskjellbunn og å sammenligne verdier mellom lokaliteter og med historiske data. Variabelen kan brukes for å belyse situasjonen innen en populasjon (f.eks. gytt/ikke gytt) på et gitt tidspunkt, men ikke nødvendigvis for å si om noe er bedre eller dårligere. I disse analysene ble tørrvekt beregnet, noe som gir et mer presist mål på kondisjon. Ved å bruke størrelsesfordeling som en proxy for kondisjon unngår man destruktiv innsamling av skjell.

For at «verste styrer»-prinsippet skal følges, bør de som registrerer data være oppmerksomme på forekomst av f.eks. fremmede arter som stillehavsøsters og tøffelsnegl. Det bør også gjøres en vurdering av hvor innsamlingen av skjell for fastsettelse av størrelsesfordeling utføres. Denne bør

gjøres for representative miljøforhold på lokaliteten. Områder innen lokaliteten med skjellforekomster som viser tegn på sviktende rekruttering, og som kan knyttes til nærhet til utslipp, eller andre menneskeskapte objekter, bør også vurderes innsamlet.

4.4.4 Primær og sekundærvariabler for naturmangfold – Flatøstersbanker

Bekkby m.fl. (2012 og 2020) gir oversikt over hvilke verdikriterier som tidligere er brukt til verdisetting av naturmangfoldet knyttet til flatøstersforekomster. Disse kriteriene danner dermed et godt grunnlag for å identifisere relevante primær- og sekundære variabler (samt deres trinninndeling) for naturmangfoldet til denne naturtypen.

Primærvariabler

Tetthet: Ifølge DN-håndbok 19 er «god» tilstand satt til forekomster med tetthet på 0,5-4 individer per kvadratmeter, og i henholdt til [OSPAR er definisjonen](#) på «bed» av flatøsters 5 individer per kvadratmeter. På lokaliteter vurdert til å ha en «god/høy» forekomst av flatøsters basert på ekspertvurdering, ble det registrert mellom 21,5 individer (Bunnefjorden) og 41,2 (Langestrand) individer i gjennomsnitt per kvadratmeter. Tilsvarende ble det på lokaliteter som var vurdert til å ha «dårlig/lav» tetthet, som på Gåsø og Ærøy, funnet henholdsvis 2 og 0,5 individer per kvadratmeter (**Figur 27**).

Bekkby m. fl. (2012) foreslo en verdisetting basert på «maksimal tetthet» for østersforekomster slik: **1** = 1 stk/m², **2** = 2-5 stk/m², **3** = 5-15 stk/m², **4** = 15-50 stk/m² og **5** = >50 stk/m². Disse verdiene ble revidert av Bekkby m.fl. (2020) og gjort om til et **tredeelt poengsystem som kan oversettes til lite, moderat og stort mangfold**: **1** = 0-2 ind/m², **2** = 2-5 ind/m² og **3** = > 5 ind/m². Det ble også foreslått en egen poengverdi for “gjennomsnittlig tetthet” på en lokalitet med poengsummene **1** = <0,1 ind/m², **2** = 0,1-0,5 ind/m² og **3** = > 0,5 ind/m². Vi foreslår å videreføre tre-inndelingen for maksimal tetthet og gjennomsnittlig tetthet som mulige primærvariabler og kriterier for fastsettelse av lite, moderat og stort naturmangfold til en flatøsterslokalitet.

Arealutbredelse: Dette er en relevant primærvariabel for naturmangfold siden større banker har mulighet til å «huse» flere arter. Bekkby m.fl. (2012) definerer en flatøsterslokalitet som *forekomster av skjell med mindre avstand enn 500 m og uten fysiske barrierer som hindrer rekruttering*. I Bekkby m.fl. (2020) er denne avstanden nedjustert til **200 m**, og det foreslås et tredeelt poengsystem for verdisetting av en flatøsterslokalitet basert på totalarealet, der **1** = < 10m², **2** = 10-100 m², og **3** = > 100m². Vi foreslår at denne trinninndelingen videreføres for arealutbredelse som en primærvariabel til fastsettelse lite, moderat og stort naturmangfold til en flatøsterslokalitet.

Sekundærvariabler

Innslag rødlistede arter: Det samme som beskrevet for blåskjellbunn under **4.4.2**. vil kunne gjelde for flatøstersbanker.

Tyngdepunktarter: Det samme som beskrevet for blåskjellbunn under **4.4.2**. vil kunne gjelde for flatøstersbanker.

Formvariasjon: dess mer variasjon i former dess flere nisjer og større potensiale for mangfold?: vi analyserte ikke formvariasjon hos flatøsters da vi anser at det er en lite relevant variabel for naturmangfold for flatøstersbanker.

4.4.5 Primær og sekundærvariabler for tilstand - Flatøstersbanker

Primærvariabler

Størrelsesfordeling: - som mål på alderssammensetning, stabilitet og rekruttering. Forekomst av eldre individer sier noe om alderen til «banken», og mangel på små østers indikerer sviktende rekruttering. I henhold til DN-håndbok 19 er stor aldersspredning og forekomst av gamle skjell med skallbredde > 12 cm svært viktig. Bekkby m. fl. (2012) har foreslått et tredelt poengsystem for vurdering av størrelsesfordeling: **1** = 1 generasjon, **3** = > 2 generasjoner, **5** = > 2 generasjoner + levende gamle skjell (>12 cm i bredde). Dette poengsystemet kan eventuelt videreføres til vurdering av tilstand for lokalitetskvalitet og da som:

dårlig = 1 generasjon

moderat = > 2 generasjoner

god = > 2 generasjoner + levende gamle skjell (>12 cm i bredde)

Innslag av fremmede arter: Forekomst av fremmede arter som kan påvirke populasjonen av flatøsters negativt er en relevant primær variabel for å vurdere tilstanden til flatøstersbanker. Stillehavsøsters har et stort invasjonspotensial og kan ha en negativ påvirkning på forekomster av flatøsters. Dette var synlig på blant annet stasjon Gåsø hvor stillehavsøsters hadde dominerende forekomst. Ifølge DN-håndbok 19 kan fremmedartene japansk drivtang, østerstyv (*Colpomenia peregrina*) og tøffelsnegl (østerspest) påvirke forekomst av flatøsters negativt. Hvordan denne variabelen skal brukes for vurdering av tilstand må diskuteres i videre arbeid. Relevante spørsmål i forhold til dette er blant annet: er det dekningsgraden til hver enkelt fremmedart som bør vurderes eller er det den totale dekningsgraden for alle fremmedarter som finnes på en lokalitet? Kan det være aktuelt å trekke inn andre faktorer som for eksempel størrelsesfordelingen til stillehavsøsters, som kan si noe om rekruttering av denne fremmedarten?

Sekundærvariabler

Andel døde skjell: andel døde skjell ble ikke registrert i felt. Dette kan være en indikasjon på dødeligheten og da være en variabel som eventuelt trekker ned tilstanden. Vi vil også nevne at døde skjell kan ha en positiv effekt på artsmangfoldet ved at ansamlinger av døde flatøsters og andre muslingskall kan fungere som habitat for andre dyr, blant annet sekkedyr og børstemark (OSPAR 2009). Flatøsters har høye krav til miljøfaktorer som temperatur og salinitet. I perioder hvor forholdene er ugunstige som ved lengre kalde perioder eller økt nedbør vil dette ha en negativ innvirkning på flatøstersen og vil kunne føre til økt dødelighet og lavere rekruttering.

Fysisk forstyrrelse/endring av habitat: dette inkluderer for eksempel mudring, utbygging og menneskeskapte objekter. Noen av disse forstyrrelsene vil la seg registrere i felt i strandsonen, og kan benyttes til å justere tilstanden til en blåskjellbunn ned et trinn.

Overbeskatning: Mye høsting av flatøsters fra en bank vil naturligvis påvirke tettheten og dekningsgraden og dermed tilstanden til banken. Dette er riktignok en variabel som vil være vanskelig å kartlegge med mindre det er en stasjon som overvåkes jevnlig.

Kondisjon: De samme utfordringene vil gjelde for flatøsters som for blåskjell beskrevet i avsnitt **4.4.3**.

4.5 Helofytt-saltvannssumper

4.5.1 Kartlegging og avgrensing

Vi foreslår at helofytt-saltvannssump avgrenses mot andre marine naturtyper ut fra definisjonen og minst 25% dekning av makrohelofytter. Den avgrenses mot terrestriske naturtyper ut fra forekomst av bestanddannende makrohelofytt.

Motivasjonen til å skille ut helofytt-ferskvannssump og helofytt-saltvannssump som egne hovedtyper i NiN er resultater fra bunndyrundersøkelser i Borrevatn i Vestfold. Økland og Økland (1996) fant at bunndyrsamfunnet inne i våtmarka i Vassbotn var markert forskjellig fra det som fantes ute i selve innsjøen. Det er kjent at mangfoldet av bunndyr i brakkvannsområder er svært lavt i forhold til i ferskvann og saltvann (Remane 1934). Det er derfor usikkert om det er så stor forskjell på artsdiversiteten i og utenfor sumpen at man kan forsvare å opprettholde hovedtypen helofytt-saltvannssump. Andre ubesvarte spørsmål er; hvilke habitat er viktig som hekke- og beiteområder for fugl – er det helofytt-området eller de tørrere områdene lenger inn? Hvor viktig er helofytt-området for små fisk? Vi fant at kun 2-4% av arealet til de undersøkte helofytt-saltvannssumpene står ut i sjøen. Så den marine delen er svært marginal. Bør naturtypen opprettholdes som egen type eller bør den inngå i strandeng og strandsump som tidligere? Det er et klart behov for å evaluere/verifisere begrunnelsen for å skille ut helofytt-saltvannssump som egen hovedtype.

I ferskvann går ofte takrør og sjøsivaks *Schoenoplectus lacustris* ut til rundt 2 m dyp. I de undersøkte lokalitetene i indre Oslofjord og ved Grimstad gikk takrør ut til maks 25-30 cm dyp, mens havsivaksbeltet gikk ut til 10-15 cm dyp. Dette tilsvarer ca. middels vannstands nivå. Vi vet ikke om dette er typisk for andre helofytt-saltvannssumper. Basert på undersøkelsene av disse fire lokalitetene kan det se ut som sumpdelen av helofytt-saltvannssump kun har en helt marginal utbredelse.

Det finnes ingen etablert metodikk for kartlegging og avgrensing av naturtypen, og heller ikke for undersøkelser av assosiert biologisk mangfold i den delen av helofytt-saltvannssump som står permanent i sjø. Det er derfor behov for å utvikle en veileder for denne type kartlegging og undersøkelser. Det er da mulig å benytte metodikk fra tilsvarende arbeid i Danmark, Sverige og Finland. Sjødelen kartlegges best ved hjelp av liten båt eller ved vading/snorkling fra sjøsiden. Det er både vanskelig og farefullt å kartlegge denne fra land. Dessuten er flere av helofyttsumpene inkludert i verneområder og bevegelse fra land vil kunne forstyrre organismer som lever her, f.eks. vannfugl. Tråkk vil dessuten kunne ødelegge deler av helofyttbestanden.

Arealet av helofyttsumpen, både totalt areal og den delen som står permanent i vann, kan bestemmes vha. fjernmålinger (flyfoto/drone). Ved hjelp av enkle registreringer i felt kan også bestanddannende art bestemmes vha. fjernmåling. Ved å inkludere elver/bekker i kartene vil man kunne få en grov vurdering av salinitetsforholdene, men som observert i Storøykilen endres saliniteten ganske raskt fra elveutløp og utover.

4.5.1 Primær og sekundærvariabler for naturmangfold

I Norge har vi svært liten kunnskap om hvilken betydning ulike utforminger av helofyttsumpen har på andre organismer. Det finnes imidlertid noe kunnskap om helofytter og vannfugl, men dette er ikke gjennomgått her.

I disse første registreringene har vi målt parametere som vi, ut fra kunnskap fra andre naturtyper i ferskvann og marine områder (f.eks. ålegraseng), antar vil ha betydning for artsmangfold. Parameterne inkluderer bl.a. tetthet av habitatdannende art (i form av stråtetthet), salinitet, arealutbredelse og bestandsbredde i sjø. Bunndyr ble brukt som «testorganismegruppe», men datagrunnlaget er foreløpig for lite til at variasjonene i artsforekomst og individtetthet kan knyttes til variasjonene i de nevnte parameterne.

Tilsvarende registreringer og innsamlinger bør inngå i videre undersøkelser av naturtypen. I tillegg bør man vurdere å inkludere kartlegging av påvekstalger (fastsittende alger på stenglene av helofyttene).

Primærvariabler

Makrohelofyttene danner som regel 1-2 arts-bestander, og artsmangfoldet av planter i den delen av sumpen som står permanent i vann er derfor lite. Helofyttsumpen utgjør imidlertid et viktig habitat for en rekke andre organismegrupper, f.eks. vannfugl, bunndyr, mobile dyr (reker, krabber, småfisk) og påvekstalger.

Artsmangfold

Våre innledende undersøkelser viste små forskjeller i artssammensetning og tetthet av bunndyr i helofyttsumpen i forhold til utenfor. Ingen rødlistearter ble registrert. Flere undersøkelser er nødvendig for å gi bedre data for å vurdere om mål på artsmangfold som antall arter og individtetthet, eller forekomst av habitatspesifikke arter, kan brukes som primærvariabler for naturmangfold. Siden artsmangfoldet er relativt lite, og det er praktisk gjennomførbart, anbefaler vi at det vurderes å bruke direkte mål på artsmangfold for denne naturtypen til fastsettelse av en lokalitets naturmangfold. Terskelverdiene for lite, moderat og stort vil måtte settes når en har skaffet tilstrekkelig kunnskap om variasjonen i artsmangfoldet til naturtypen.

Arealutbredelse

Størrelsen av et habitat er ofte direkte korrelert med artsmangfoldet til habitatet. Størrelsen på makrohelofyttbestanden (areal- og dybdeutbredelse), vil kunne være en relevant primærvariabel, men vi mangler kunnskap til å sette grenseverdiene for lite, moderat og stort mangfold for naturtypen.

Dekningsgrad habitatdannende makrohelofytt

Det er kjent at tett bestand av takrør i ferskvann gir en svært artsfattig sump. Takrørsumpen er imidlertid av stor verdi for fuglelivet. I brakkvann er artsdiversiteten generelt lavere, men også her anses takrørbestanden som viktig for fugl (Røsok og Abel 2008, med referanser), selv om tilgroing med takrør viser redusert diversitet og endret artssammensetning av fugl (bl.a. Chambers m.fl. 1999, med referanser). Takrør påvirker bestander av havsivaks negativt og tilgroing av takrør på bekostning av havsivaks er observert (Esselink m.fl. 2000, Carus m.fl. 2017), også i vår undersøkelse i Viernbukta. På grunn av dette er tilgroing av takrør generelt ikke ønskelig (se skjøtselsplaner for Oslofjord-områdene, f.eks. Røsok og Abel 2008, se også Natura 2000 områder i Sverige hvor krav om <1 % takrør dekning). Forekomst av takrør blir dermed både et kriterium for å avgrense en lokalitet (og påvirker arealutbredelsen til lokaliteten), og gir informasjon om en lokalitets **tilstand**. Dette er problematisk siden samme variabel da vil benyttes langs begge aksene.

Størrelsen på den habitatdannende makrohelofytten

Tetthet, strå lengde og -tykkelse vil kunne være relevante variabler for å vurdere artsmangfoldet i helofyttsumpen. Variablene som vi har registrert i dette prosjektet vil være nyttige for å karakterisere helofyttsumpen, men det bør utarbeides en mer detaljert metodikk. Dette kan innbefatte størrelse og antall ruter som skal registreres, hvor mange strå som skal måles og undersøkes, samt hvordan disse variablene er korrelert til variasjon i assosiert artsmangfold.

Salinitet

Variasjon i utbredelse og artsdiversitet av makrohelofyttene og av annet liv i helofyttsumpen langs salinitetsgradienten er lite undersøkt i Norge, men helofyttene har sannsynligvis forskjellige tålegrenser mht. salinitet. Pollsivaks ser ut til å foretrekke lavere salinitet enn havsivaks (Lundberg & Rydgren 1994a). Takrør er vanligere i ferskvann, men kan også tåle brakk- og saltvann. Artene har sannsynligvis høyere tålegrense i områder med varierende salinitet gjennom døgnet og året (som i norske kystområder) enn i områder med mer eller mindre stabil salinitet (eks. Østersjøen).

Denne undersøkelsen har ikke kunnet vise om det er endringer i artssammensetning av bunndyr fra svakt brakkvann til saltvann. Alle bunnprøvene ble tatt ved temmelig salt brakkvann (polyhalint; 18-30 promille) og viste et artsinnhold som tilsvarer det som finnes på mudderflater ved tilsvarende saltholdigheter. For helofyttsummer i permanent svakt brakkvann (oligoalint: 0,5-5 promille) og temmelig brakt brakkvann (mesohalint: 5-18 promille) vil det forventes en lavere artsrikhet, som i brakkvannssystemer generelt, ved at de marine artene gradvis tynnes ut ved redusert saltholdighet. Mest sannsynlig vil noen få rene brakkvannsarter komme til. Dette kan særlig gjelde gruppen fåbørstemark, som sjelden identifiseres til art i marine undersøkelser, men også for nesledyr, flerbørstemark og krepsdyr hvor det er kjent flere brakkvannarter fra Norge. Potensielt kan derfor helofyttsummer i svakt brakkvann ha en forskjellig fauna fra summer ved høyere saltholdigheter.

Et spørsmål vi stilte oss var om helofytt-saltvannssump finnes, dvs. finnes det helofyttsump ved salinitet >18 promille? Hvis ikke bør kanskje navnet endres til helofytt-brakkvannssump. Forekomsten av helofytt-saltvannssump ved 31 promille ved Grimstad viser at navnet likevel kan være berettiget, imidlertid ble disse målingene ansett som maksverdier.

Sekundærvariabler

Innslag av rødlistede arter

Blant de rene brakkvannsartene, som potensielt kan finnes i summer i svakt brakkvann (< 2-3 promille), er det flere arter på rødlisten per i dag (versjon 2021) og arter som sannsynligvis burde vært på rødlisten. Mest kjent er brakkvannsreka *Palaemonetes varians* (VU) som finnes på spredte lokaliteter fra Oslofjorden og sørover til Lillesand. Arten er vanlig ved Grimstad der det er utstrakte takrørbelter. Vi forventer også å finne isopoden *Lekanesphaera rugicauda* (NT), og amfipodene *Gammarus inaequicaudata* (VU) og *Leptocheirus pilosus* (DD) i disse områdene. De er alle knyttet til grunne brakkvannsmiljøer med bunnvegetasjon, som formet av alger og helofytter. *L. pilosus* er rapportert som vanlig innerst i Gansrødbukta ved Øra (Fredriksstad). En annen kandidat for rødlista er brakkvannsisopoden *Cyathura carinata*. Den står som NA i rødlista, men er også dokumentert som tilstedeværende ved Øra. To andre mulige trua arter er to små børstemark; *Alkmarmaria romijni* (EN) og *Manayunkia aestuarina* (VU). Begge artene er funnet ved Øra, og også i Presterødkilen (Tønsberg), og er arter som en bør være oppmerksom på i framtidige undersøkelser av helofyttsummer.

4.5.2 Primær og sekundærvariabler for tilstand

Primærvariabler

Grad av skjøtsel

Gjengroing/forekomst av takrør og størrelsen på takrørbestanden kan brukes som en variabel for tilstand, men se kap. om naturmangfold.

Grad av intakthet

Intakthet er ikke vurdert i dette prosjektet, men er tidligere brukt for å verdsette lokaliteter (DNs Håndbok 13), og vil kunne være en viktig variabel også i videre arbeid. Intakthet kan omfatte grad av inngrep i lokaliteten, som bygninger, brygger og moloer, men også nærhet til utbygginger og menneskeskapt objekter. Dette er en variabel som bør diskuteres nærmere i faggruppen.

Innslag av fremmede arter

Det ble funnet en fremmed art, brakkvannsrur *Amphibalanus improvisus*, i Storøykilen ved Fornebu. Arten krever fast underlag og ble funnet på stein og stilker av tang. Brakkvannsrur er en art som ble etablert i norske farvann for mer enn hundre år siden og som nå er vanlig utbredt i hele østlandsområdet og langs Sørlandskysten. Det ble observert stillehavsøsters på søppel utenfor takrørsbeltet i Storøykilen. Helofyttsumper i svakt brakkvann kan være aktuelle som inngangsporter for fremmede arter som i dag er dørstokkarter til Norge. For eksempel har flere fremmede arter av skjell og krepsdyr etablert seg over senere år i brakkvann og til dels ferskvannsystemer i og ved Østersjøen og i estuarområder på kontinentet.

Den fremmede arten kjempesøtgras *Glyceria maxima* (høy risiko, middels økologiske effekter, jfr. Artsdatabanken 2018) kan ha stor utbredelse i enkelte områder og fortrenge andre arter, først og fremst mer småvokste arter i indre deler av sumpen. Den antas imidlertid å ha mindre negativ påvirkning på de storvokste makrohelofyttene.

Sekundærvariabler

Innslag av søppel

Innslag av søppel vil kunne ha betydning for artene som lever i helofytt-saltvannssumpene. De vil kunne danne substrat og skjulesteder for ulike arter, bidra som «stepping stones» for fremmede arter (som fort slår seg ned på kunstige substrat), men ikke minst gjennom tilførsler av giftige kjemikalier til økosystemet. Vi observerte innslag av plast og flere dekk (rett utenfor takrørsbeltet) i Storøykilen (**Figur 57**), og plastsøppel inne i helofyttsumpen.

Korrosjonsskade av snegl

Vi fant korrosjonsskader på muddersnegl både fra helofytt-sumpene i indre Oslofjord og ved Grimstad. Det kan se ut som forsuringsskader. Det er behov for å finne ut hvor generelt dette fenomenet er. Våre kontakter i Nordsalt-prosjektet (finansiert av Nordisk ministerråd) kjenner ikke til fenomenet. Slik forsuringsskader hos nøkkelarter, slik som muddersnegl, kan være en relevant sekundærvariabel for tilstand.



Figur 58. Sjøppl rett utenfor takrørsbeltet i Storøykilen, med forekomst av stillehavsøsters. Foto: Eli Rinde.

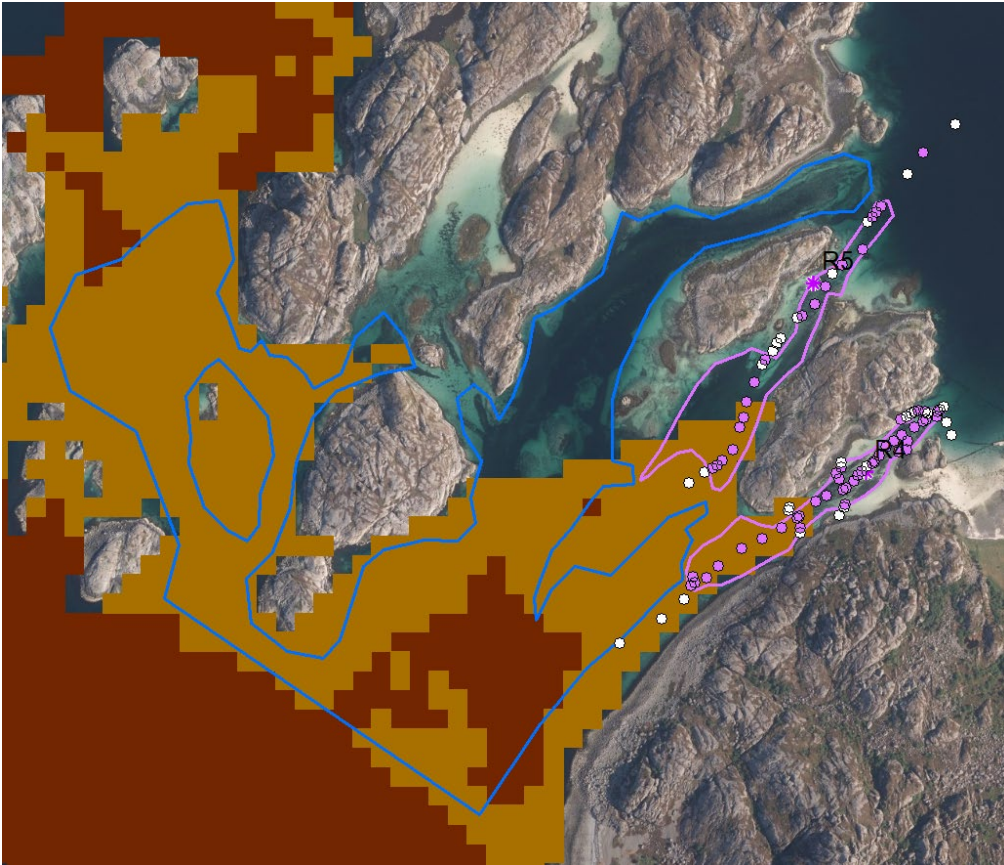
4.6 Ruglbunn

4.6.1 Kartlegging og avgrensning

Ruglbunn har ikke blitt systematisk kartlagt og det finnes foreløpig ingen etablert metodikk som brukes ved kartlegging og avgrensning av naturtypen. Videotransekt og punktregistreringer som testet her, synes å være et egnet verktøy som kan anbefales som metode for å fastsette en ruglbunns arealutbredelse. Både droppkamera og undervannsdrone kan brukes til formålet, men undervannsdrone vil gi bedre billedkvalitet sammenlignet med droppkamera. Metodeutvikling for kartlegging av marine naturtyper, inkludert ruglbunn, ved bruk av luftdroner pågår blant annet i forskningsrådsprosjektet MASSIMAL.

En forhåndskartlegging av potensialet for naturtypen ved bruk av modellering av marine naturtyper (både av ruglbunn i seg selv og av andre nærliggende naturtyper), eller ved bruk av Norge i bilder, vil være hensiktsmessig som grunnlag for å lage et feltdesign som gjør det mulig å avgrense store forekomster, slik som vi potensielt har ved Sjøla (jf. **Kap. 3.7.1**). Ved Sjøla gir en regelbasert stortareskogmodell en god pekepinn på hvor yttergrensen til den potensielle ruglbunnen i området ligger (**Figur 58**). Grensen for stortareskog i denne modellen er basert på modeller over bølgeeksponering og dybde, og viser at dybdeintervallet innen det avgrensede potensielle området egner seg for både tareplanter og ruglbunn. Med bruk av bølgeeksponeringsmodeller kan svært eksponerte områder utelukkes som potensielle ruglbunnområder.

Terrengformasjoner som bukter og sund som danner fysiske barrierer for ruglbunnen, og grunnlag for akkumulering av ruglklumper, vil sammen med dybde data, informasjon om bølgeeksponering og fargevariasjoner på flyfoto, kunne gi en god indikasjon på utbredelse av ruglbunnen, og være til hjelp for avgrensning av forekomster. Mer datainnsamling og kunnskap om forekomst av ruglbunn vil på sikt kunne benyttes til å utvikle pålitelige modeller for ruglbunn tilsvarende som for tareskog.



Figur 59. Oversikt over hvor en regelbasert stortaremodell sier at det skal være stortare i området nord for Søla (mørkebrune områder) og hvor det er potensiale for gjenvekst av tareskog etter nedbeiting (oransje). Slike enkle modeller kan være relevant å bruke som hjelp til avgrensning og eventuelt også til design av feltinnsamlingen i et område som skal undersøkes for forekomst av ruglbunn. Figur: Eli Rinde/NIVA-2021.

Forslag til definisjon:

For å kunne kartlegge og avgrense en gitt ruglbunn må vi ha en klar definisjon av naturtypen. Vi foreslår en stabil dekning på minimum 25% av levende løstliggende rugl sett ovenfra innenfor et areal som utgjør minimum 100 m². Tilsvarende som for ålegras foreslår vi at dersom avstanden mellom forekomster er større enn 50 m skal de avgrenses som to adskilte forekomster. Ruglklumper som forekommer flyktig og som et tynt lag på fjell/og sandbunn uten egnet terreng for akkumulasjon/retensjon av klumpene, vil ikke omfattes av denne definisjonen.

Ruglbunnen ved Eidem hadde partier med død rugl og forekomst av tett ruglbunn i mosaikk med forekomst av andre naturtyper som blant annet tareskog. Dette viser at det for ruglbunn er spesielt viktig at kartleggingsveilederen beskriver hvordan man skal håndtere habitatheterogenitet og ulike avstander mellom forekomster med ulike egenskaper (f.eks. tetthet og innslag av død rugl).

4.6.2 Primær- og sekundærvariabler for naturmangfold

Siden naturmangfoldet til ruglbunner i Norge i liten grader undersøkt, mangler vi kunnskap om hva som er referansetilstanden til denne naturtypen.

Primærvariabler

Arealutbredelse: Store forekomster antas å ha et høyere assosiert mangfold enn små forekomster, men vi har lite kunnskap til å sette grenseverdiene for lite, moderat og stort mangfold for ruglbunn. Basert på arealutbredelsen til de undersøkte ruglbunnene kan den tentativt settes lik arealgrensene for ålegrasenger (Bekkby m.fl. 2020). Men vi vil understreke at arealutbredelse kun er undersøkt sør på Helgelandskysten, og at det kan være behov for å endre disse grensene basert på ny kunnskap. Siden vi finner mindre forekomster av ruglbunn på Vestlandet, og vi vet at det finnes store forekomster i Nord-Norge mener vi at det er nødvendig med regionspesifikke kriterier for arealutbredelse som primærvariabel for naturmangfold i og på ruglbunn.

Dekningsgrad og fragmentering: Vi antar at en kontinuerlig utbredelse med høy dekningsgrad vil ha høyere biomangfoldverdi enn en lokalitet med fragmentert forekomst av rugl. Denne variabelen anses som en relevant primærvariabel for naturmangfold i ruglbunn.

Rugltype: De to typene mergel og rhodolith vil kunne tilby ulike tredimensjonale strukturer ved at mergel som regel er mer forgreinet enn rhodolithene. Rhodolithene har en kjerne av stein og er ofte mer kompakte enn mergel. Rugltype var viktig kriterium for verdisetting av naturmangfoldet til ruglbunn i DN-håndbok 19, kanskje særlig ut fra antagelsen om at ekte mergel er sjelden. Nyere kartlegging har påvist store forekomster av ruglbunn særlig i Nord-Norge. Det er ikke undersøkt om disse er dannet av rhodolither eller ekte mergel, men det kan hende ekte mergel er mindre sjeldent enn tidligere antatt. I våre undersøkelser på Vega fant vi ekte mergelbunn både på Sjøla og ved Eidem, mens forekomstene ved Trappa og Valløy var dominert av rhodolither. DNA-analysene av et lite utvalg av ruglklumper indikerer at de to mergelbunnene er dannet av de to artene *Lithothamnion glaciale* og *L. erinaceum* (og dominans av sistnevnte art ved Sjøla), mens de to rhodolith-bunnene er dannet av *L. glaciale*. For å kunne bruke rugltype som primærvariabel bør det undersøkes nærmere om det er et høyere artsmangfold knyttet til ekte mergel.

Sekundærvariabler

Formvariasjon på ruglklumpene: Formvariasjon er en mulig indikator for naturmangfold siden stor formvariasjon kan gi opphav til stor diversitet av mikrohabitat og nisjer (dess mer variasjon i former dess flere nisjer og større potensiale for mangfold). Vi fant størst formvariasjon i ruglbunnene ved Eidem og Sjøla som hadde stor forekomst av ekte mergel. Denne variabelen blir sannsynligvis overflødig dersom rugltype inkluderes som en primærvariabel.

Habitatdannende ruglart er sjelden: Noen av de rugldannende artene er antatt å være sjeldne. Dette gjelder *Phymatholithon calcareum* (i sør) og *P. lamii* (i nord). Ruglbunner som er dannet av sjeldne rugldannende arter bør få økt naturmangfoldverdi. Kunnskap om artsidentiteten til de rugldannende artene vil kreve innsamling av ruglklumper til DNA analyse. Analysene av 10 ruglklumper fra hver av de undersøkte ruglbunnene i vår studie, avslørte ingen sjeldne ruglarter ved Vega. Det må avklares hvor mange prøver som bør tas fra en ruglbunn for å fastslå identiteten til de(n) rugldannende arten(e), særlig i store ruglbunner.

Mangfold av rugldannende kalkalgearter: Ruglbunnene kan sannsynligvis dannes av flere arter, og som demonstrert her for mergelbunnene ved Sjøla og Eidem. Artsmangfoldet til de rugldannende

artene bør vurderes som en sekundærvariabel for naturmangfold. Men kunnskapsgrunnlaget for å si hvor mange arter som tilsier lite, moderat og stort mangfold, er lite.

Innslag av andre rødlistede arter: Dette er ansett som en relevant variabel, og bør inkluderes som en sekundærvariabel for naturmangfold også for ruglbunn.

Forekomst av store, gamle individer: Store rugklumper av ekte mergel må være relativt gamle siden det er antatt at vekstraten er liten (type 1 mm per år). Dersom en ruglbunn har høy forekomst av store, gamle individer vil vi anta at ruglbunnen vil ha et høyere biologisk mangfold enn en bunn med små og unge individer. Det er mulig denne variabelen bør opp som en primærvariabel selv om vi ikke vet om artsmangfoldet til slike bunner er høyere enn i andre bunner. Dette tilsier et stort kunnskapshull som bør dekkes for å kunne forvalte naturtypen på en bærekraftig måte.

Det vil kreve mer omfattende innsamling og undersøkelser for å finne ut eventuelle sammenhenger mellom de foreslåtte variablene og artsmangfoldet som lever tilknyttet ruglbunnen. For flere av disse variablene er det behov for å samle inn ruglmateriale. Dersom artsmangfold skal vurderes som en kvalitetsparameter må det etableres en standardisert og kvantitativ prøvetakingsmetode for innsamling av rugl og assosiert fauna, fortrinnsvis ved dykking, hvor et kjent areal av bunns substratet samles inn for identifisering av artene i prøven.

4.6.3 Primær- og sekundærvariabler for tilstand

Primærvariabler:

Forekomst av trådalger: Tetthet av løstliggende eller fastsittende trådalger er en indikator for overgjødning, der tette forekomster indikerer en negativ effekt på ruglbunnen. Vi foreslår samme trinn-inndeling av denne variabelen som foreslått for ålegrasenger, men det bør undersøkes om ruglbunn er mer sårbar for trådalger enn ålegras og om det er behov for en annen trinninndeling:

- **god:** tetthetsklasse 0 og 1
- **moderat:** tetthetsklasse 2
- **dårlig:** tetthetsklasse 3 og 4

Tildekking av slam, sedimentering: Høy grad av slam og sediment som dekker ruglbunnen vil føre til dårligere overlevelse og dermed dårligere tilstand på ruglbunnen generelt og kan ses på som en indikator på negativ utvikling. Nærhet til oppdrettsanlegg, jordbruksarealer eller f.eks. kloakkutslipp som bidrar til forurensing vil være relevante forklaringsvariabler. Menneskeskapte reduksjoner i vannutskifting som forårsaket av moloer og veiutbygging vil også kunne medføre nedslamming av en nærliggende ruglbunn. Denne variabelen kan være vanskelig å operasjonalisere.

Dekningsgrad av død ruglbunn: Andel død ruglbunn foreslås vurdert som en indikator på ruglbunnens tilstand, der høy andel av levende rugl indikerer god tilstand mens høy andel død rugl indikerer dårlig tilstand. Et høyt innslag av død ruglbunn kan skyldes tidligere episoder med overgjødning og tett forekomst av trådalger, og tidligere tildekking av slam og sediment Det kan også skyldes fysiske forstyrrelser, både naturlige og menneskeskapte. Vi foreslår å bruke samme trinninndeling for denne variabelen som for forekomst av trådalger.

Fysisk forstyrrelser: Aktiviteter som høsting, mudring, tråling, ankring, utbygging og lignende, vil kunne ødelegge deler av ruglbunnene som ofte består av svært skjøre individer som lett kan knuses og gå i stykker.

Sekundærvariabler:

Det ble ikke funnet forekomst av fremmede arter på de undersøkte ruglbunnene, men dette er en relevant sekundærvariabel tilsvarende som for de øvrige naturtypene.

Vi diskuterte også om nærhet/overlapp til oppdrettsanlegg burde inkluderes som en egen sekundærvariabel siden det er kjent at fiskeoppdrett sprer blant annet miljøgifter fra lusemidler, fra rensing av merder, samt utslipp av nærings saltutslipp, feces og partikulært organisk materiale. Negative effekter av utslipp av nærings salter vil kunne fanges opp av mengde trådalger og av nedslamming. Siden nedslamming vil være vanskelig å operasjonalisere, vil det kanskje være nødvendig å inkludere nærhet til oppdrettsanlegg som en proxy for en eventuell negativ påvirkning. Strømretning og resipientkapasiteten til vannforekomsten vil være essensielle for hvilke effekter et oppdrettsanlegg vil ha på nærliggende ruglbunn.

4.7 Oppsummering og konklusjon

Hovedformålet til dette arbeidet har vært å skaffe feltbasert kunnskap om et utvalg av marine naturtyper/-enheter og styrke kunnskapsgrunnlaget til arbeidet med marin kartleggingsinstruks. Dette omfatter innhenting og sammenstilling av kunnskap for å utvikle kriterier for økologisk lokalitetskvalitet for de undersøkte naturtypene. Basert på felterfaringene har vi diskutert hvilke variabler som best kan representere tilstand og naturmangfold til naturtypene, både ut fra en teoretisk tilnærming, men også ut fra pragmatiske hensyn på hva som lar seg praktisk gjennomføre i felt.

Marine naturtyper i kystområdene ble ikke systematisk kartlagt før 2007, og siden har det kun blitt utført kartlegging for et utvalg av naturtyper. Blant de undersøkte naturtypene er det ålegrasenger vi har mest kunnskap om, selv om vi også for denne naturtypen mangler kunnskap om utbredelsen før 2007 og for variasjon over sesong og år. Vi mangler dermed kunnskap om naturtypenes referanseverdier for utbredelse. Noen helofytt-saltvannssumper har blitt registrert som en del av strandeng og strandsumpene som er kartlagt tidligere, men det er uklart hvor stor andel av de kartlagte forekomstene som er helofytt-saltvannssump, og hvor stor andel av helofytt-saltvannssumper som faktisk er blitt kartlagt.

Vi har generell kunnskap om artsmangfoldet knyttet til ålegrasenger og sukkertareskog, men mangler kunnskap om f.eks. regionale forskjeller. Mangfold assosiert til muslingbunner, helofytt-saltvannssumper og ruglbunner er lite studert, og vi mangler dermed kunnskap om **referansetilstanden** til dette naturmangfoldet.

Vi har for alle naturtypene kunnet ta utgangspunkt i **tidligere verdikriterier** for naturmangfold, med unntak av blåskjellbunner. For blåskjellbunner kunne vi likevel ta utgangspunkt i prinsippene brukt for å etablere verdikriteriene til flatøstersbanker (beskrevet i DN-håndbok 19, Bekkby m.fl. 2012, 2020).

Poengverdiene i **klassifiseringsveilederen** (Veileder 02:2018) til de ulike tetthetsklassene av trådalger og av ålegras er videreført i våre forslag til trinn-inndeling av tilstand og naturmangfold for flere av naturtypene. For tilstand gjelder dette særlig bruk av trådalger som indikator for eutrofiering, men også andel død rugl i ruglbunner. For naturmangfold gjelder det tettheten av den habitatdannende arten, som inngår som foreslått primærvariabel for alle naturtypene.

Bruk av **regionspesifikke kriterier** bør vurderes for alle naturtypene. I siste versjon av verdikriterier i nasjonalt program (Bekkby m.fl. 2020) var det ikke regionspesifikke kriterier for ålegrasenger men for sukkertareskog. De ulike landskapsformene og miljøbetingelsene for ålegrasenger, samt ulikt press, tilsier at det bør være regionspesifikke kriterier også for denne naturtypen. De store tidevannsforskjellene mellom regioner, innebærer at dette er særlig relevant for helofytt-

saltvannssump som befinner seg i tidevannssonen. Blåskjellbunnene på Vega og i Sør-Norge var svært forskjellige både mht. arealutbredelse (ikke spesifikt undersøkt her), størrelse og tetthet, og det er observert svært store blåskjellbunner i Finnmark. Disse regionale forskjellene kan også knyttes til store forskjeller i tidevann.

For marine naturtyper som er vanskelige å avgrense bør det vurderes om en kan avgrense et mindre område der naturtypens viktige egenskaper som tetthet, er mulig å fastsette. I NiN skal deler av en naturtype med dårlig tilstand kunne avgrenses som egne polygoner. Dette burde også kunne gjøres for deler av en naturtypes utbredelse som det er vanskelig å vurdere kriterier knyttet til naturmangfold eller tilstand for.

Vi har kommet med noen generelle anbefalinger på tvers av naturtypene om hvilken betydning rødlistestatus for naturtypene og innslag av rødlistede arter bør ha for vurdering av naturmangfoldaksen, samt for bruken av trådalger som indikator for eutrofiering og innslag av fremmede arter og søppel for naturtypenes tilstand. De neste kapitlene oppsummerer de viktigste anbefalingene med hensyn til metodikk og kriterier for hver enkelt naturtype.

4.7.1 Ålegrasenger

Det er etablert en god metodikk og praksis for kartlegging og avgrensing av ålegrasenger dominert av vanlig ålegras i henhold til DN-håndbok 19. Basert på NiNs definisjon av marin undervannseng (M7) skal grensen for utbredelse av denne hovedtypen settes ved det som i Nasjonalt program ble definert som en spredt forekomst, som tilsvarer mer enn 25% dekning av planter. Men ved kartlegging og avgrensing av ålegrasbunn som forvaltningsrelevant naturenheter (NE-10) skal grensen settes ved enkeltvis forekomst (Bekkby m.fl. 2021). Hvordan kartlegging og avgrensing av M7 og NE-10 skal gjøres framover må klargjøres i egen kartleggingsveileder.

Arealutbredelse og tetthet er begge relevante primærvariabler for ålegrasengers naturmangfold, og eksisterende poengverdier for disse kan oversettes til de nødvendige tre trinnene langs denne aksene av lokalitetskvalitet (jf. **Figur 2**). Det bør vurderes om tetthet skal inngå som en primærvariabel, eller erstattes av en fragmenteringsindeks siden en kontinuerlig og jevn forekomst (med lav tetthet) kanskje vil ha større mangfold enn en mer fragmentert forekomst. Hvordan fragmentering og habitatheterogenitet skal håndteres i tråd med NiNs definisjoner på mosaikk og bruk av sammensatte figurer må avklares i en kartleggingsveileder.

Innslag av trådalger er den viktigste primærvariabelen for tilstand. Analysene av bruken av de ulike formene av trådalger (løstliggende og fastsittende) og ulike kombinasjoner av de to (summen og maksimumsverdien) gav imidlertid ulike resultater med hensyn til sesongvariasjoner i tilstand. Maks-verdien gav generelt mindre sesongforskjeller i gjennomsnittlig mengde trådalger enn bruken av de andre parameterne. Og bruken av løstliggende og fastsittende trådalger gav motsatt bilde av sesongvariasjonene for flere av engene. Hvilken vekstform som velges vil dermed ha stor innvirkning på vurderingen av ålegrasengenes tilstand.

For at «beste styrer»-prinsippet skal følges for fastsettelse av naturmangfold, bør registreringer av ålegrastetthet foregå i kjerneområdet til engen og ikke i ytterkantene. For at «verste styrer»-prinsippet skal følges for fastsettelse av tilstand, bør registreringene fange opp de ofte store forekomstene av trådalger i ytterkantene til engene, og særlig inn mot land. Vurdering av tilstand basert på et representativt utvalg av punkter i engen vil være mer i tråd med dette prinsippet enn bruk av midt-punkter som beskrevet i Veileder 02:2018. Bruk av gjennomsnittsverdier kan se ut til å fange opp dårlig tilstand bedre enn bruk av skala-enden med høyest forekomst.

Det ble observert minst en fremmed art i hver av engene, med unntak av engen i Varildsfjorden. Innslag av fremmede arter er dermed en viktig sekundærvariabel for ålegrasengers tilstand.

4.7.2 Sukkertareskog

I våre undersøkelser varierte tettheten av sukkertare jevnt over lite og synes dermed å være en variabel som er robust for hvilken periode den blir registrert i. Men høy forekomst av trådalger, vil gjøre det vanskelig å registrere sukkertare både vår og høst. Selv om vi ikke fikk påvist rødlistede arter i vår kartlegging, anbefaler vi likevel at forekomst av rødlistede arter er et element som inkluderes i fastsettelse av en sukkertarelokalitets økologiske tilstand. Størrelsen på forekomsten regnes som en indikator for naturmangfold, men er vanskelig å registrere i felt og vanskelig å avgrense ved hjelp av modellering i områder der man ikke har data eller modeller over alle viktige miljøvariabler, eller der naturtypen er i endring. Vi anbefaler likevel at denne variabelen vurderes videre. Når det gjelder aksen for naturmangfold, så foreslår vi at sukkertarens tetthet inngår som primærvariabel. Tilstedeværelse/mengde av rødlistede arter er foreløpig foreslått som en sekundærvariabel, men dette er en diskusjon som gjøres sammen med faggruppen for arbeidet med økologisk kvalitet for lokaliteter. Størrelse på forekomsten (arealutbredelse) blir foreslått som en sekundærvariabel som kan justere kategorien opp eller ned et trinn.

Sukkertaren i sør, inkludert i Oslofjorden, er ofte nedslammet og overgrodd av trådalger («lurv»), noe som er en indikator på eutrofi. Redusert nedre voksegrense kan også være en indikator på eutrofi. Basert på våre undersøkelser foreslår vi både tettheten av lurv og nedre voksegrense som primærvariabler for tilstand. Fremmede arter foreslås foreløpig som en sekundærvariabel for tilstand, men hvordan denne variabelen skal benyttes må diskuteres i faggruppen. Grad av sedimentering og tilstedeværelse av diverse løse gjenstander (inkludert f. eks. fiskegarn, teiner, fiskekroker) foreslås også vurdert som sekundærvariable.

4.7.3 Muslingbunner

For kartlegging av muslingbunner foreslås det å i hovedsak bruke rammeundersøkelser, og transektundersøkelser kun i områder der det ikke er hensiktsmessig å bruke rammer. Det må utvikles en egen kartleggingsinstruks f.eks. basert på den europeiske standarden (ISO 19493:2007), Jelmert m.fl. (2020), og veileder 02:2018.

Undersøkelsene våre viser tegn til sviktende rekruttering av blåskjell på flere av stasjonene i Oslofjorden og ved Agder. Eneste stasjon i sør med relativ høy tetthet av blåskjell var Høvikstranda. På Vega ble det registrert «banker» av blåskjell med høy tetthet på begge stasjoner og med en bred størrelsesfordeling. Det var også tegn til sviktende rekruttering av flatøsters, med unntak for Langestrand og Rollsøy i Agder. Av fremmedarter ble stillehavsøsters registrert på alle stasjonene i Oslofjorden og i Agder, mens tøffelsnegl kun ble registrert på én stasjon i ytre Oslofjord og strømgarn på én stasjon i Agder. Det ble ikke påvist fremmedarter på blåskjellbunnene på Vega. Det ble ikke registrert rødlistede arter på noen av stasjonene.

For både blåskjellbunner og flatøstersbanker har vi trukket frem dekningsgrad/tetthet og arealutbredelse som mulige primærvariable for vurdering av naturmangfold. Rekrutteringssvikt identifisert ved hjelp av analyser av størrelsesfordeling, samt forekomst av fremmede arter er trukket frem som mulige primærvariabler for tilstand.

4.7.4 Helofytt-saltvannssump

Vi mener det er behov for å evaluere/verifisere begrunnelsen for å skille ut helofytt-saltvannssump som egen hovedtype. Vi har foreslått en presisering av definisjonen til naturtypen til å ha minst 25% dekning av makrohelofytter. Det finnes ingen etablert metodikk for kartlegging og avgrensning av naturtypen, og heller ikke for undersøkelser av assosiert biologisk mangfold i sjødelen av sumpen. Det er behov for å utvikle en veileder for slike undersøkelser basert på tilsvarende arbeid i andre land. Økt fokus på gruntvannsamfunn, og på blå skog, gjør det viktig å få oversikt over artsmangfoldet til denne naturtypen, og også dens rolle i klimaregnskapet, som er antatt å være betydelig (Hansen m.fl. 2021, Mcleod m.fl. 2011). Siden naturtypen har et lavt artsmangfold og er lett tilgjengelig for feltregistreringer (gitt nødvendige tillatelser og hensyn i vernede områder) burde det være mulig å få oversikt over dette mangfoldet gjennom en fokusert innsamling.

Foreslåtte primærvariabler for naturmangfold er direkte mål på artsmangfoldet, arealutbredelse, dekningsgrad og størrelsen til den habitatdannende makrohelofytten, samt salinitet. Foreslåtte primærvariabler for tilstand er grad av skjøtsel, intakthet, og innslag av fremmede arter.

4.7.5 Ruglbunn

Vi anbefaler en forhåndskartlegging av potensialet for naturtypen som grunnlag for feltdesign før kartlegging i felt. Bruk av droppkamera og registreringer langs transekter ser ut til å være en egnet metodikk. Det bør undersøkes hvor dynamisk arealutbredelsen til denne naturtypen er i ulike typer landskap, terreng og andre miljøforhold, siden utbredelsen til de løstliggende rugklumpene vil kunne påvirkes av sterke tidevannsstrømmer og stormhendelser. Vi har foreslått en presisering av definisjonen av naturtypen.

I feltundersøkelsene av fire ruglbunner ved Vega fant vi høyest artsmangfold knyttet til ruglbunnene dominert av ekte mergel. Vi fant derimot et lavere mangfold i våre undersøkelser (som ble utført ved håndinnsamling på dykk), sammenlignet med studier i andre land som benytter skraper, og som samler destruktivt, både dypere i ruglbunnen, og et større areal.

Foreslåtte primærvariabler for naturmangfold er arealutbredelse, dekningsgrad og fragmentering og rugltype, dvs. om forekomstene er dominert av ekte mergel eller rhodolither. Formvariasjon på rugklumpene, sjeldenhet av habitatdannende ruglarter, mangfold av rugldannende kalkalgearter og forekomst av andre rødlistede arter er aktuelle sekundærvariabler for naturmangfold. Alderen til store mergelklumper kan være en viktig primærvariabel, siden store rugklumper anses å kunne være svært gamle.

Forekomst av trådalger, tildekking av slam/sedimentering, dekningsgrad av død ruglbunn og fysisk forstyrrelser er alle ansett som viktige primærvariabler for tilstand. Fremmedarter og nærhet til oppdrettsanlegg er mulige sekundærvariabler for tilstand.

4.7.1 Generelt kunnskapsbehov

Alle disse naturtypene er viktige for biologisk mangfold, samtidig som de bidrar med en rekke viktige økosystemtjenester (bl.a. Barbier m.fl. 2011). Både utbredelsen, assosiert mangfold og økosystemtjenestene til disse naturtypene er under press og i endring på grunn av menneskelige aktiviteter og pågående klimaendringer. For å kunne ta vare på og beskytte både egenverdien og de tjenester disse naturtypene gir må vi få mer kunnskap om hvor de finnes, hvilke mangfold og funksjoner de har og hvordan de ulike naturtypene samvirker med hverandre. Det er kjent fra andre land at f.eks. saltmarshes og ålegrasenger, og mangrover og ålegrasenger har en gjensidig positiv påvirkning på hverandre (Gagnon m.fl. 2020), men slike samspill er ikke undersøkt i norske farvann. Fra observasjonene som er lagt inn i Naturbasen vet vi at det er mange strandenger og strandsummer som har ålegrasenger rett utenfor strandlinjen. Hvor viktig samspillet mellom disse naturtypene er, både mht. fysiske og kjemiske prosesser, men også i form av biologiske interaksjoner er helt ukjent, og bør undersøkes.

5 Referanser

- Anglès d'Auriac MB, Rinde E, Norling P, Lapègue S, Staalstrøm A, Hjermand DØ, Thaulow J (2017) Rapid expansion of the invasive oyster *Crassostrea gigas* at its northern distribution limit in Europe: naturally dispersed or introduced? PLoS ONE. 12:e0177481.
- Anglès d'Auriac MB, Le Gall L, Peña V, Hall-Spencer JM, Steneck RS, Fredriksen S, Gitmark JK, Christie H, Husa V, Grefsrud ES, Rinde E (2019) Efficient coralline algal psbA mini barcoding and High Resolution Melt (HRM) analysis using a simple custom DNA preparation. Scientific Reports 9.
- Andersen GS, Bekkby T, Dolan M, Bøe R, Thormar J, Buhl-Mortensen P, Elvenes S, Naustvoll L, Mjelde M, Brandrud TE, Rinde E, Bryn A (2019). Marin kartlegging - Feltveileder for kartlegging av marin naturvariasjon etter NiN (2.2.0). Rapport for Artsdatabanken, 55 s.
- Artsdatabanken (2018). Fremmedartslista 2018. Hentet (03.11.21) <https://www.artsdatabanken.no/fremmedartslista2018>
- Baden S, Hernroth B, Lindahl O (2021). Declining Populations of *Mytilus* spp. in North Atlantic Coastal Waters—A Swedish Perspective. J. of Shellfish Research, 40(2):269-296 (2021). <https://doi.org/10.2983/035.040.0207>
- Bakken T, Olsen KM og Skahjem N (2021). Bløtdyr: Vurdering av østers *Ostrea edulis* for Norge. Norsk rødliste for arter 2021. Artsdatabanken. <https://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisteforarter/2021/21876>
- Barbier EB, Hacker SD, Kennedy C, Koch EW, Stier AC, Silliman BR (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. Ecological Monographs 81:169-193
- Bekkby T, Moy FE (2011). Developing spatial models of sugar kelp (*Saccharina latissima*) potential distribution under natural conditions and areas of its disappearance in Skagerrak Estuarine, Coastal and Shelf Science 95: 477-483
- Bekkby T, Moy FE, Olsen H, Bodvin T, Grefsrud E, Espeland SH, Bøe, R, Rinde E (2012). Nasjonal kartlegging av biologisk mangfold – kyst. Diskusjon og forslag til revidering av kriterier for verdisetting av marine naturtyper og nøkkelområder. NIVA-rapport 6446. ISBN 978-82-577-6181-3.
- Bekkby T, Rinde E, Espeland SH, Olsen HA, Thormar J, Grefsrud ES, Bøe R, Freitas C, Moy FE (2020). Nasjonal kartlegging – kyst 2019. Ny revisjon av kriterier for verdisetting av marine naturtyper og nøkkelområder for arter. NIVA rapport 7454-2020. 33 s.

- Bekkby T, Rinde E, Oug E, Buhl-Mortensen P, Thormar J, Dolan M, Mjelde M, Gitmark JK, Moy SR, Schneider S, Gonzales-Mirelis G, Systad G, van Son TC (2021). Forslag til forvaltningsrelevante marine naturenheter. NIVA rapport 7672-2021. 40s.
- Blake C, Maggs C, Reimer P (2007). Use of radiocarbon dating to interpret past environments of maerl beds. *Ciencias Marinas*, 33 (4), 385-397.
- Borgersen G, Schøyen M, Norli M. (2016). Tiltaksrettet overvåking av Vefsnfjorden i henhold til vannforskriften. Overvåking for Aleoa Mosjøen. NIVA-rapport 6976-2016. 88 s.
- Borgersen G, Fagerli CW, Gitmark JK, Oug E, Rinde E, Trannum HC (sendt inn) Vurdering av marine høyrisiko-arter i fremmedartslista: hvordan bør de inngå i tilstandsklassifisering etter vannforskriften? NIVA rapport.
- Borgersen G, Rinde E, Moy SR, Gundersen H (2020). Har vi "saltmarshes" i Norge? En vurdering av begrepet opp mot norske naturtyper, Norsk institutt for vannforskning. ISBN 978-82-577-7293-2. NIVA rapport7558-2020. 38s.
- Brodie J, Williamson CJ, Smale DA, Kamenos NA, Mieszewska N, Santos R, Cunliffe M, Steinke M, Yesson C, Anderson KM, Asnaghi V, Brownlee C, Burdett HL, Burrows MT, Collins S, Donohue PJC, Harvey B, Foggo A, Noisette F, Nunes J, Ragazzola F, Raven JA, Schmidt DN, Suggett D, Teichberg M, Hall-Spencer JM (2014). The future of the northeast Atlantic benthic flora in a high CO₂ world. *Ecology and Evolution* 4:2787-2798
- Bulleri F, Eriksson BK, Queirós A, Airoidi L, Arenas F, Arvanitidis C, Bouma TJ, Crowe TP, Davoult D, Guizien K, Iveša L, Jenkins SR, Michalet R, Olabarria C, Procaccini G, Serrão EA, Wahl M, Benedetti-Cecchi L (2018) Harnessing positive species interactions as a tool against climate-driven loss of coastal biodiversity. *PLOS Biology* 16:e2006852
- Carus J, Heuner M, Paul M, Schröder B (2017). Plant distribution and stand characteristics in brackish marshes: Unravelling the roles of abiotic factors and interspecific competition. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 196: 237-247.
- Chambers RM, Meyerson LA, Saltonstall K (1999). Expansion of *Phragmites australis* into tidal wetlands of North America. *Aquatic Botany* 64: 261–273.
- Christie H, Rinde E (2020) Tre ålegrasenger på Skagerrakkysten: Forvarsel om en naturtype i forfall? NIVA notat til Miljødirektoratet og Statsforvaltere i Sør-Norge.
- Christie H, Rinde E, Moy F, Bekkby T (2014). Ålegrasenger, hva bestemmer egenskaper og økologisk funksjon. En undersøkelse av ålegrasenger i Aust-Agder. NIVA rapport nr. 6747-2014. 33 s.
- Christie H, Andersen GS, Bekkby T, Fagerli CW, Gitmark JK, Gundersen H, Rinde E (2019). Shifts between sugar kelp and turf algae in Norway: regime shifts or flips between different opportunistic seaweed species? *Front. Mar. Sci.*, 22: <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00072>.
- Christie H, Kraufvelin P, Kraufvelin L, Niemi N and Rinde E (2020). Disappearing Blue Mussels – Can Mesopredators Be Blamed? *Front. Mar. Sci.* 7:550. doi: 10.3389/fmars.2020.00550.
- Coen ID, Luckenbach MW, Breitbart DI (1998). The role of oyster reefs as essential fish habitat: A review of current knowledge and some new perspectives. *Fish habitat: essential fish habitat and rehabilitation*. 22:438-454.
- Dahl E, Naustvoll LJ, Steen H, Bodvin T (2008). Utredning om bruk av ålegras som biologisk kvalitetselement i forbindelse med vannforskriften Prosjektrapport til SFT.
- Direktoratsgruppen vanddirektivet (2018). Veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver.
- DN (Direktoratet for naturforvaltning) (2007). Kartlegging av marint biologisk mangfold. DN Håndbok 19-2001. Revidert 2007. 51 s
- DN (Direktoratet for naturforvaltning) (2007). Kartlegging av naturtyper - Verdisetting av biologisk mangfold. DN-håndbok 13 2.utgave 2006 (oppdatert 2007)
- Duarte CM (1995). Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia* 41:87112.

- Edvardsen H (2011). Fjæresone. I: Lindgaard, A. og Henriksen, S. (red.) 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken, Trondheim.
- Elven R, Johansen V (1983). Havstrand i Finnmark. Flora, vegetasjon og botaniske verneverdier. Miljøverndepartementet. Rapport T-541.
- Elven R, Alm T, Edvardsen H, Fjelland M, Fredriksen KE, Johansen V (1988a). Botaniske verdier på havstrender i Nordland. A. Generell innledning. Beskrivelser for region Sør-Helgeland. Økoforsk rapport 1988: 2A.
- Elven R, Alm T, Edvardsen H, Fjelland M, Fredriksen KE, Johansen V (1988b). Botaniske verdier på havstrender i Nordland. D. Kriterier og sammendrag. Økoforsk rapport 1988: 2D.
- Esselink P, Zijlstra W, Dijkema KS, van Diggelen R. (2000). The effects of decreased management on plant-species distribution patterns in a salt marsh nature reserve in the Wadden Sea. *Biological Conservation* 93: 61-76.
- Espeland SH, Knutsen H (2014). Rapport fra høstundersøkelsene med strandnot i Indre Oslofjord 2014 Havforskningsinstituttet 31-2014: 1-15
- Evju M, Blom H, Brandrud TE, Bär A, Johansen L, Lyngstad A, Øien D-I, Aarrestad PA (2017a). Verdisetting av naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse. Forslag til metodikk - NINA Rapport 1357. 172 s.
- Evju M, Blom H, Brandrud T E, Bär, A, Lyngstad A, Øien D-I, Aarrestad P A (2017b). Naturtyper av nasjonal forvaltningsinteresse. Revidert forslag til vurdering av lokalitetskvalitet. - NINA Rapport 1428. 95 s.
- Fagerli CW, Norderhaug KM, Christie H, Pedersen MF, Fredriksen S (2014). Predators of the destructive sea urchin grazer (*Strongylocentrotus droebachiensis*) on the Norwegian coast. *Mar Ecol Prog Ser*. Doi:10.3354/meps10701.
- Fredriksen M, Krause-Jensen D, Holmer M, Laursen JS (2004) Spatial and temporal variation in eelgrass (*Zostera marina*) landscapes: influence of physical setting. *Aquatic Botany* 78:147-165.
- Fredriksen S, H Christie & BA Sætre. (2005). Species richness in macroalgae and macrofauna assemblages on *Fucus serratus* L. (Phaeophyceae) and *Zostera marina* L. (Angiospermae) in Skagerrak, Norway. *Marine Biology Research* 1:2-19.
- Framstad E, Blom H Brandrud TE, Bär A, Erikstad L, Johansen L, Stabbetorp O, Øien D-I, Aarrestad PA. (2019). Naturtyper etter Miljødirektoratets instruks. Forslag til kriterier for lokalitetskvalitet for reviderte naturtyper. NINA-rapport 1652.
- Fremstad E (1977). Vegetasjonstyper i Norge. Norsk Inst. Naturforsk. Temahefte 12: 1-279.
- Fremstad E og Moen A (red.) (2001). Truete vegetasjonstyper i Norge. – NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. bot. Ser. 2001-4: 1-231.
- Gagnon K, Rinde E, Bengil E, Carugati L, Christianen M, Danovaro R, Gambi C, Govers L, Kipson S, Meysick L, Pajusalu L, Tüney Kızılkaya I, van de Koppel J, van der Heide T, van Katwijk M, Bostrom C (2020). Facilitating foundation species - the potential for plant-bivalve interactions to improve habitat restoration success. *J. App. Ecol.*
- Gedan KB, Silliman BR, Bertness M D (2009). Centuries of human-driven change in salt marsh ecosystems. *Marine Science*, 1, 117-141.
- Graham DJ, Midgley NC (2000). Graphical representation of particle shape using triangular diagrams: an Excel spreadsheet method. *Earth Surface Processes and Landforms* 25(13). DOI: 10.1002/1096-9837(200012)25:133.0.CO
- Gundersen H, Bekkby T, Norderhaug KM, Oug E, Fredriksen S (2018). Marin undervannseng, Marint gruntvann. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken, Trondheim. <https://artsdatabanken.no/RLN2018/18>
- Hall-Spencer JM, Moore PG (2000). Impact of scallop dredging on maerl grounds. In *Effects of fishing on non-target species and habitats.* (ed. M.J. Kaiser & S.J., de Groot) 105-117. Oxford: Blackwell Science

- Hall-Spencer J, White N, Gillespie E, Gillham K og Foggo A. (2006). Impact of fish farms on maerl beds in strongly tidal areas. *Marine Ecology Progress Series*, 326, 1-9
- Hall-Spencer JM (1998). Conservation issues relating to maerl beds as habitats for molluscs. *Journal of Conchology Special Publication*, 2, 271-286
- Halvorsen R, medarbeidere & samarbeidspartnere (2016). NiN - typeinndeling og beskrivelsessystem for natursystem-nivået. *Natur i Norge, Artikkel 3 (versjon 2.1.0): 1-528*, Artsdatabanken, Trondheim (www.artsdatabanken.no).
- Hansen JN, Løvgren Graversen AE, Krause-Jensen D, Banta GT (2021). Strandenge – en overset klimabuffer. *Naturvitenskap og teknologi*, Nr 3, side 30-34.
- Hansen S, Gajda HK, Botzet P (2013). Forvaltningsplan for Viernbukta naturreservat. Rapport 8/2013. Fylkesmannen i Oslo og Akershus 2013. ISBN 978-82-7473-233-9.
- Hiscock K (2001). *Saccharina latissima*, *Chorda filum* and dense red seaweeds on shallow unstable infralittoral boulders or cobbles. In Tyler-Walters H. and Hiscock K. (eds) *Marine Life Information Network: Biology and Sensitivity Key Information Reviews*, [on-line]. Plymouth: Marine Biological Association of the United Kingdom. DOI <https://dx.doi.org/10.17031/marlinhab.363.1>
- Keeley NB, Valdermarsen T, Woodcock S, Holmer M, Husa V, Bannister R (2019). Resilience of dynamic coastal benthic ecosystems in response to large-scale finfish farming. *Aquaculture Environment Interactions* 3, 275-291
- McDonald JH (2009). *Handbook of biological statistics (Vol. 2, pp. 6-59)*. Baltimore, MD: Sparky House Publishing
- Jelmert A, Espeland SH, Ohldieck MJ, vanSon TC, Naustvoll L-J (2020). Kartlegging av stillehavsosters (*Crassostrea gigas*). Bestandskartlegging Karmøy - Svenskegrensa 2017 – 2019. HI-rapport 2020-50. ISSN: 1893-4536. 47 s.
- Lapointe BE, Tomasko DA, Matzie WR (1994). Eutrophication and Trophic State Classification of Seagrass Communities in the Florida Keys. *Bull. Mar. Sci.* 54, 696-717.
- Legrand E, Kutti T, Gonzalez Casal EV, Rastrick SPS, Andersen S, Husa V (2021). Reduced physiological performance in a free-living coralline alga induced by salmon faeces deposition. *Aquaculture Environment Interactions* 13:225-236
- Legrand E (2021). Effect of sea lice chemotherapeutant hydrogen peroxide on the photosynthetic characteristics and bleaching of the coralline alga *Lithothamnion soriferum*. Abstract to NHF årsmøte 2021.
- McLeod E, Chmura GL, Bouillon S, Salm R, Björk M, Duarte CM, Lovelock CE, Schlesinger WH, Silliman BR (2011). A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9:552-560
- Mo C, Neilson B (1992). A comparative study of dry weight measurements of oyster soft tissue. Data report (Virginia Institute of Marine Science); no. 40. Virginia Institute of Marine Science, College of William and Mary. <https://doi.org/10.21220/V5SP59>
- Mcowen C, Weatherdon L, Bochove J, Sullivan E, Blyth S, Zockler C, Stanwell-Smith D, Kingston N, Martin C, Spalding M, Fletcher S (2017). A global map of saltmarshes. *Biodiversity Data Journal* 5: e11764. <https://doi.org/10.3897/BDJ.5.e11764>
- Miljødirektoratet (2018). Kartleggingsinstruks. Kartlegging av viktige naturtyper for naturmangfold etter NiN2 i 2018.
- Mortensen S, Strohmeier T (2018). Hvorfor forsvinner blåskjellene? Notat 27. juli 2018. <https://www.hi.no/resources/Notat-Hvorfor-forsvinner-blaskjellene-pr-27-juli-2018.pdf>
- Moy FE, Alve E, Bogen J, Christie H, Green N, Helland A, Steen H, Skarbøvik E, Stålnacke P (2006). Statusrapport nr. 1-2006 fra Sukkertareprosjektet. NIVA-rapport 5265-2006, TA 2192/2006. ISBN 82-577-4991-5. 36 s.
- Moy FE, Christie H, Steen H, Stålnacke P, Aksnes D, Alve E, Aure J, Bekkby T, Fredriksen S, Gitmark J, Hackett B, Magnusson J, Pengerud A, Sjøtun K, Sørensen K, Tveiten L, Øygarden L, Åsen PA

- Rinde E, Christie H, Fagerli CW, Bekkby T, Gundersen H, Norderhaug KM, Hjermann DØ. (2014). The influence of physical factors on kelp and sea urchin distribution in previously and still grazed areas in the NE Atlantic. PLOS ONE 9:1-15.
- Rinde E, Anglès d'Auriac MB, Bekkby T, Christie H, Fredriksen S, Grefsrud ES, Hall-Spencer J, Husa V, LeGall L, Freire VP, Steneck RS (2018). CoralAlg: Norway's hidden marine biodiversity: the hunt for cryptic species within the coralline algae Book Poster at VI International Rhodolith Workshop 2018, 25-29 Jun 2018 Roscoff, France
- Rinde E, Bekkby T, Kvile KØ, Andersen GS, Brkljacic MS, Anglès d'Auriac MB, Christie H, Fagerli CW, Fredriksen S, Moy S, Staalstrøm A, Tveiten L (2021). Kartlegging av et utvalg marine naturtyper i Oslofjorden. NIVA rapport 7605-2021.
- Riisgård HU, Larsen PS, Pleissner D (2014). Allometric equations for maximum filtration rate in blue mussels *Mytilus edulis* and importance of condition index. Helgol Mar Re 68:193–198.
- Røsok Ø, Abel K (2008). Skjøtselsplan for Storøykilen og Koksabukta naturreservater, Bærum kommune. Biofokus rapport 2008-28.
- Sciberras M, Rizzo M, Mifsud JR, Katielena C, Borg JA, Lanfranco E, Schembri PJ (2009). Habitat structure and biological characteristics of a maerl bed off the northeastern coast of the Maltese Islands (central Mediterranean). Mar Biodiv 39, 251–264.
<https://doi.org/10.1007/s12526-009-0017-4>
- Seed R, Suchanek T (1992). The Mussel *Mytilus*: Ecology, Physiology, Genetics and Culture. In: Developments in Aquaculture and Fisheries Science, 25: (pp.87-169). Chapter: 4. Ed. E. Gosling. Elsevier Science.
- Seuront L, Nicastro KR, Zardi GI, et al. (2019). Decreased thermal tolerance under recurrent heat stress conditions explains summer mass mortality of the blue mussel *Mytilus edulis*. Sci Rep 9, 17498 (2019). <https://doi.org/10.1038/s41598-019-53580-w>
- Short FT, Muehlstein LK, Porter D (1987) Eelgrass wasting disease: cause and recurrence of a marine epidemic. The Biological Bulletin 173:557-562
- Sneed ED, Folk RL (1958). Pebbles in the lower Colorado River, Texas, a study of particle morphogenesis. Journal of Geology 66(2): 114–150
- Økland J, Økland KA (1996). Vann og vassdrag 2. Økologi. Fagbokforlaget.
- Östman Ö, Eklöf J, Klemens Eriksson B, Olsson J, Moksnes P-O, Bergström U (2016). Top-down control as important as nutrient enrichment for eutrophication effects in North Atlantic coastalecosystems. J Appl Ecol. 53:1138-1147.
- Wilson S, Blake C, Berges JA, Maggs CA (2004). Environmental tolerances of free-living coralline algae (maerl): implications for European marine conservation. Biological Conservation, 120(2), 279-289.

Vedlegg A.Oversikt over gjennomsnittlig forekomst av trådalger (løst-, fast- og summen av løst- og fastsittende) i undersøkte ålegrasenger, basert på tilfeldig valgte punkt-observasjoner

Løstliggende trådalger

Stasjonsnavn	høst	vår	Totalt gj.snitt	diff høst-vår
Slependrenna	3.0	3.3	3.2	-0.3
Storøykilen	2.6	2.4	2.5	0.2
Viernbukta	2.4	3.1	3.0	-0.7
Sætrepollen	3.1	0.7	1.5	2.4
Hallangspollen	2.5	2.3	2.3	0.2
Sandspollen	3.0	1.2	1.3	1.8
Kurefjorden	2.8	3.4	3.0	-0.7
Tallakshavn	3.2	2.9	3.1	0.3
Varildsfjorden	3.4	3.9	3.7	-0.5
Grand Total	3.0	2.6	2.7	
Gj. Snitt	2.9	2.6	2.6	0
Stdev	0.3	1.1	0.8	1.1

Fastsittende trådalger

Stasjonsnavn	høst	vår	Totalt gj.snitt	diff høst-vår
Slependrenna	2.5	1.5	1.8	1.1
Storøykilen	2.6	3.1	2.4	-0.5
Viernbukta	2.8	2.7	3.0	0.1
Sætrepollen	1.0	2.0	3.0	-1.0
Hallangspollen	1.0	2.9	1.8	-1.9
Sandspollen	2.0	3.1	2.7	-1.1
Kurefjorden	3.0		2.8	3.0
Tallakshavn	2.5	2.0	2.4	0.5
Varildsfjorden	3.0		3.0	3.0
Grand Total	2.5	2.5	2.4	
Gj. Snitt	2.3	2.5	2.5	0
Stdev	0.8	0.6	0.5	1.7

Summen av fastsittende og løstliggende

Stasjonsnavn	høst	vår	Totalt gj.snitt	diff høst-vår
Slependrenna	3.9	4.3	4.1	-0.4
Storøykilen	2.4	4.5	3.5	-2.1
Viernbukta	3.2	5.3	4.4	-2.1
Sætrepollen	2.0	2.1	2.0	-0.2
Hallangspollen	0.5	3.8	2.4	-3.3
Sandspollen	0.4	3.8	2.5	-3.4
Kurefjorden	2.6	1.5	2.0	1.1
Tallakshavn	4.6	1.2	2.7	3.4
Varildsfjorden	3.9	3.5	3.6	0.4
Grand Total	2.6	3.4	3.1	
Gj. Snitt	2.6	3.3	3.0	-1
Stdev	1.5	1.4	0.9	2.2

Vedlegg B. Oversikt over gjennomsnittlig forekomst av trådalger (løst-, fast- og summen av løst- og fastsittende) i undersøkte ålegrasenger, basert på punkt-observasjoner langs transekter

Løstliggende trådalger

Stasjonsnavn	høst	vår	Totalt gj.snitt	diff høst-vår
Slependrenna		2.4	2.4	-2.4
Storøykilen		1.4	1.4	-1.4
Viernbukta	2.3	3.2	3.0	-0.8
Sætrepollen	2.0	1.0	1.1	1.0
Hallangspollen		2.5	2.5	-2.5
Sandspollen		0.7	0.7	-0.7
Kurefjorden	3.8	3.9	3.8	-0.1
Tallakshavn		2.5	2.5	-2.5
Varildsfjorden		4.0	4.0	-4.0
Grand Total	3.2	2.3	2.4	
Gj. snitt	2.7	2.4	2.4	-1
stdev	0.9	1.2	1.1	1.5

Fastsittende trådalger

Stasjonsnavn	høst	vår	Totalt gj.snitt	diff høst-vår
Slependrenna		2.1	2.1	-2.1
Storøykilen		2.8	2.8	-2.8
Viernbukta	2.0	2.6	2.5	-0.6
Sætrepollen	1.0	1.8	1.8	-0.8
Hallangspollen		2.7	2.7	-2.7
Sandspollen		3.2	3.2	-3.2
Kurefjorden				0.0
Tallakshavn		2.5	2.5	-2.5
Varildsfjorden				0.0
Grand Total	1.8	2.5	2.5	
Gj. snitt	1.5	2.5	2.5	-2
stdev	0.7	0.4	0.5	1.3

Summen av fastsittende og løstliggende

Stasjonsnavn	høst	vår	Totalt gj.snitt	diff høst-vår
Slependrenna		3.7	3.7	-3.7
Storøykilen		2.9	2.9	-2.9
Viernbukta	4.3	5.4	5.3	-1.1
Sætrepollen	0.8	2.4	2.0	-1.5
Hallangspollen		4.2	4.2	-4.2
Sandspollen		3.0	3.0	-3.0
Kurefjorden	3.0	2.3	2.6	0.7
Tallakshavn		0.6	0.6	-0.6
Varildsfjorden		4.0	4.0	-4.0
Grand Total	2.5	3.1	3.1	
Gj. snitt	2.7	3.2	3.1	-2
stdev	1.8	1.4	1.4	1.7

Vedlegg C.Ålegrasindeks

Oversikt over de sju ålegrasengene som er klassifisert i henhold til Veileder 02:2018. Totalt antall punkter som undersøkt vår og høst 2021, der det ble registrert ålegras. Utvalg av punkter er antall punkter undersøkt i «midten» av ålegrasenga, og er de som ble benyttet for indeksberegningen i tråd med vanddirektivet.

Stasjonsnr	3	4	5	6
Stasjonsnavn	Viernbukta	Sætrepollen	Hallangspollen	Sandspollen
Vannforekomst	Oslofjorden - 0101020601-C			
Vanntype	2			
Tot. antall registreringer – vår / høst	72 / 33	49 / 31	58 / 38	49 / 27
Tot. antall registreringer med observasjon av ålegras – vår / høst	58 / 30	36 / 21	34 / 28	34 / 28
Utvalg av punkter – vår / høst	6 / 5	7 / 6	5 / 6	7 / 6
Stasjonsnr	7	8	9	
Stasjonsnavn	Kurefjorden	Tallakshavn	Varildsfjorden	
Vannforekomst	Kurefjorden - 0101020105-C	Tønsbergfjorden ytre - 0101030102-2-C	Viksfjorden indre - 0101040400-3-C	
Vanntype	3	2	3	
Tot. antall registreringer – vår / høst	56 / 48	83 / 36	106 / 23	
Tot. antall registreringer med observasjon av ålegras – vår / høst	35 / 32	49 / 31	58 / 19	
Utvalg av punkter – vår / høst	6 / 5	6 / 6	10 / 5	

Eksempel på utregningen av hvilken klasse av tetthet av ålegras og mengde begroingsalger som skal benyttes i beregningen av ålegrasindeksen, dersom ingen av klassene utgjør alene 50% eller mer av registrerte punkter.

Hvis man tar gjennomsnittet, vil tettheten av ålegras få klasse 3. Da har man tatt gjennomsnitt av tetthetsklasse 4, som har 42 % av punktene, og klasse 2 som har 33 % av punktene.

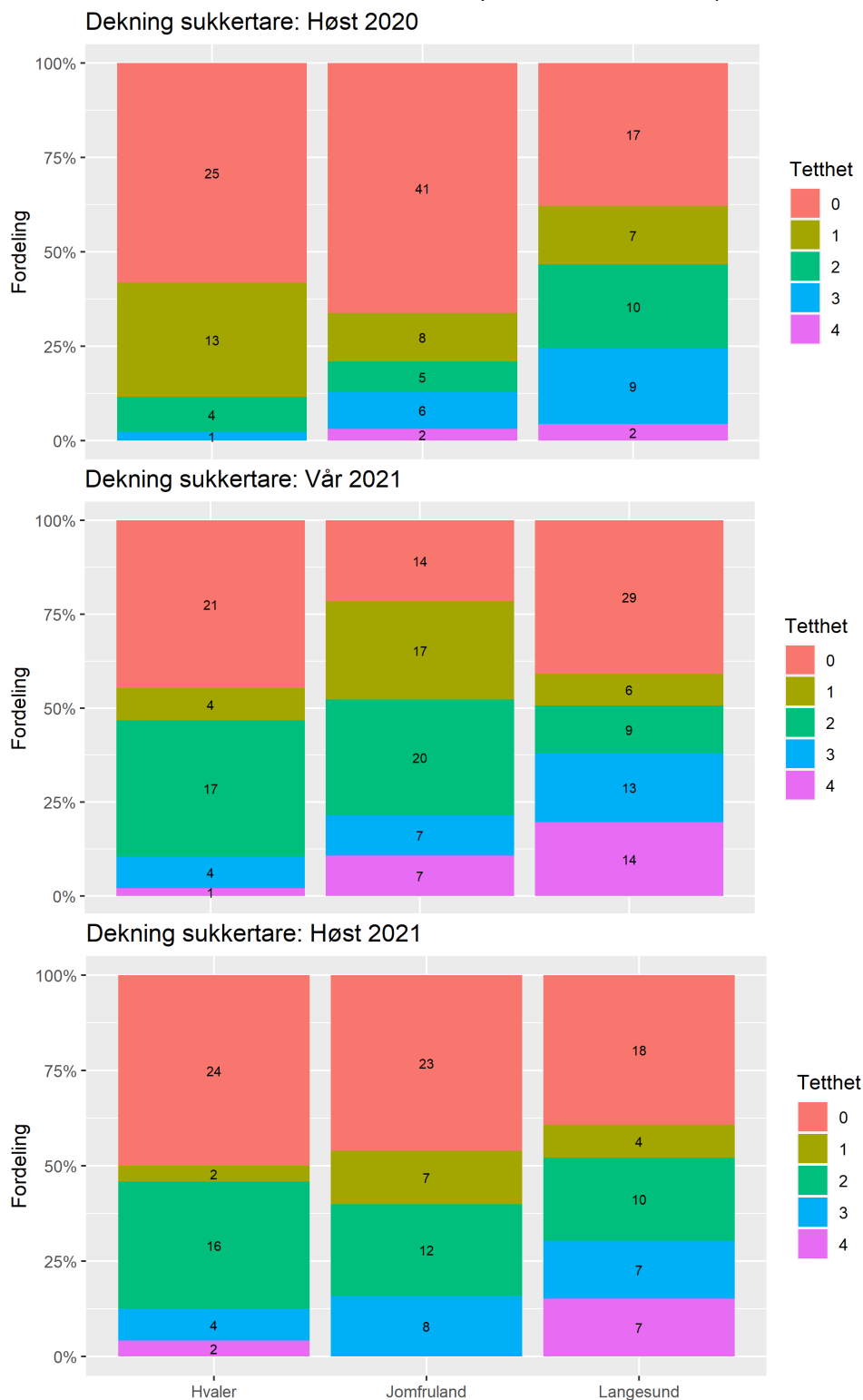
Hvis man sjekker «endene» vil tettheten av ålegras få klasse 4. Vanlig (3) -Dominerende (4) enden er størst, og klasse 4 har den høyeste andelen av punkter.

Antall punktregistreringer gjort av tetthet av ålegras i Sætrepollen i 2021.

Tetthet av ålegras	Tot. antall punkter	Sum av «endene»	Prosentandel
1 Enkeltvis	3	15	8
2 Spredt	12		33
3 Vanlig	6	21	17
4 Dominerende	15		42

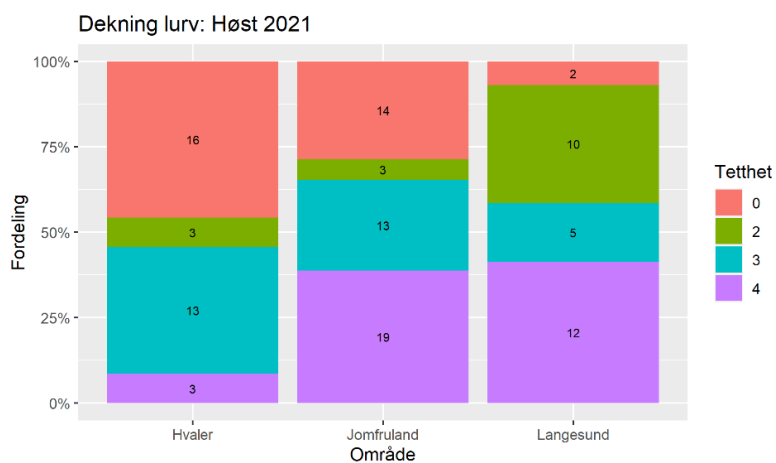
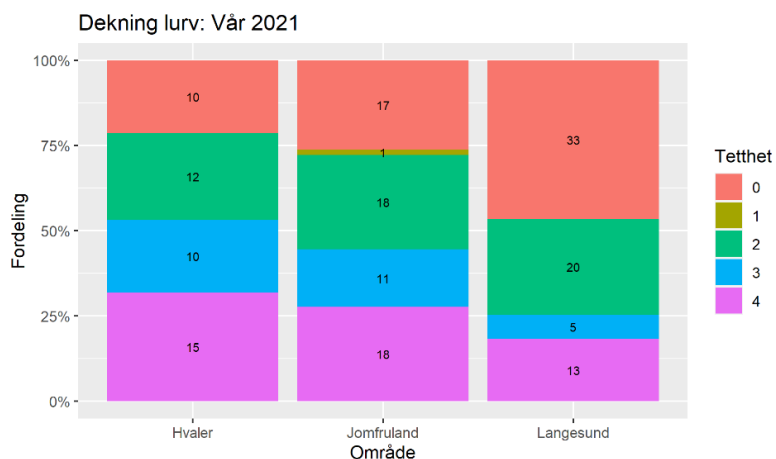
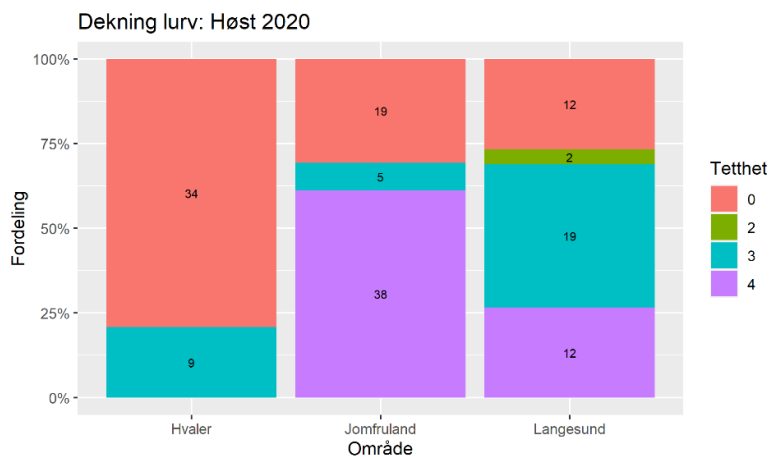
Vedlegg D. Sukkertare med ulike tetthet for de ulike områdene

Andelen av punktene samlet inn på høsten 2020 (øverst), våren 2021 (midten) og høsten 2021 (nederst) som hadde sukkertare med ulike tettheter for de tre områdene. 0 = ingen lurv, 1 = enkeltforekomster, 2 = spredte, 3 = middels tett, 4 = tett/heldekkende. Tallene i søylene viser antallet datapunkter innen hver kategori.



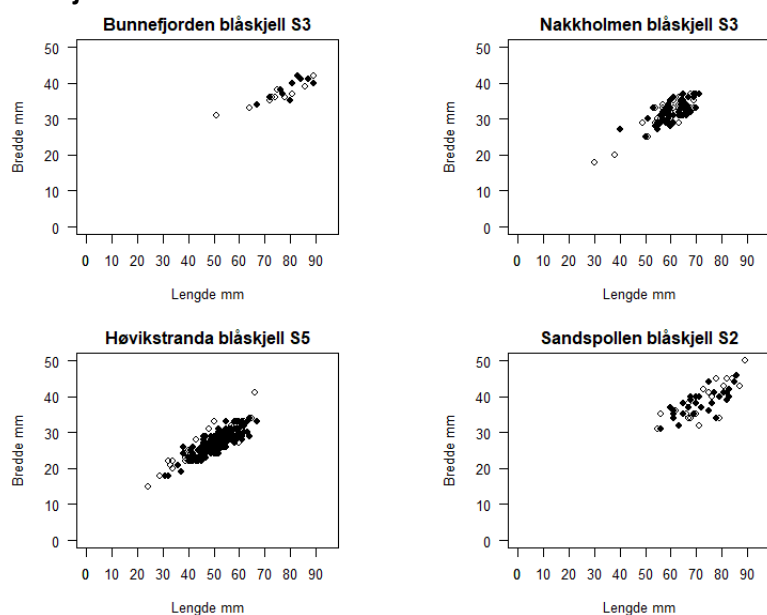
Vedlegg E. Begroingsalger på sukkertare med ulike tetthet for de ulike områdene

Andelen av punktene samlet inn på høsten 2020 (øverst), våren 2021 (midten) og høsten 2022 (nederst), som hadde begroingsalger («lurv») med ulike tettheter for de tre områdene. 0 = ingen lurv, 1 = enkeltforekomster, 2 = spredte, 3 = middels tett, 4 = tett/heldekkende. Tallene i søylene viser antallet datapunkter innen hver kategori.

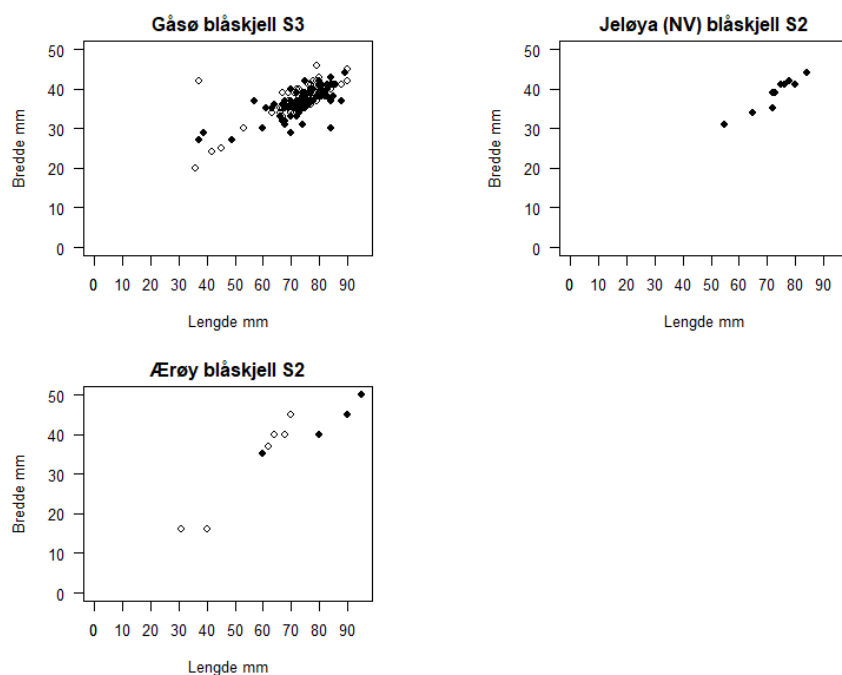


Vedlegg F. Størrelsesfordeling av blåskjell og flatøsters vår og høst 2021

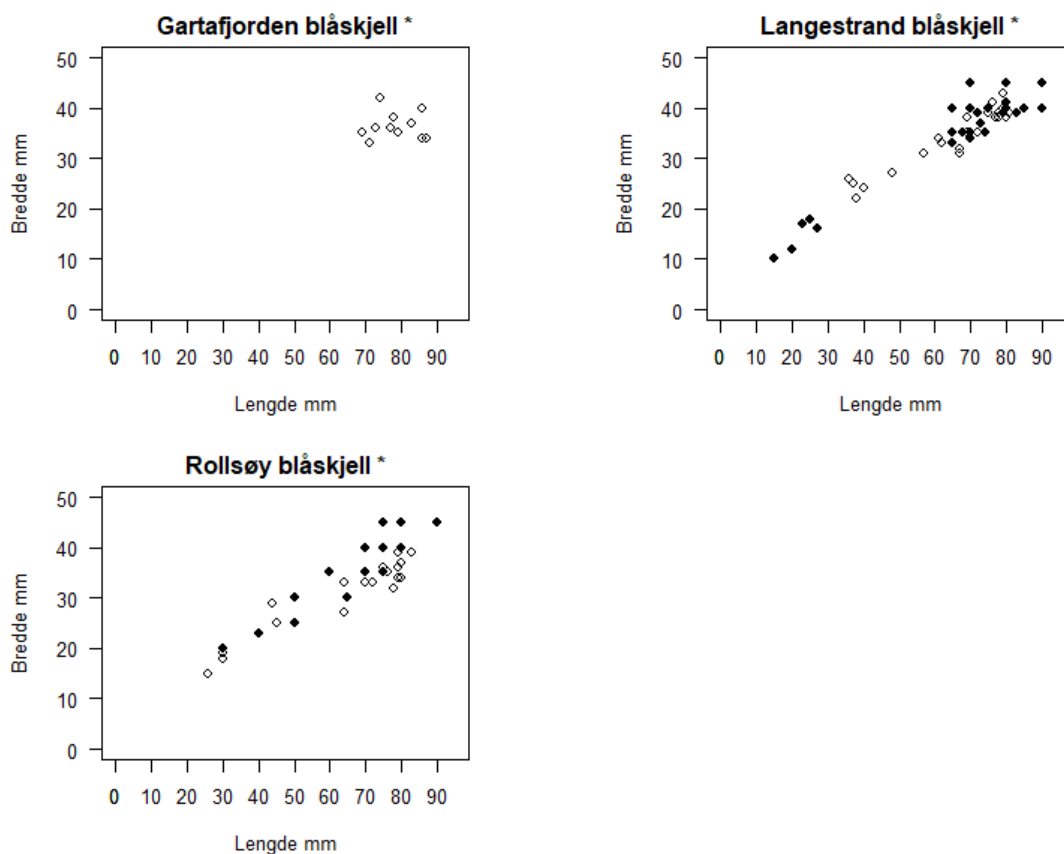
Blåskjell



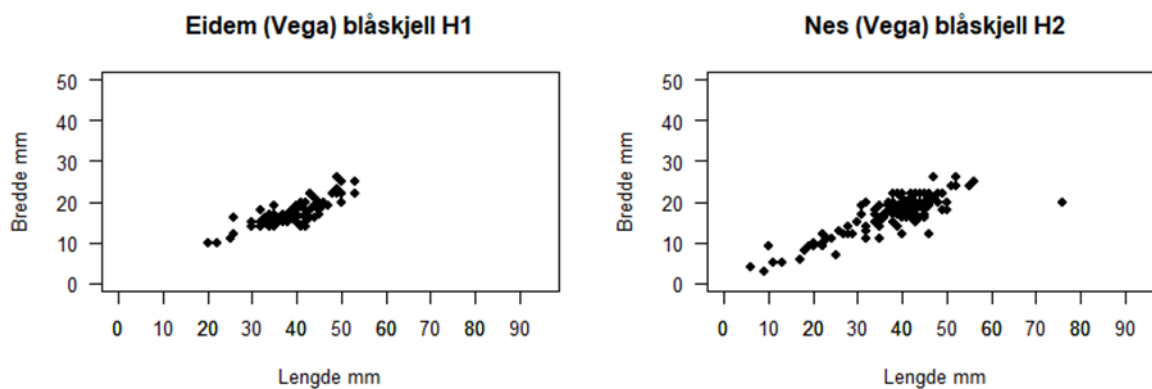
Figur 1 Punktdiagram med bredde mot lengde. Data fra blåskjellmålinger i indre Oslofjord vår (•) og høst (o) i 2021. S2 står for vanntype moderat eksponert kyst, S3 står for beskyttet kyst/fjord og S5 Sterkt ferskvannspåvirket fjord.



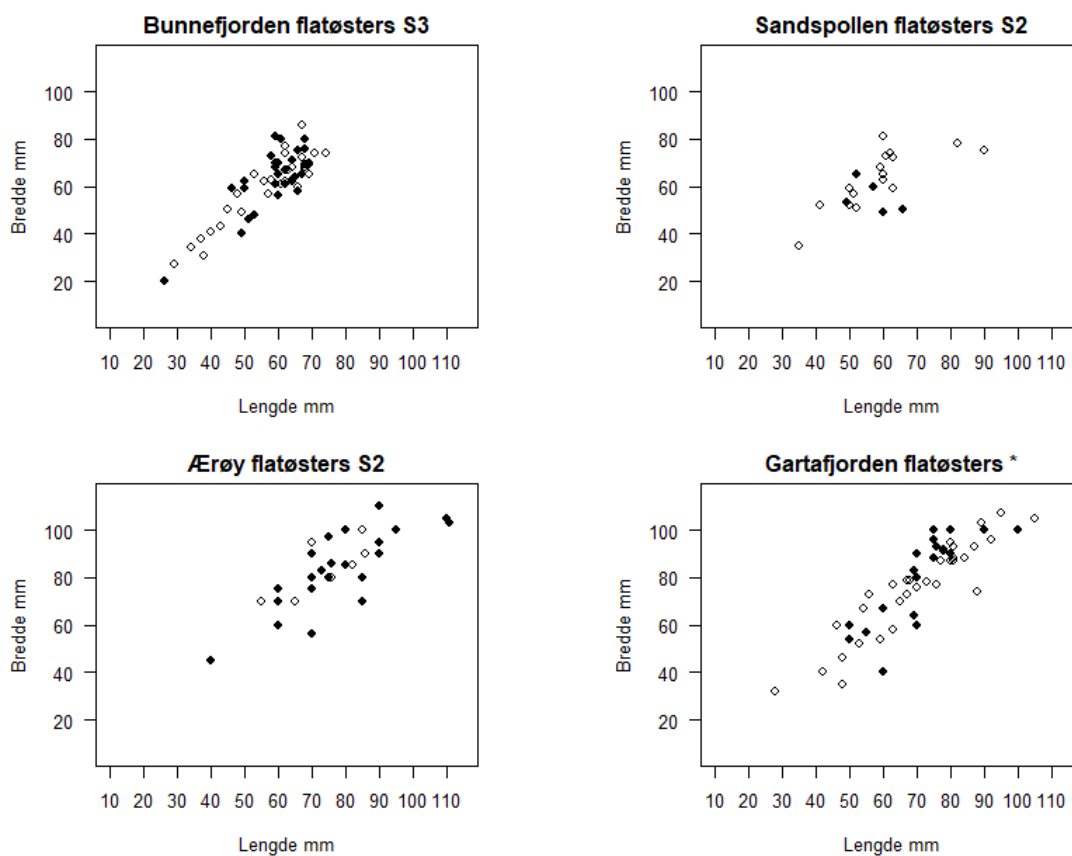
Figur 2. Punktdiagram med bredde mot lengde. Data er fra blåskjellmålinger i ytre Oslofjord vår (•) og høst (o) i 2021. S2 står for vanntype moderat eksponert kyst og S3 står for beskyttet kyst/fjord.



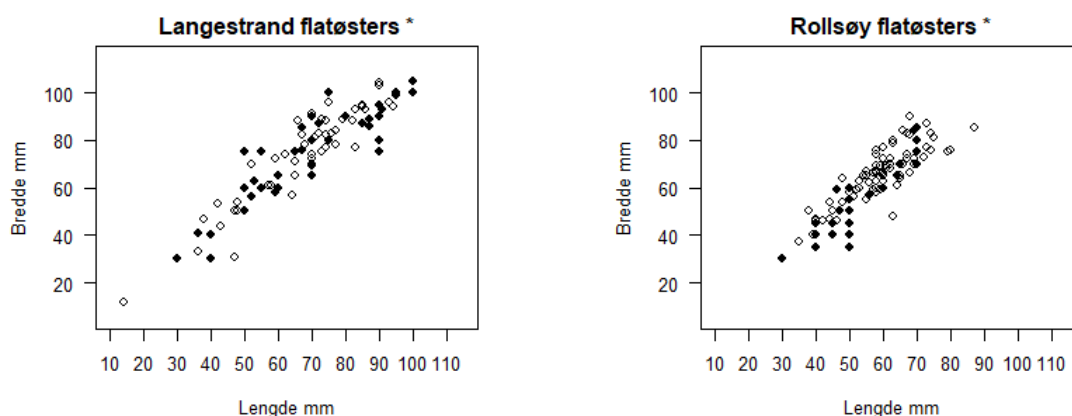
Figur 3. Punktdiagram med bredde mot lengde. Data er fra blåskjellmålinger i Agder vår (●) og høst (○) i 2021. tegnet «*» står for oksygenfattig fjord.



Figur 4. Punktdiagram med bredde mot lengde. Data er fra blåskjellmålinger ved Vega våren 2021 (●). H1 står for åpen eksponert kyst og H2 står for moderat eksponert kyst

Flatøsters

Figur 5. Plot som viser størrelsesfordeling av flatøsters, basert på mål av lengde og bredde, på stasjonene våren og høsten 2021. Lengdemål utført på våren er vist som fylte sirkler •. Lengdemål fra høsten er vist som åpne sirkler o. S2 står for vanntype moderat eksponert kyst, S3 står for beskyttet kyst/fjord og * Oksygenfattig fjord.



Figur 6. Plot som viser størrelsesfordeling av flatøsters, basert på mål av lengde og bredde, på stasjonene våren og høsten 2021. Lengdemål gjort våren vist som fylte sirkler •. Lengdemål fra høsten er vist som åpne sirkler o. tegnet «*» står for Oksygenfattig fjord.

Vedlegg G. Arealberegning av sjødelen av sumparealet for kartlagte helofyttsumper i indre Oslofjord og ved Grimstad

Storøykilen i indre Oslofjord

Sumparealet til hele strandeng-sumpkomplekset ble avgrenset som vist i **Figur 1**. Totalt areal (dvs. minus knausen i midten) er: 36 446 m². Deretter ble det laget et polygon for sumpen som går ut i sjøen på sørsiden av bukten (**Figur 2**), for vha. en 2.5 m buffer å finne ut hvor stort areal som går ut i sjø. (Snittbredden på sumpen ut i sjø var 2.3 m Storøykilen).



Figur 1. Oversikt over strandeng-standsump arealet som er avgrenset i Storøykilen.



Figur 2. Trinn 2 i beregning av arealet til sumpen som står ut i sjø ved Storøykilen. En liten del av sumpen på nordvestsiden av bukten går også ut i sjø, men dette arealet blir regne inn i den 2.5 m brede bufferen på sørsiden (lyseblått areal), som grenser inn mot land.

Bufferen for sumpen på sørsiden av bukten er vist i **Figur 3**. Denne ble klippet slik at delen som går inn mot land blir fjernet. Den beregnede delen av sumpen som går ut i sjø er vist i **Figur 4**. Arealet til denne sonen er 900 m². Det vil si at kun 2% av dette strandeng-/sump området går ut i sjøen.



Figur 3. Oversikt over bufferpolygonet som er lagt rundt sumpen i sørlig del av Storøykilen.



Figur 4. Oversikt over bufferen på 2.5 som går ut i sjøen i Storøykiilen. Linjen inn i nordlig del er inkl. for å representere kanten ut i sjø på nordvestsiden av bukta.

Vi beregnet også arealet av strandengdelen av strandeng-/ sump komplekset (**Figur 5**). Denne dekker 9158 m². Ekskludert dette arealet utgjør sjødelen av sumpen likevel bare 3% av det totale arealet.



Figur 5. Oversikt over strandengdelen til strandeng-/sump komplekset i Storøykilen (gul flate).

Viernbukta i indre Oslofjord

For tilsvarende beregninger i Viernbukta, kunne vi ta utgangspunkt i det avgrensa polygonet for strandeng-strandsumpen i området (**Figur 6**). Det totale arealet til dette strandengkomplekset er 28 896 m². Beregnet del av sumpen som går ut i sjø gitt ca 2 m bredt belte i snitt, dekker totalt 1191 m², og dermed 4% av det totale arealet til forekomsten (**Figur 7**).



Figur 6. Oversikt over strandengkomplekset i Viernbukta (Bærum), slik den forekommer i Naturbasen (Idnr: BN00084516).



Figur 7. Oversikt over bufferen på 2 som går ut i sjøen i Viernbukta.

Nørholmkilen ved Grimstad

Den registrerte forekomsten av strandeng-/strandsump i Naturbasen for Nørholmkilen dekket ikke den undersøkte takrørsdelen (**Figur 8**). Imidlertid dekket den registrerte forekomsten også de to pollene som ligger innover mot land og som er delt fra sjøen av et stort veianlegg. Denne forekomsten ble derfor modifisert til å ekskludere poll-områdene (selv om disse kanskje kan inneholde takrør-vegetasjon), og utvidet til å inkludere stedet for innsamling av fauna og registreringer av takrørsbeltet (vist som rødt punkt i **Figur 8**).



Figur 8. Oversikt over den registrerte forekomsten av strandeng og strandsump ved Nørholmkilen (Grimstad) i Naturbasen, og som ikke inkluderte området med takrør i sør der det ble utført undersøkelser og innsamlinger i dette prosjektet, men som inkluderte to poller i nordlig del.



Figur 9. Den modifiserte avgrensingen av forekomsten av strandeng-/sump i Nørholmkilen, samt anslått del som går ut i sjø, gitt et anslag på ca 1 m bredde, vist som lys blå flate. Det røde punktet viser posisjonen til innsamlingene og registreringene som ble utført i dette området i prosjektet.

Engekilen ved Grimstad

Det var ikke registrert noen forekomst av strandeng- og strandsump i Naturbasen for denne kilen. Vi avgrenset forekomsten basert på flyfoto som vist i **Figur 10**. Sumparealet til hele strandeng-sumpkomplekset var 3181 m². Sjødelen dominert av takrør i østlig del ble identifisert og avgrenset som en buffersone på 1.5 m ut mot sjøen i denne delen. Sjødelen dekker ca 80.6 m² og utgjør dermed 2,5 % av det totale arealet til forekomsten.

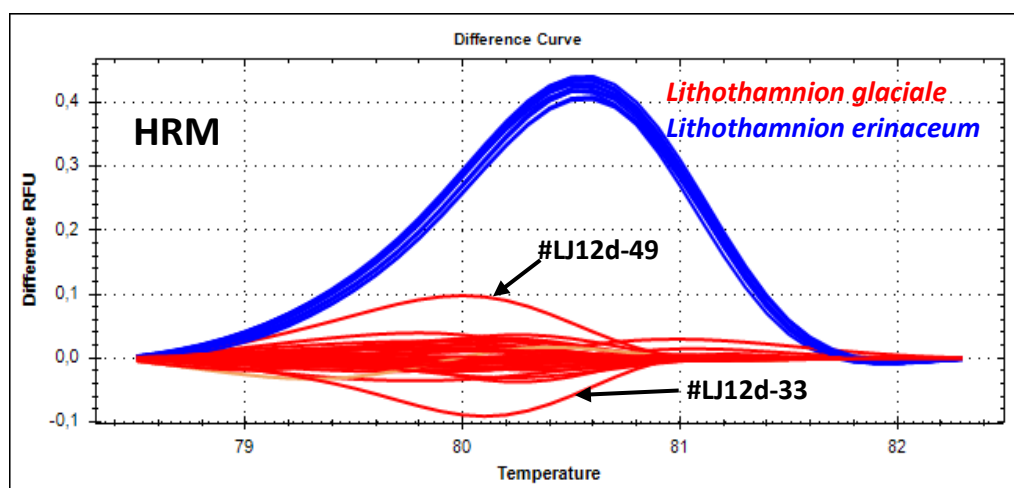


Figur 10. Den foreslåtte avgrensingen av forekomsten av strandeng-/sump i Engekilen ved Grimstad, samt anslått del som går ut i sjø (dvs. et ca. 1.5 m bredt belte mot sjø på østsiden), er vist som lys blå flate. Det røde punktet viser posisjonen til innsamlingene og registreringene som ble utført i takrørbeltet i dette området i prosjektet.

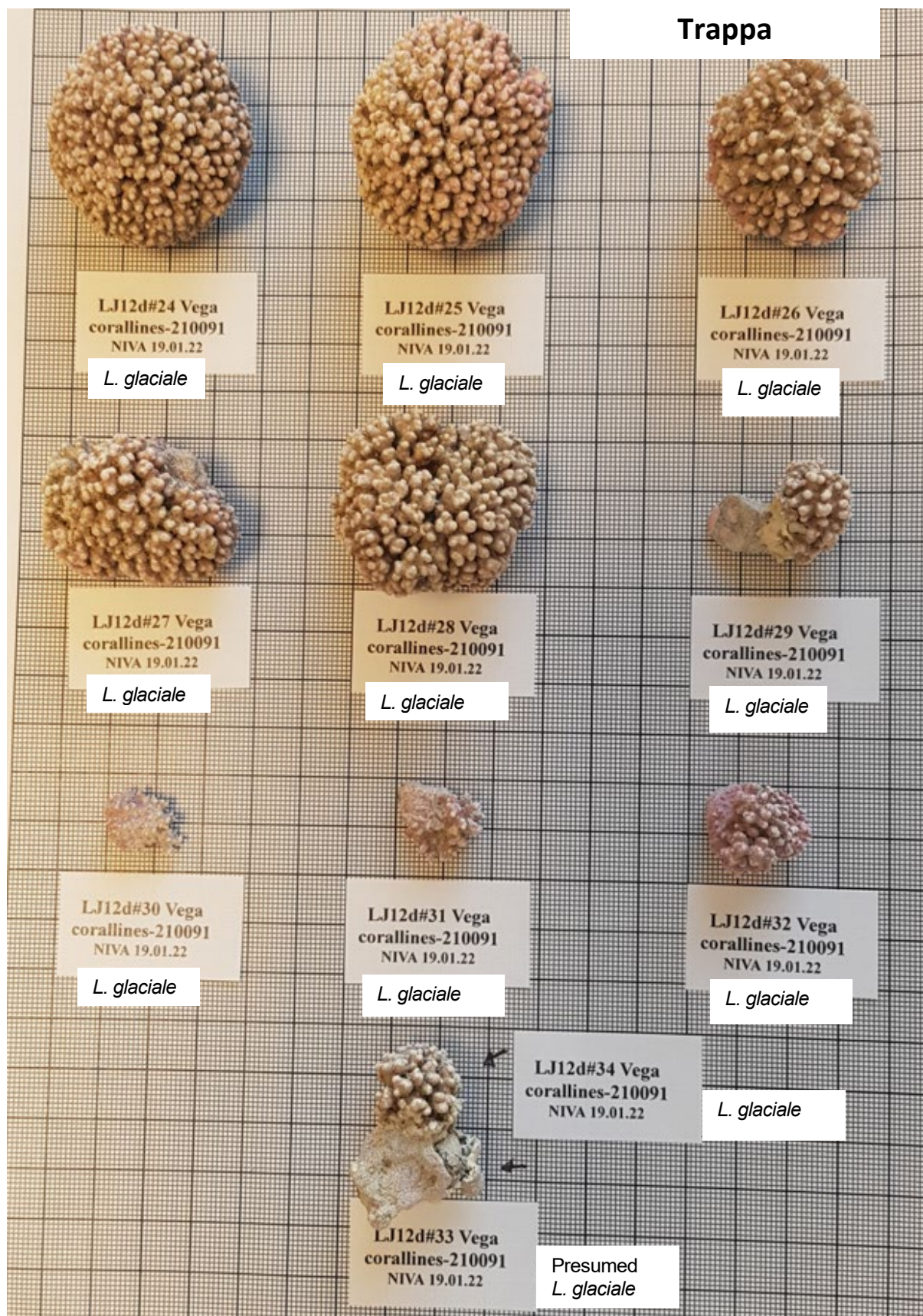
Vedlegg H. Oversikt over resultatene fra DNA-analysene av ruglprøvene fra Vega.

Tabell 1. Oversikt over analyserte ruglprøver fra fire lokaliteter ved Vega og artstilhørigheten til disse basert på «High Resolution Melt» analysen.

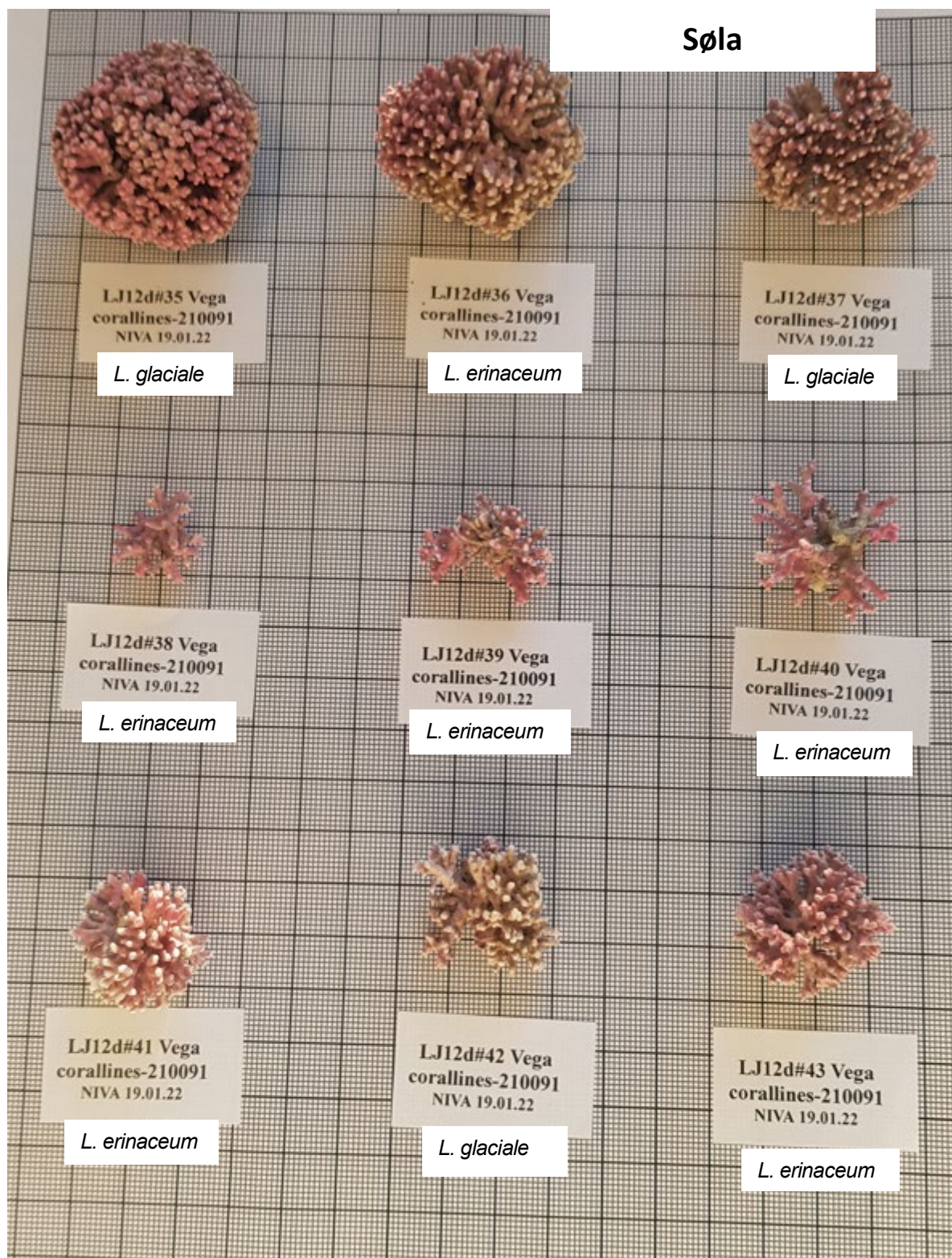
Lokalitet	Antall prøver	Identifisert art		
		<i>Lithothamnion glaciale</i>	Antatt <i>Lithothamnion glaciale</i>	<i>Lithothamnion erinaceum</i>
Trappa	11	10	1	0
Søla	9	3	0	6
Eidem	10	6	1	3
Valløy	10	10	0	0
Total	40	29	2	9



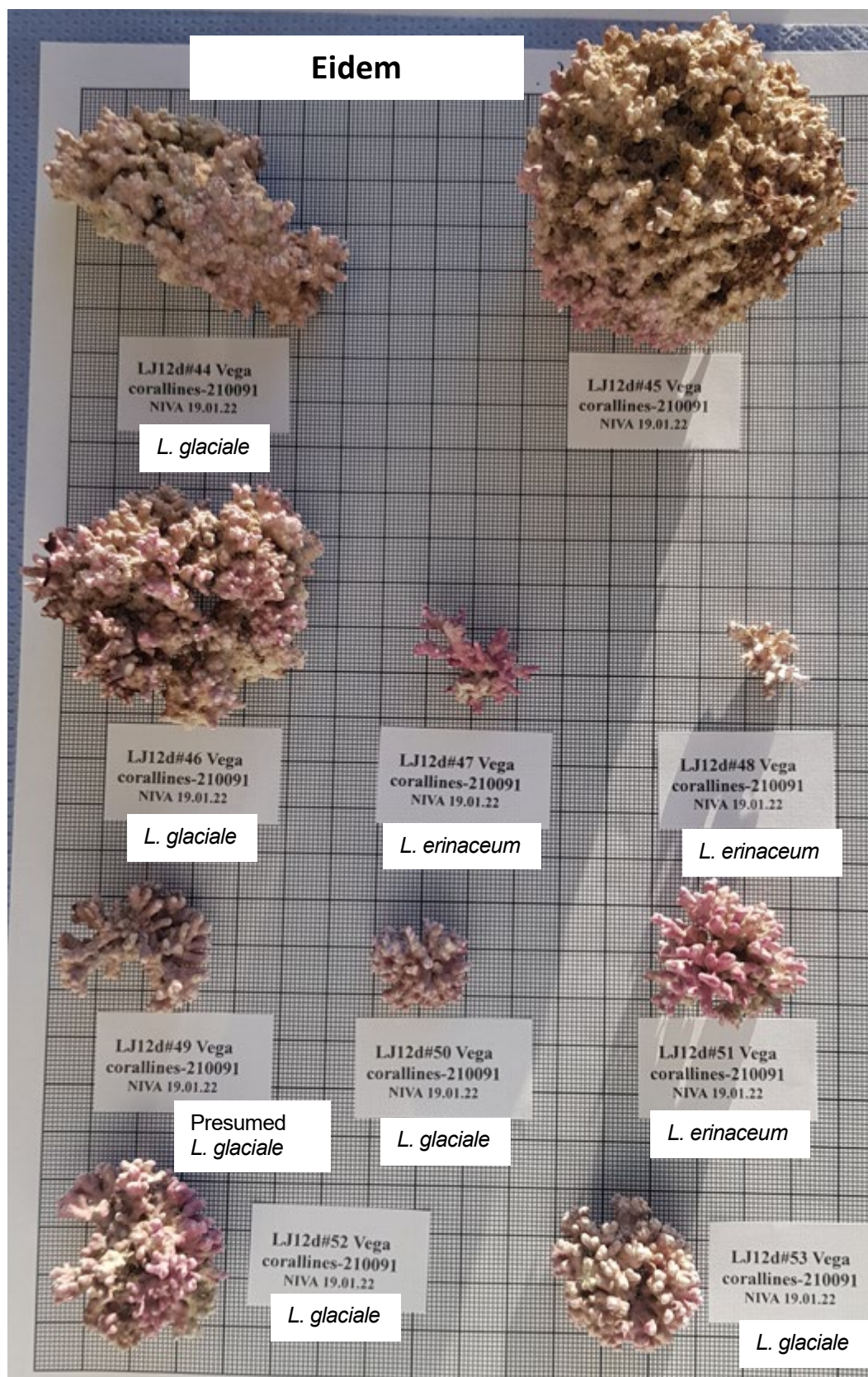
Figur 1. Differansekurven fra «High Resolution Melt» analysen, og som identifiserer forekomst av de to artene *Lithothamnion glaciale* og *L. erinaceum*. Kurvene viser at to individer/klumper, en fra Trappa og en fra Søla, avviker noe fra referansematerialet. Disse antas å tilhøre *L. glaciale*. ID-numrene til disse klumpene, og for de øvrige prøvene, er vist sammen med foto av prøvene for hver lokalitet; Figur 2 – Trappa, Figur 3 – Søla, Figur 4 – Eidem og Figur 5 – Valløy.



Figur 2. Artsidentiteten til ruglprøvene samlet fra Trappa ved Vega.



Figur 3. Artsidentiteten til ruglprøvene samlet fra Søla ved Vega.



Figur 4. Artsidentiteten til ruglprøvene samlet fra Eidem ved Vega.



Figur 5. Artsidentiteten til ruglprøvene samlet fra Valløy ved Vega

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) er Norges viktigste miljøforskningsinstitutt for vannfaglige spørsmål, og vi arbeider innenfor et bredt spekter av miljø, klima- og ressurs spørsmål. Vår forskerkompetanse kjennetegnes av en solid faglig bredde, og spisskompetanse innen mange viktige områder. Vi kombinerer forskning, overvåkning, utredning, problemløsning og rådgivning, og arbeider på tvers av fagområder.



Norsk institutt for vannforskning

Økernveien 94 • 0579 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no