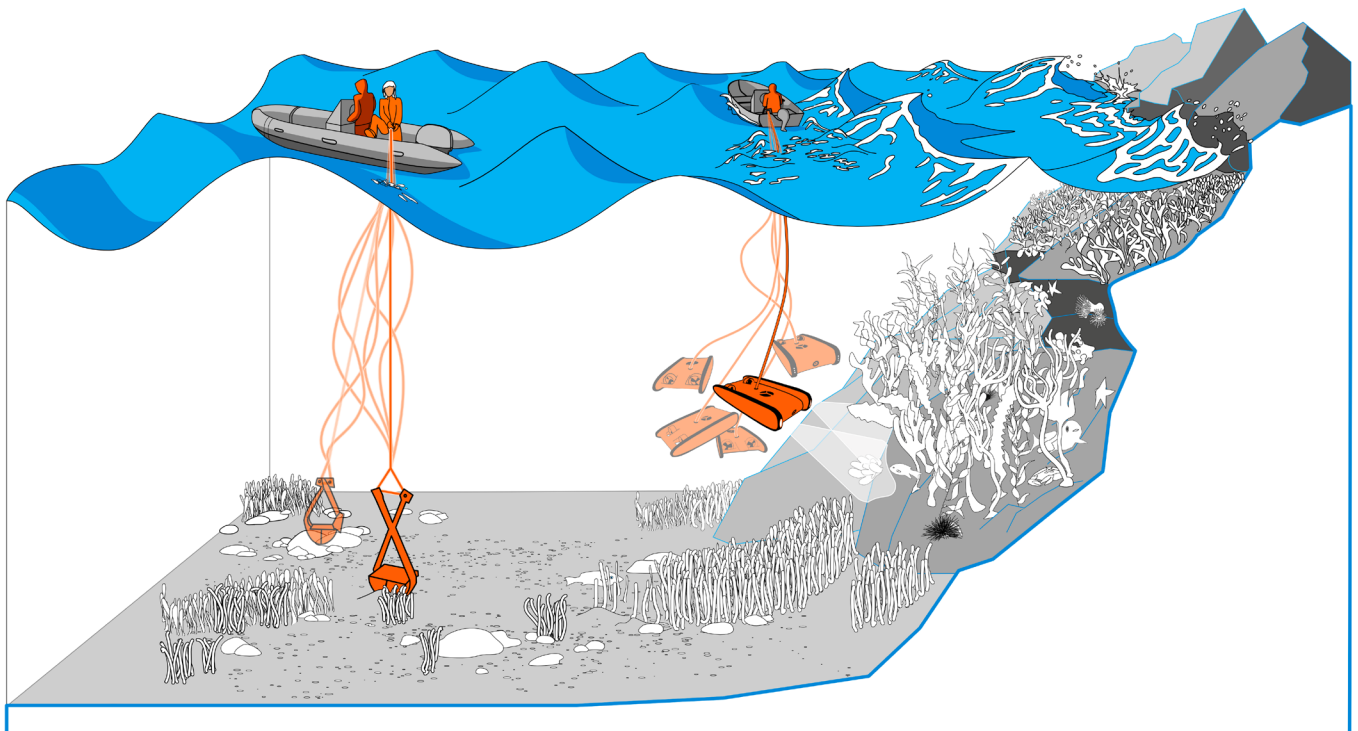


Utvikling av kartleggingsmetodikk og kriterier for lokalitetskvalitet for marine naturtyper



RAPPORT

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 Utvikling av kartleggingsmetodikk og kriterier for lokalitetskvalitet for marine naturtyper	Løpenummer 7805-2022	Dato 29.12.2022
Forfatter(e) Eli Rinde, Siri Røang Moy, Gunhild Borgersen, Marijana Stenrud Brkljacic, Camilla With Fagerli, Janne Kim Gitmark, Marit Mjelde, Trine Bekkby, Marit F.M. Bjorbækmo, Hartvig Christie, Maia Røst Kile, Kristina Øie Kvile, Rita Næss, Eivind Oug, Lise Tveiten, Mats Walday	Fagområde Marin biologi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Oslofjorden, Agder, Trøndelag og Nordland	Sider 111 + vedlegg

Oppdragsgiver(e) Miljødirektoratet	Kontaktperson hos oppdragsgiver Ida Marie Evensen og Egil Postmyr
Oppdragsgivers utgivelse: M-2426 2022	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 220062 og 220125

<p>Sammendrag</p> <p>Dette arbeidet er en videreføring av påbegynt arbeid fra 2020 og 2021 knyttet til kunnskap og metodeutvikling for kartlegging av marine naturtyper og for å kunne beskrive naturtypelokalitetens økologiske kvalitet. Arbeidet i 2022 har hatt søkelys på grunn bløtbunn, ålegrasenger og andre undervannsenger, tangsamfunn, sukkertaeskog, stortareskog, ruglbunner, helofytt-saltvannssump, sterke tidevannsstrømmer og korallrev/sjøfjærsamfunn. I Oslofjorden har tidligere kartlagte forekomster av enkelte naturtyper, blitt re-kartlagt.</p>

<p>Fire emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Marint biologisk mangfold Kartlegging Tilstand Metodeutvikling 	<p>Four keywords</p> <ol style="list-style-type: none"> Marine biodiversity Mapping Ecological state Method development
---	---

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

Eli Rinde
Prosjektleder/Hovedforfatter

Paul Ragnar Berg
Kvalitetssikrer

Paul Ragnar Berg
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7541-4
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

© Norsk institutt for vannforskning og Miljødirektoratet. Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Utvikling av kartleggingsmetodikk og kriterier for lokalitetskvalitet for marine naturtyper

Forord

Dette arbeidet er en videreføring av påbegynt arbeid fra 2020 og 2021 knyttet til kunnskap og metodeutvikling for kartlegging av marine naturtyper og for å kunne beskrive naturtypelokaliteters økologiske kvalitet. Arbeidet i 2022 har hatt søkelys på grunn bløtbunn, ålegrasenger og andre undervannsenger, tangsamfunn, sukkertareskog, stortareskog, ruglbunner, helofytt-saltvannssump, sterke tidevannsstrømmer og korallrev/sjøfjærsamfunn. I Oslofjorden har tidligere kartlagte forekomster av enkelte naturtyper, blitt re-kartlagt. Dette gjelder ålegrasenger, stortareskog og sukkertareskog. For de øvrige naturtypene har målet vært å utvikle, teste og vurdere metodikk for kartlegging av utbredelse og lokalitetskvalitet.

Siri Røang Moy har hatt ansvaret for arbeidet knyttet til vurdering av metodikk for feltkartlegging og vurdering av kriterier for økologisk kvalitet for grunn bløtbunn og tangsamfunn. Feltundersøkelsene av disse naturtypene har vært utført av Siri Røang Moy, Marit F.M. Bjorbækmo, Gunhild Borgersen, Marijana S. Brkljacic, Hartvig Christie, Janne K. Gitmark, Maia Røst Kile, Rita Næss, Eivind Oug, Mats Gunnar Walday og Eli Rinde. Eli Rinde har vært hovedansvarlig for arbeidet knyttet til ruglbunn.

Feltundersøkelsene av ruglbunn har vært utført av Kile, Camilla With Fagerli, Christie og Rinde.

Gunhild Borgersen har hatt ansvaret for helofytt-saltvannssump, og har gjennomført feltundersøkelsene av denne naturtypen sammen med Brkljacic, Moy, Marit Mjelde, Næss, Oug og Lise Tveiten.

Mats Walday har hatt ansvaret for re-kartlegging av sukkertareskog, som ble utført av Tveiten, Brkljacic, Paul Ragnar Berg og Bjorbækmo. Kristina Øie Kvile har laget figurene for re-kartlegging av sukkertare. Rinde hadde ansvaret for re-kartlegging av stortareskog, og gjennomførte dette arbeidet sammen med Christie og Gitmark. Fagerli har hatt hovedansvaret for undersøkelsene av sesongvariasjoner i tilstand til sukkertareskog. Disse feltundersøkelsene ble koordinert med EU-prosjektet FutureMARES, og ble utført av Fagerli, Christie, Gitmark, Kile, Berg og Rinde. Fagerli, Næss og Brkljacic har analysert faunaprøvene fra innsamlede sukkertareplanter.

Janne K. Gitmark har hatt ansvaret for re-kartlegging av ålegrasenger i Oslofjorden. Re-kartleggingen ble utført av Gitmark i samarbeid med Borgersen, Brkljacic, Kile og Moy. Marit Mjelde hadde ansvaret for feltundersøkelser og vurdering av metodikk for brakkvannsenger. Disse feltundersøkelsene ble utført sammen med Tveiten. Trine Bekkby har hatt ansvaret for vurderinger av korallskog og korallrev, Rinde for sterke tidevannsstrømmer og littoralbassengbunn.

Roar Brænden takkes for tilrettelegging av flyfoto til arbeidet med grunne bløtbunnsområder. Paul Ragnar Berg og Guri Sogn Andersen takkes for deltagelse i feltarbeidet knyttet til henholdsvis sukkertareskog og grunn bløtbunn. Vi takker også Pernilla Marianne Carlsen (NIVA) som stilte som skipper og med båt til feltarbeidet på ruglbunn i Tromsø.

Oslo, 29. desember 2022

Eli Rinde
Prosjektleder

Innholdsfortegnelse

1	Introduksjon.....	14
2	Metode	15
2.1	Tangsamfunn	15
2.2	Grunne bløtbunnsområder	18
2.3	Helofytt-saltvannssumper	21
2.4	Re-kartlegging tidligere kartlagte ålegrasenger.....	25
2.4.1	Kriterier for lokalitetskvalitet	26
2.5	Brakkvannsbunn	27
2.6	Sukkertareskog	29
2.6.1	Gjenbesøk av utvalgte sukkertarestasjoner ved bruk av droppkamera	30
2.6.2	Tilstand og naturmangfold i sukkertareskog undersøkt ved dykking.....	32
2.7	Re-kartlegging av tidligere kartlagte forekomster av stortareskog.....	33
2.8	Ruglbunn	35
2.9	Andre naturtyper	37
3	Resultater og diskusjon.....	39
3.1	Tangsamfunn	39
3.1.1	Kartleggingsmetodikk.....	49
3.1.2	Lokalitetskvalitetskriterier.....	51
3.1.3	Beskrivelse av naturtypen og forslag til metodikk	51
3.2	Grunne bløtbunnsområder	52
3.2.1	Kartlegging i felt.....	52
3.2.2	Lokalitetskvalitetskriterier.....	61
3.2.3	Beskrivelse av naturtypene og forslag til metodikk	63
3.3	Helofytt-saltvannssumper	64
3.3.1	Kartleggingsmetodikk.....	67
3.3.2	Lokalitetskvalitetskriterier.....	70
3.3.3	Beskrivelse av naturtypen og forslag til metodikk	73
3.4	Ålegrasenger	75
3.4.1	Endringer i utbredelse og tilstand til ålegrasenger i ytre Oslofjord	75
3.4.1	Kartleggingsmetodikk.....	81
3.5	Brakkvannsbunn	81
3.5.1	Undersøkelsene i 2022	81
3.5.2	Hvor spesielle er brakkvannslokalitetene?.....	84
3.5.3	Lokalitetskvalitetskriterier.....	84
3.5.4	Forslag til kartleggingsmetodikk.....	85
3.6	Sukkertareskog	87
3.6.1	Gjenbesøkte sukkertarestasjoner	87
3.6.2	Tetthet av sukkertare og lurv over tid.....	93

3.6.3	Tilstand og naturmangfold i sukertareskog undersøkt ved dykking.....	94
3.7	Endringer i utbredelse og tilstand til stortareskog i ytre Oslofjord	95
3.8	Ruglbunn	97
3.8.1	Metodikk for kartlegging av ruglbunns utbredelse	97
3.8.2	Lokalitetskvalitetskriterier	99
3.9	Andre naturtyper	100
3.9.1	Korallskog og korallrev	100
3.9.2	Samfunn i sterke tidevannsstrømmer	102
3.9.3	Littoralbassengbunn	105
4	Viktige forskjeller mellom marin og terrestrisk kartlegging	106
4.1	Konsekvenser av manglende feltinformasjon	106
4.2	Modellering som basis for planlegging, prioritering og avgrensing av marine naturtyper	107
5	Referanser.....	109

Sammendrag

Arbeidet i 2022 har hatt mål om å utvikle, teste og vurdere metodikk for kartlegging av utbredelse og lokalitetskvalitet for de marine naturtypene; grunn bløtbunn, ålegrasenger, brakkvannsbunn, tangsamfunn, sukkertareskog, stortareskog, ruglbunner, helofytt-saltvannssump, sterke tidevannsstrømmer og korallrev/sjøfjærsamfunn. I Oslofjorden har tidligere kartlagte forekomster av enkelte naturtyper, blitt re-kartlagt. Dette gjelder ålegrasenger, stortareskog og sukkertareskog.

Hovedfunn/-anbefaling per naturtype:

Tangsamfunn

Bruk av den etablerte kartleggingsmetodikken beskrevet for fjæresoneindeksen (veileder 02:2018) der tangsamfunnet undersøkes langs et ca. 10 m langt transekt fungerer godt. Det ble prøvd ut en «modifisert» versjon av disse undersøkelsene ved å lage egne artslister for hvert enkelt tangbelte. Hvilken metodikk som egner seg best for undersøkelser av tangsamfunn avhenger av formålet med undersøkelsen, og dermed også hvilken målestokk som skal brukes. Vi fant ingen eller svært liten økning i antall registrerte arter når bredden på tangbeltet øker, basert på alle tangartene. Det er en svak økning i antall registrerte arter i blæretang og sagtangbeltet når dekningsgraden til disse artene øker. Fjæreindeksen ble beregnet for stasjonene på Vega (4), i Glomfjord (2) og i Ulsteinvik (2 stasjoner) hvor alle stasjoner fikk «god» eller «svært god» tilstand basert på fjæreindeksen, med unntak av Tommesvika i Glomfjord som fikk «dårlig» tilstand. Per dags dato er det ikke utviklet klassegrenser for fjæreindeksen i skagerrak. Resultatene fra undersøkelsene av tangsamfunn kan benyttes til å vurdere lokalitetskvalitetskriterier foreslått av Bekkby m.fl. (2022).

Kunnskapsgrunnlaget har ikke vært tilstrekkelig til å kunne trinninndeale arealutbredelse som primærvariabel for naturmangfold. Bruk av droner for kartlegging av tangsamfunn er under utvikling og kan muligens benyttes til å kartlegge arealutbredelse og bidra til kunnskap om trinninndeling av denne variabelen.

Grunne bløtbunnsområder

I Norge er det utført svært få undersøkelser av bunnfauna på grunn bløtbunn. Her undersøkte vi fauna på ulike bløtbunnsstrender fra sandige og noe bølgeutsatte områder i Oslofjorden, til beskyttede mudderflater i Nordland. Det ble samlet inn kvantitative faunaprøver i tidevannssonen, både littoralt og sublittoralt, i tillegg til prøver for analyse av sedimentbunnens egenskaper. Vi fant stor variasjon i arts- og individantall fra et område til et annet, men sublittorale prøver var generelt mer artsrike og hadde en høyere individtetthet. Mudderflater var i hovedsak mer artsrike enn sandstrender. Organisk innhold i sedimentene var svært lavt på samtlige lokaliteter, og bunnssubstratene hadde lav andel finstoff (silt og leire). Det var ingen klar sammenheng mellom artsantall og andel finstoff, og trolig bør størrelsesfraksjoner for sand og grovere partikler også analyseres for å utrede forholdene mellom fauna og sedimentsammensetning. Feltundersøkelsene har gitt oss nyttige erfaringer mht. kartleggingsmetodikken, om variasjonen i fauna på grunn bløtbunn, og data fra undersøkelsene er allerede benyttet til å forbedre NiN-systemet for marine naturtyper. Vi foreslår å videreføre metodikken som er anvendt her og standardisere den ytterligere, for å skaffe mer data som kan benyttes til å evaluere hvordan naturmangfoldet og tilstanden påvirkes av viktige miljøvariabler. Eksempelvis vil noen områder naturlig være mindre artsrike enn andre, og følgelig bør utvikling av spesifikke lokalitetskriterier ta hensyn til ulike miljøforhold.

Helofytt-saltvannssump

Åtte helofytt-saltvannsumper bestående av takrør (*Phragmites australis*) og/eller havsivaks (*Bolboschoenus maritimus*) i Trøndelag (tidevannspåvirket område) og Agder (ikke tidevannspåvirket) ble undersøkt. Vi anbefaler at arealutbredelse til denne naturtypen estimeres ved bruk av flyfoto,

satellitt- eller dronebilder, selv om det kan være vanskelig å avgrense mot de terrestre naturtypene på land. Kartlegging av arealutbredelse i felt kan være svært tidkrevende, i tillegg til at det er utfordrende og til dels risikabelt å bevege seg inne i dype takrørsbestander. Det er per nå ikke nok kunnskap til å evaluere de foreslåtte variablene for lokalitetskvalitet og trinninndeling av disse. Videre kartlegging bør derfor følge samme metodikk som anvendt her, inntil en systematisk gjennomgang og analyse av dataene er utført. Vi har opparbeidet artslister for bunnfauna i sumper fra ulike regioner, med ulikt areal, salinitet og tetthet, og disse dataene vil på sikt bidra til bedre kunnskap om det assosiert artsmangfoldet i helofytt-saltvannssump, og videreutvikling av lokalitetskvalitetskriteriene.

Ålegrasenger

Det er påvist store endringer i de undersøkte ålegrasforekomstene siden forrige kartlegging (2008-2010). Noen har økt i størrelse, noen er blitt redusert og noen er blitt borte. Det er tidkrevende å kartlegge/avgrense ålegrasenger i felt dersom man skal verifisere at det ikke er større avstand enn 50 m mellom to flekker. Regelen fra etablert praksis er at to forekomster som har større avstand fra hverandre enn 50 m skal identifiseres som to separate enger.

Det er nødvendig å klargjøre hva som menes med forekomst av trådformete alger ved vurdering av tilstand. Gjelder det kun påvekst, løstliggende trådformete alger, eller begge deler? Og hva med belegg av kiselalger/sedimenter på bladene? Eller forekomst av annen påvekst som i form av f.eks. dyr (rur, sekkdyr og anemoner)? I hvilken grad skal disse benyttes som indikatorer på redusert tilstand? Det er forskjeller i metodikken som brukes ved ren kartlegging/avgrensing av ålegrasforekomster og metodikken som skal benyttes for å estimere ålegrasindeksen som parameter for økologisk kvalitet.

Brakkvannsundervannsenner

Feltundersøkelsene i 2022 sammenstilt med tidligere kunnskap har gitt oss nyttige erfaringer og noe mer kunnskap om variasjonene innenfor brakkvanns-bunn. Det er store forskjeller i artssammensetning av vannplanter langs salinitetsgradienten, og endringer i salinitet er muligens årsaken til at forekomst av vannplanter er kraftig redusert i enkelte undersøkte lokaliteter.

På grunn av store kunnskapshull er brakkvannssystemer lite tilfredsstillende behandlet i NiN.

Nåværende inndeling må derfor betrakte som tentativ, med behov for framtidig revisjon.

Det er foreløpig ikke nok kunnskap til å evaluere de foreslåtte variablene for lokalitetskvalitet og trinninndeling av disse. For å kunne vurdere naturmangfold og tilstand i brakkvannsbunn er det helt nødvendig med en mer omfattende kartlegging. Denne må omfatte områder langs ulike gradienter i forhold til geografi (bredde- og lengdegrad), salinitet, tidevann, sjøtemperatur, næringsinnhold, etc., og både vannplanter og bunndyr.

Stortareskog

Re-kartleggingen av stortareskog i Ytre Oslofjord indikerer et tap av stortareskog sammenlignet med tidligere forekomst (2008-2009). 26 % av stasjonene som tidligere hadde høy nok tetthet til å kalles forekomst av tareskog har nå fått såpass redusert forekomst at de ikke lenger kan kalles tareskog. Blant disse har 17 % fått redusert tettheten til spredt eller enkeltvis forekomst, og 9 % av stasjonene hadde fravær av stortare ved re-kartleggingen i juli 2022. Ved Jomfruland øst har en del av den tidligere kartlagte stortareskogen endret seg til sukkertareskog. Kun 56 % av de 32 undersøkte stasjonene hadde tett forekomst av stortare i juli 2022, mot 100 % da området ble kartlagt i 2008 og 2009. Dette tilsvarer en reduksjon på 44 % i dette området. Det ble observert sukkertareskog på 75 % av stasjonene, og enten stortareskog eller sukkertareskog på 84 % av stasjonene. På ca. halvparten av stasjonene (47 %) forekom det en blandet skog bestående av de to tareartene.

Sukkertareskog gjenbesøk ved bruk av droppkamera

Det er funnet sukkertare i alle områder ved alle prøvetakingstidspunkt i hele undersøkelsesperioden 2020-2022, men ikke på alle observasjonspunkter. Høsten 2020 var det generelt lavere tetthet på de ytre stasjonene på begge sidene av fjorden (dvs. Jomfruland- og Hvalerområdet). I 2022 ble de største forekomstene av sukkertare funnet i Langesundområdet, mens det ved Hvaler var mange observasjoner av bare spredt forekomst eller enkeltfunn av sukkertare. Det var imidlertid ved Jomfruland det ble registrert lavest forekomst av sukkertare totalt. De undersøkte sukkertarelokalitetene ligger i mer beskytta farvann enn de re-kartlagte stortarestasjonene som hadde endret seg til sukkertareskog. Lurv er til stede på sukkertaren hele perioden, men med relativ stor variasjon både i rom og tid. Det ble også registrert sukkertare uten lurv. I 2020 pekte Hvaler seg ut med noe mindre lurv enn de andre områdene, men dette endret seg i 2022, fordi Nordre Sandøy ved Hvaler da hadde høye tettheter av lurv. På 21 av de 163 punktene som ble undersøkt i 2022 var fremmedarten stillehavsøsters vanlig forekommende, men funnene ble utelukkende gjort ved Nordre Sandøy på Hvaler. Japansk drivtang ble funnet i alle tre områder (Hvaler, Langesund og Jomfruland), men kun med noen få funn.

Sukkertareskogs tilstand undersøkt ved bruk av dykking

Det ble funnet vesentlig lavere forekomst av begroingsalger på sukkertareplanter undersøkt i juni sammenlignet med planter undersøkt i august på de undersøkte stasjonene ved Homborsund (ved Grimstad). Sukkertaretettheten var også betydelig redusert gjennom samme tidsrom. Det er sannsynlig at tilveksten av lurv kan ha bidratt til lavere tetthet av sukkertare gjennom skyggelegging og neddynging av sukkertarens blad.

Ruglbunn

Bruk av *målebånd-transekter* som metode for å undersøke forekomst av rugl (naturmangfold) og tilstand (andel død rugl/mengde trådalger og/eller skulptetang) til ruglbunn er lovende. Metoden gir også mulighet for en systematisk innsamling av ruglklumper for DNA-analyser (innsamlinger gitt en fast avstand langs transektene), for å identifisere en eventuell romlig variasjon i artsmangfoldet av ruglarter. Tilsvarende kan gjøres mht. innsamling av fauna knyttet til selve ruglbunnen (dvs. samle inn ruglbunn i ruter gitt en fast avstand langs transektene). Erfaringene fra testing av ulike typer kartleggingsmetoder fra luftbasert dronofilm, flyfoto, bruk av ROV, droppkamera og dykking har gitt innsikt i hvordan data fra marin kartlegging skiller seg fra terrestrisk kartlegging. Erfaringene viser at det er **et klart behov for å kunne skille mellom verifiserte og potensielle forekomster** av en marin naturtypes utbredelse (naturmangfold) og tilstand. Arealutbredelsen kan la seg modellere og bidra med nyttig informasjon for forvaltningen selv om lokaliteten ikke er undersøkt og verifisert i felt. I enkelte tilfeller kan det til og med i felt være vanskelig å verifisere naturmangfoldet og tilstanden til deler av forekomsten. Det bør derfor være mulig å rapportere inn informasjon om modellerte forekomster som ikke er verifisert i felt, samt informasjon om deler av forekomsten som ut fra modellering eller feltundersøkelser har god eller dårlig tilstand. Dette innebærer at lokalitetskvaliteten til rapporterte forekomster må kunne vurderes ut fra kun areal, eller av areal kombinert med en indikator for tilstand.

Andre naturtyper

Korallskog og korallrev: Det er et stort behov for sammenstilling av data og kunnskap for å kunne si hvilke variabler som er viktige for tilstand og naturmangfold for disse naturtypene. Det samles inn mye data og kunnskap som en del av MAREANO-programmet og Frisk Oslofjord. Vi har valgt å innlemme den kunnskapen vi har hatt tilgjengelig, men anbefaler at disse naturtypene håndteres i et eget prosjekt. Faggruppen mener at arealutbredelse og bekreftet tilstedeværelse av rødlistede arter er av betydning for naturmangfold-komponenten til lokalitetskvalitet. Et mål for volum og/eller

tredimensjonal struktur kan også være relevant for korallrev. Fremmedartsinnslag og bunntråling, eller fiske med garn og line, er også regnet som viktige variabler for tilstand.

Sterke tidevannsstrømmer: Områder med sterk strøm kan dekke både bratte bergvegger og slakere bergknausområder, lukkede fjorder, poller og bassenger, sund (ofte med ruglbunn) og mer åpne kystområder, samt områder med og uten ferskvannspåvirkning. Dette gjør at de geofysiske forholdene og samfunnene som lever i sterke tidevannsstrømmer kan variere svært mye. Kartlegging krever god planlegging både med tanke på tidevannssyklusen og strømstyrken, men også med hensyn til hvilke deler av naturenheten som skal kartlegges. Basert på erfaringer fra felt mener vi metodene for kartlegging av samfunn i sterke tidevannsstrømmer må tilpasses om man er i grunne og smale sund, eller om den dekker store og dype områder.

Litoralbassengbunn: Artsmangfold i littoralbassengbunn er lite undersøkt. I veileder 02:2018 blir fjærepytter kartlagt sammen med tangsamfunnet. Det blir tatt høyde for forekomst av fjærepytter ved at de fysiske karakteristikkene ved fjæra beskrives, og gjennom en beregning av fjærepotensialet. Fjærepytter vil kunne forekomme som en mosaikk i et tangsamfunn. Derfor vil målestokken for kartleggingsoppdraget bestemme om littoralbassengbunn skal kartlegges som en egen enhet eller inkluderes i tangsamfunnet på en gitt lokalitet.

Viktige forskjeller mellom marin og terrestrisk kartlegging

Det er behov for å kunne skille mellom **verifiserte forekomster** av naturenhetene for en lokalitet (i felt eller ved bruk av bilder), og **forekomster som har potensiale** for å kunne huse en gitt naturtype. Videre bør det være mulig å kunne avgrense og rapportere inn en mulig forekomst av en marin naturenhet til Miljødirektoratets database for økologiske grunnkart med **kun informasjon om forekomstens areal**. Dette er relevant for marine naturtyper som egner seg for utbredelsesmodellering, som stortareskog, eller som lar seg identifisere og avgrense ved bruk av fly- eller dronebilder som grunne bløtbunnsstrender og helofytt-saltvannssumper. Størrelsen til disse forekomstene kan relativt lett avgrenses ved hjelp av tolking av slike bilder, men detaljerte egenskaper om naturmangfold og tilstand krever at det gjennomføres undersøkelser i felt. Manglende mulighet til å rapportere inn slike forekomster til økologiske grunnkart før felldata foreligger, vil være **lite hensiktsmessig og vil kunne føre til en ineffektiv forvaltning av marin natur**. Vi anbefaler at utbredelsesmodellering kombinert med analyser av satellitt-, fly- og dronebilder, bør utnyttes i framtidig kartlegging av marine naturtyper både for arealdekkende kartlegging og for naturtypespesifikk kartlegging. Kartleggingens formål, de økonomiske rammene, og hvilke metodikk som anvendes vil ha stor betydning for hvor detaljert arealavgrensingen og beskrivelsen av marine naturtypers lokalitetskvaliteter kan gjøres. Det innebærer at trinninndelingen av arealutbredelse som primærvariabel for naturmangfold må tilpasses både målestokk og metodikk.

Summary

Title: Development of mapping methodology and criteria for location quality for marine nature types
Year: 2022

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

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7541-4

This is a continuation of activities started in 2020. The aim for 2022 was to develop, test, and assess methodology for mapping the distribution and location quality of the marine nature types; shallow soft bottoms, eelgrass beds, brackish water bottoms, rockweed communities, sugar kelp forests, tangle kelp forests, maerl beds, helophyte saltmarshes, strong tidal currents, and coral reefs/sea feather communities. In the Oslo Fjord, previously mapped occurrences of selected nature types have been re-mapped. This applies to eelgrass meadows, tangle kelp forests and sugar kelp forests.

Main findings/recommendations per nature type

Rockweed communities

The established mapping methodology for the tidal zone (veileder 02:2018) where the seaweed community is examined along an approx. 10 m long transect, works well. A "modified" version of this method was tested by applying the method on each individual seaweed belt. Which methodology and scale that is best suited depends on the purpose of the survey. We found no or a small increase in the number of registered species when the width of the rockweed belt increases. There is a slight increase in the number of registered species in the bladder wrack and the toothed wrack belt when the abundance of these species increases. The tidal zone index was calculated for the stations at Vega, in Glomfjord and in Ulsteinvik, where all stations received "good" or "very good" condition, except for Tommesvika in Glomfjord, which was categorized to "bad" condition. As of today, no class limits have been developed for this index in the Skagerrak region. The results from the surveys can be used to assess locality quality criteria proposed by Bekkby et al. (2022). There is not enough available data to use areal distribution as a primary variable for the biodiversity component of the locality quality index. The use of drones for mapping rockweed communities is under development and can possibly be used to map area distribution and contribute to operationalize this parameter.

Shallow soft bottom areas

Very few surveys have studied soft-bottom fauna in shallow areas in Norway. Here we studied fauna on different soft-bottom beaches, from sandy, somewhat wave-exposed areas in the Oslofjord, to wave protected mud flats in Nordland, in northern Norway. Quantitative samples of fauna were collected both littoral and sublittoral, in addition to sediment samples to assess qualities such as grain size and organic carbon. We found great variation in the number of species and individuals between localities, but sublittoral samples were generally more species-rich and had a higher number of individuals. Mudflats had in general more species than sandy beaches. Organic content was very low at all locations, and the content of fine matter (silt and clay) was low. There was no correlation between number of species and the proportion of fine matter. The field investigations have provided useful experience regarding mapping methodology and knowledge of the variation in soft-bottom fauna. Furthermore, the data have already been used to improve the Norwegian habitat mapping system NiN for marine nature types. We propose to standardize the methodology used here, apply it to a broad range of regions and environmental conditions, to obtain sufficient data that can be used to evaluate how biodiversity and ecological state are affected by important environmental variables.

Helophyte saltmarshes

Eight helophyte saltmarshes dominated by reeds (*Phragmites australis*) and/or sea clubrush (*Bolboschoenus maritimus*) in Trøndelag (tidal-affected area) and Agder (not tidally affected) were investigated. We recommend that the area extent of this nature type is estimated using aerial photos, satellite, or drone images, although it may be difficult to delineate the marsh against the terrestrial nature types on land. Mapping the extent by field surveys can be very time-consuming, in addition to being challenging and sometimes risky. We have insufficient knowledge to evaluate the proposed variables for locality quality and their classification into categories. Further mapping should apply the methodology used in this study, until a systematic review and analysis of sampled data can be done. We have compiled species lists for benthic fauna in marshes from different ecoregions, of different areal extent, salinity, and density, contributing to better knowledge of the associated species diversity in helophyte-saltmarshes.

Eelgrass beds

Major changes have been detected in the remapped eelgrass meadows since the last survey (2008-2010). Some meadows have increased in size, some have decreased, and some have disappeared. It is labor intensive to map/delineate eelgrass meadows in the field if you must verify that there is no greater distance than 50 m between two patches. The rule from established practice is that two patches that are more than 50 m apart shall be identified as two separate meadows. Furthermore, it is necessary to clarify what is meant by presence of filamentous algae when assessing the ecological state of a meadow. Does it only apply to epiphytes, loose lying filamentous algae, or both? And what about occurrence of coverage of diatoms/sediments on the leaves? Similarly, how should occurrence of other epiphytes such as animals be treated (barnacles, ascidians, and anemones)? To what extent do these contribute to reduced ecological condition? There are some differences in the methodology for mapping the areal extent of eelgrass meadows and the methodology used when assessing the ecological state of the meadows according to the Water framework directive.

Brackish water beds

The field surveys in 2022 combined with previous knowledge have given useful experience and knowledge about the variations within the brackish water beds. There are large differences in the species composition of aquatic plants along the salinity gradient, and changes in salinity are possibly the reason why the occurrence of aquatic plants has been greatly reduced in some investigated localities.

Due to large knowledge gaps, brackish water systems are not satisfactorily treated in the Norwegian nature type system (Nature in Norway, NiN). The current division must therefore be regarded as tentative, with a need for future revision. There is currently insufficient knowledge to evaluate the proposed variables for locality quality and their classification into categories. To be able to assess biodiversity and the ecological state of brackish water beds, a more comprehensive survey is necessary. This survey must include areas along different gradients in relation to geography (latitude and longitude), salinity, tide, sea temperature, nutrient content, etc., and both aquatic plants and benthic animals.

Tangle kelp forest

The re-mapping of tangle kelp forest in Outer Oslofjord indicates a loss of tangle kelp compared to previous occurrence (2008-2009). 26 % of the stations that earlier had a sufficiently high density to be termed kelp forests (i.e., common, or dominant abundance) have now become reduced to a degree where they do not anymore fulfill this criterion. Among these, 17 % had scattered or single occurrences of kelp, and 9 % had no kelp at all, at the re-mapping in July 2022. At Jomfruland east,

part of the previously mapped tangle kelp forest has changed to sugar kelp forest. Only 56 % of the 32 investigated stations had dominant abundance of tangle kelp in July 2022, compared to 100 % when the area was surveyed in 2008 and 2009. This corresponds to a reduction in occurrence of 44 % in this area. Sugar kelp forest was observed at 75 % of the stations, and either tangle kelp forest or sugar kelp forest was found at 84 % of the stations. In approx. half of the stations (47 %), mixed kelp forests of both kelp species were observed.

Sugar kelp forest revisited using underwater drop camera

Sugar kelp were observed in all areas at all sampling times throughout the 2020-2022 survey period, but not in all observation points. In autumn 2020, there was generally lower density at the outer stations on both sides of the fjord (i.e., the Jomfruland and Hvaler areas). In 2022, the highest abundance of sugar kelp was observed in the Langesund area, and only scattered or single observations were observed at Hvaler. The lowest abundance was recorded at Jomfruland. The examined sugar kelp sites are located in more protected waters than the re-mapped tangle kelp stations, that were found to have transformed to sugar kelp forests. Filamentous algae are present on sugar kelp throughout the period, but with relatively large variation both in space and time. Sugar kelp without filamentous algae was also recorded. In 2020, Hvaler stood out with somewhat less filamentous algae than the other areas, but this changed in 2022, as high densities of filamentous algae were observed at Nordre Sandøy by Hvaler. At 21 of the 163 stations examined in 2022, alien Pacific oysters were commonly observed, but only at Nordre Sandøy on Hvaler. Japanese wireweed was found in small numbers in all three areas (Hvaler, Langesund and Jomfruland).

The condition of the sugar kelp forest investigated using diving

A significantly lower incidence of fouling algae was found on sugar kelp plants examined in June compared to plants examined in August at the investigated stations at Homborsund (near Grimstad). Sugar kelp density was also significantly reduced over the same period. It is likely that the growth of fouling algae may have contributed to a lower density of sugar kelp through shading and piling down the laminas of the sugar kelp.

Maerl beds

The use of measuring tape transects as a method to investigate the presence of maerl and the ecological condition (e.g., proportion of dead maerl/abundance of filamentous algae and/or sea oak) of maerl beds looks promising. The method also allows for a systematic collection of maerl nodules for DNA analyzes (sampling at fixed distances along the transects), to identify any spatial variation in the species diversity of the maerl forming species. The same can be done with respect to collection of fauna associated to the maerl itself (i.e., collect maerl substrate from squares at fixed distances along the transects). The experiences from testing different types of mapping methods from aerial drone filming, aerial photography, the use of ROVs, underwater drop cameras and diving, have provided insight into how data from marine mapping differs from terrestrial mapping. There is a clear need to be able to distinguish between *verified* and *potential* occurrences of marine nature types. The potential distribution can be modelled and provide useful information for management, even if the site has not been investigated and verified in field. In some cases, it can even be difficult to verify the presence and the ecological state of parts of the maerl bed in field. If field verification is unfeasible, it should be possible to report information on the potential occurrences, as well as information on parts of the occurrence that, based on modelling or field investigations, are in good or bad condition. This means that the location quality of reported occurrence must be able to be assessed based on area extent only, or of area extent combined with an indicator of condition.

Other nature types

Coral forests and coral reefs: there is a need for compilation of data and knowledge to be able to conclude on which variables that are important for the ecological state and biodiversity of coral forests and coral reefs. A lot of data and knowledge is collected as part of the MAREANO program and Frisk Oslofjord. We have based our suggestions on available knowledge but recommend handling these nature types in a dedicated project. The expert group believes that area distribution and the confirmed presence of red-listed species are important for the biodiversity component of location quality. A measure of volume and/or of the three-dimensional structure may also be relevant for coral reefs. Alien species and bottom trawling, and fishing with nets and lines, are also considered important variables for assessing ecological condition of these nature types.

Strong tidal currents: Areas with strong currents can include steep rocky walls and rocks with gentler slopes, closed fjords, enclosed bays and pools, straits (often with rough bottoms) and more open coastal areas, as well as areas with and without freshwater influence. This means that the geophysical conditions and the communities that live in strong tidal currents can vary greatly. Mapping requires good planning both about the tidal cycle and ocean current strength, but also with respect to which parts of the area that is going to be mapped. Based on field experiences, we believe that the methods must be adapted for shallow and narrow straits, or for large and deep areas.

Littoral rockpools: Species diversity in the littoral rockpools is poorly investigated in Norway. In veileder 02:2018, rockpools are mapped together with the rockweed community. The occurrence of rockpools is considered by describing the physical characteristics of the rockweed station, and through a calculation of the shoreline's potential for biodiversity. Rockpools may occur as a mosaic in a rockweed community. Therefore, the chosen scale for mapping will determine whether the littoral rockpool is to be mapped as a separate unit or to be included in the rockweed community at a given location.

Important differences between marine and terrestrial mapping

There is a need to be able to distinguish between verified occurrences of a marine nature type (by field investigation or using images), and potential occurrences. Furthermore, if area is the only available property for a potential occurrence of a marine nature type, it should be possible to delineate and report this occurrence to the Norwegian Environment Agency's database for ecological base maps. This is relevant for marine nature types that are suitable for distribution modelling, such as kelp forests, or other habitat types that can be identified and delineated using aerial or drone images such as shallow soft-bottom areas and helophyte saltmarshes. The size of these occurrences can be relatively easily delineated using the interpretation of such images, but detailed characteristics of biodiversity and the ecological state require field investigations. Failure to report such occurrences to ecological base maps before field data is available will be unsuitable and could lead to ineffective management of marine nature. We recommend that distribution modeling combined with analyzes of satellite, aerial and drone images should be used in future mapping of marine habitats both for area-wide mapping and for habitat type-specific mapping. The purpose of the mapping, the economic framework, and which methodology to use, will be of great importance for how detailed the area delineation and the description of the site qualities can be made. This means that the use of area extent as a primary variable for assessing a localities biodiversity, must be adapted to both scale and methodology.

1 Introduksjon

Dette arbeidet er en videreføring av påbegynt arbeid fra 2020 og 2021 knyttet til innhenting av kunnskap og testing av metodikk for å kunne kartlegge utbredelsen til viktige marine naturtyper, og for å kunne beskrive naturtypelokalitetens økologiske kvalitet (jf. Rinde m.fl. 2021). For flere av de marine naturtypene som er kandidater til å stå på Miljødirektoratets instruks etter kriterier gitt i Stortingsmelding nr. 14 (2015-2016), er det begrenset med kunnskap og kartleggingsdata. Det er derfor behov for å utvikle, teste og vurdere kriteriene i egne feltprosjekter.

Tilsvarende som i 2021 har NIVA utført kartleggingsaktiviteter både i og utenfor Oslofjorden, for å styrke arbeidet med marin kartleggingsinstruks, og for å skaffe mer kunnskap om marine naturtyper. Dette er nødvendig for å bidra til en standardisert metodikk for naturtypene som skal stå på Miljødirektoratets instruks. Miljødirektoratets instruks vil inneholde en liste over forvaltningsrelevante naturtyper, identifisert i henhold til Artsdatabankens typeinndeling og beskrivelsessystem for natur, Natur i Norge (NiN), og som er prioritert for kartlegging basert på en standardisert metodikk. Et forslag til kandidater til denne listen er utarbeidet (Bekkby m.fl. 2021), og gjengitt i **Tabell 1**.

Arbeidet i 2022 har hatt søkelys på grunn bløtbunn, ålegrasenger og andre undervannsenger, tangsamfunn, sukkertareskog, stortareskog, ruglbunner, helofytt-saltvannssump, sterke tidevannsstrømmer og korallrev/sjøfjærsamfunn. I Oslofjorden har det for enkelte av naturtypene blitt foretatt en re-kartlegging av tidligere kartlagte forekomster. Dette gjelder ålegrasenger, stortareskog, sukkertareskog og grunne bløtbunnsområder i strandsonen. For de øvrige naturtypene har hovedfokus vært på å utvikle, teste og vurdere metodikk for kartlegging av utbredelse og lokalitetskvalitet.

Der det er mulig har feltinnsamlinger og registreringer blitt koordinert med relevante aktiviteter tilknyttet andre prosjekter. Dette gjelder for ruglbunn, tangsamfunn og grunn bløtbunn som er utført i samarbeid med NFR-prosjektene MASSIMAL (alle de tre nevnte naturtypene) og COASTFRAG (tangsamfunn og grunn bløtbunn); for brakkvannsenger er dette utført ved bruk av tilsvarende metoder som benyttes i arbeidet med lokalitetskvalitet for brakkvannssjø i ferskvann. For undersøkelser av ren og nedlurvet sukkertareskog er feltarbeidet utført i samarbeid med EU-prosjektet FutureMARES og EEA-prosjektet Blueforestry (som er et samarbeidsprosjekt mellom Norge og Portugal).

Kunnskap og erfaringer fra arbeidet er inkludert i beskrivelsen av naturtypene og av variabler for lokalitetskvalitet i Bekkby m.fl. (2022). Her gir vi oversikt over resultatene fra feltundersøkelsene og kommer med forslag til metodikk for å undersøke arealutbredelse og variabler for lokalitetskvalitet for hver naturtype som er undersøkt.

Tabell 1. Oversikt over forvaltningsrelevante naturtyper, fra Bekkby m.fl. 2021:

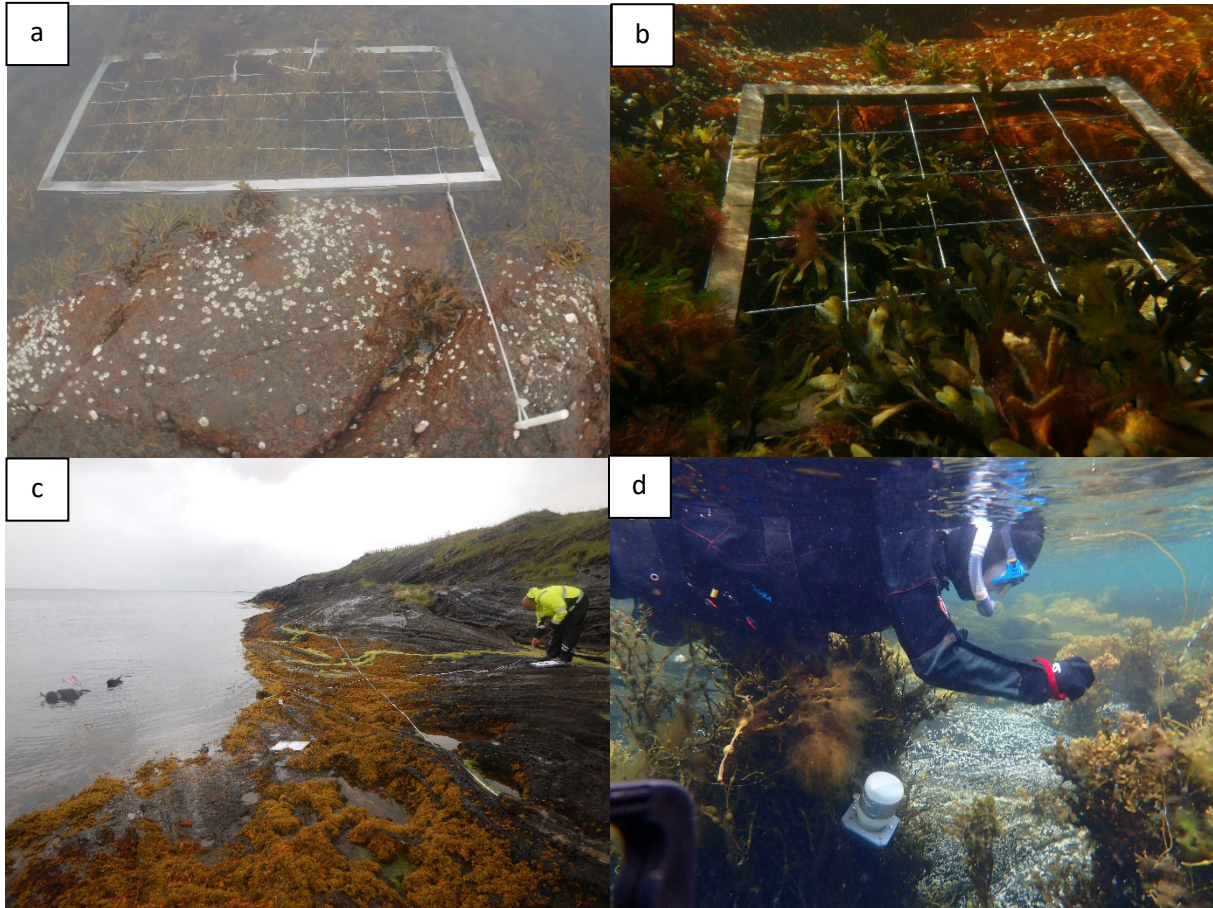
NE-1 Littoralbassengbunn	NE-16 Nordlig stortareskog
NE-2 Blåskjellbunn	NE-17 Sørlig stortareskog
NE-3 Tangsamfunn	NE-18 Nordlig fingertarebunn
NE-4 Bergvegg i fjæresonen	NE-19 Sørlig fingertarebunn
NE-5 Tidevannsmudderflate	Ne-20 Sørlig butarebunn
NE-6 Grunne sandområder	NE-21 Ruglbunn
NE-7 Flatøstersbunn	NE-22 Samfunn i grotter og overheng
NE-8 O-skjellbunn	NE-23 Hardbunnskorallskog
NE-9 Tidevannseng og tidevannssump	NE-24 Bløtbunnskorallskog
NE-10 Ålegrasbunn	NE-25 Svampsamfunn
NE-11 Dvergålegrasbunn	NE-26 Korallrev
NE-12 Kransalgebunn	NE-27 Sjøfjærsamfunn
NE-13 Brakkvannsendervannseng	NE-28 Dyp slambunn i Skagerrak
NE-14 Nordlig sukkertareskog	NE-29 Bergvegg i sublittoralen
NE-15 Sørlig sukkertareskog	NE-30 Samfunn i sterke tidevannsstrømmer

2 Metode

2.1 Tangsamfunn

Tangsamfunn (kode NE-3), er utpekt som en forvaltningsrelevant naturenhet i henhold til Bekkby m.fl. (2021) ettersom tangsamfunn er leveområder for truede og nær truede arter. Denne naturenheten har tilhørighet under NiNs hovedtyper M3 – Fast fjærelte-bunn og øvre del av sjøsonen, dvs. M1 – Eufotisk fast saltvannsbunn. På lokaliteter med forekomst av fjæreplytter var det også naturlig å undersøke disse (jf. Kap. 2.9).

Tangsamfunn kan kartlegges kvantitativt ved bruk av rammeundersøkelser og det er to ulike tilnærminger til denne metoden; 1) undersøkelse av faste ruter og 2) undersøkelse av tilfeldige ruter (**Figur 1**). I den første metoden benyttes bolter i fjæra som man henger rammen på slik at det er mulig å finne tilbake til samme undersøkte areal ved neste gjenbesøk. Slike strandsoneundersøkelser er ofte foretatt i to vertikale nivåer hvor nivå 1 inkluderer sprutsone og øvre del av fjæresonen, mens nivå 2 inkluderer nedre del av fjæresonen og øvre del av sjøsonen. I metode 2 legges 5 rammer tilfeldig ut innenfor hvert av tangbeltene som er til stede på en stasjon. Metoden som derimot oftest benyttes per i dag ved kartlegging av tangsamfunn er metoden for fjæresoneundersøkelser (fjæresoneindeks), og som er detaljert beskrevet i veileder 02:2018 (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018). Fjæresoneindeks benytter ikke rammer og det gjøres i stedet en semi-kvantitativ beskrivelse av fjæresonen langs et 10 m langt transekt, lagt parallelt langs strandlinjen. Det er denne metoden som ble brukt som utgangspunkt for kartleggingen av tangsamfunn i dette prosjektet, men i motsetning til etablert metodikk utførte vi artsregistreringer for hvert tangbelte i fjæra. Dette genererte dermed fullstendige artslistene for hver enkelt sone som ble undersøkt, for hver av stasjonene.



Figur 1. a) Ramme i fjæra, metode 1, her ved nedre nivå (Foto: NIVA). b) Ramme i fjæra, metode 2. Rammen er tilfeldig plassert i et tangbelte (Foto: Siri Moy). c) Målt opp 10m av strandlinjen hvor det registreres arter i et transekt langs denne (Foto: Maia Røst Kile). d) Fotografering under vann (Foto: Eli Rinde).

Vi undersøkte tangsamfunn på 14 ulike lokaliteter (**Tabell 2** og **Figur 2**). Nedre grense for artsregistrering ble satt til og med sagtangbeltet, som gjerne er den dypest levende tangarten før tareskog overtar. Siden registreringene ble gjort ved snorkling er det vanskelig å registrere dypere enn dette, og på enkelte stasjoner var det kun øvre del av sagtangbeltet som ble undersøkt fordi det ikke var mulig å registrere dypere. Nedenfor sagtangbeltet ble det kun skrevet ned observerte hovedtrekk/dominerende arter. I tillegg til artsregistreringer ble også bredden på de ulike tangbeltene målt og det ble plukket tre individer av tang (blæretang, grisetang og sagtang) som det ble tatt lengdemål og vekt av.

I forbindelse med en undersøkelse av potensielle næringsorganismer for ærfugl i strandsonen på Vega ble det gjennomført undersøkelser som inkluderte rutetelling og veiing av tangplanter for å kvantifisere forekomst av tang per arealenhet (antall planter og biomasse), samt dekningsgrad og artssammensetning (Christie og Rinde 2022).

Tabell 2. Oversikt over stasjoner for undersøkelser av tangsamfunn med koordinater (desimalgrader) og dato for feltundersøkelsen. På Lånan ble det gjort undersøkelser av NIVA på oppdrag fra Vega verdensarvsenter (Christie og Rinde 2022).

Stasjon	Stasjonskode	Område	Dato	Breddegrad	Lengdegrad
Filtvet fyr	R1	Oslofjorden	10.06.22	59,571100	10,618017
Akerøya nordøst	ANØ	Oslofjorden	07.06.22	59,055047	10,883595
Ølbergholmen 1	ØL1	Oslofjorden	09.06.22	59,0093533	10,1289172
Ølbergholmen 2	ØL2	Oslofjorden	08.06.22	59,009034	10,129269
Langholmene (Bolærne)	BH2	Oslofjorden	08.06.22	59,19212472	10,5663550
Østre Bolæren 1	BH1	Oslofjorden	08.06.22	59,196792	10,572142
Vallakråka	Valle1	Vega	26.08.22	65,71882	11,85472
Vallekråkeskjæra	Valle2	Vega	26.08.22	65,71951	11,85950
Langøya	Lang	Vega	27.08.22	65,73012	11,99403
Sandøy	Sand	Vega	27.08.22	65,72292	11,94479
Lånan	Lånan	Vega	22.04.22	65,869291	11,825817
Mugskogvika	GI_H4	Glomfjord	20.09.22	66,7957	13,8232
Tømmesvika	GI_H7	Glomfjord	20.09.22	66,8346	13,6364
Grøneskjæret	GRO	Ulsteinvik	15.09.22	62,308063	5,665868
Litlesjøtøya	LIS	Ulsteinvik	13.09.22	62,33204664	5,794929972



Figur 2. Oversikt over geografisk plassering av stasjonene for undersøkelser av tangsamfunn.

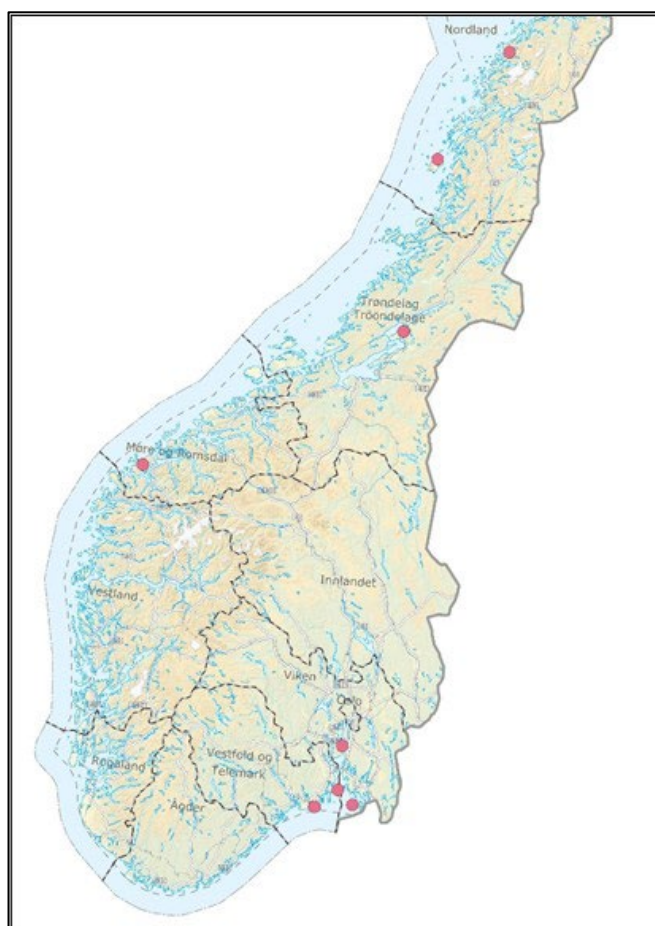
Metodene som ble utført på tangstasjonene hadde fokus på å undersøke den vertikale utbredelsen av de ulike tangbeltene, dekningsgraden til tangartene i de ulike sonene, samt å undersøke det assosierte artsmangfoldet knyttet til de dominerende tangartene. Vi la ikke opp til å undersøke den horisontale arealutbredelsen til tangsamfunnene, men har fått nyttig erfaring fra feltundersøkelsene med tanke på hvordan dette kan gjøres i praksis. Vi har også samlet data på egenskaper til tangplantene (som størrelse og vekt) som vil bidra til å få bedre kunnskap om hvordan disse varierer mellom og innad i undersøkte regioner.

2.2 Grunne bløtbunnsområder

Det er generelt utført få undersøkelser av fauna på grunn bløtbunn, i motsetning til bløtbunnsfauna på dypere vann som rutinemessig inngår i miljøundersøkelser. Det er dermed heller ingen standardisert metodikk for innsamling og tolkning av data. Vi testet ut metodikk for å karakterisere egenskaper knyttet til utbredelse, naturmangfold og tilstand til naturtypene i grunne

bløtbunnsområder gjennom feltundersøkelser. De forvaltningsrelevante naturtypene på grunn bløtbunn er tidevannsmudderflate (NE-5) og grunne sandområder NE-6, Bekkby m.fl. (2021). NIVAs analyser av artslister på bløtbunn har som en del av utviklingen av NiN-systemet (og basert på data samlet i dette prosjektet), vist at bløtbunnsområder i tidevannssonen har andre samfunn enn bløtbunnsområder på dypere vann (Oug m.fl.2022). Denne naturtypen er antatt å bli skilt ut som en egen hovedtype når NiN 3.0 lanseres i 2023.

Vi undersøkte totalt 17 stasjoner på grunn bløtbunn i felt, fordelt på ni lokaliteter fra Oslofjorden i sør til Glomfjorden i nord (**Tabell 3, Figur 3**). Lokalitetene omfattet ulike strandområder hvor det ble utført prøvetaking av bløtbunn for å undersøke forekomst av bunnfauna og bunnsedimentets egenskaper. På hver strand ble prøvene tatt i ulike nivåer i tidevannssonen, og for de fleste områdene omfattet dette både strandsonen (littoralen) og sjøsonen (sublittoralen) (kalt hhv. *indre* og *ytre* i stasjonsoversikten i **Tabell 3**). Tidspunktet for prøvetakingen, vannstand, beskrivelse av området, samt observasjoner i felt, ble notert.



Figur 3. Oversikt over geografisk plassering av stasjonene for undersøkelser av grunne bløtbunnsområder.

Kvantitative prøver av bunnfauna ble tatt for et bunnareal på 0,025 m². Prøver fra det øverste nivået på stranden ble innhentet fra tørrlagt strandflate ved å grave ut sediment med stikkspade innenfor en ramme på 15 x 16 cm ned til 10-15 cm dyp (**Figur 4**). For sublittorale prøver ble en liten håndholdt grabb av van Veen type med tilsvarende åpningsareal benyttet (**Figur 4**). Prøver som ble tatt med grabb, ble innhentet ved mid-lavvann eller lavvann ved å vasse ut til aktuelt prøvedyp. For å sikre god prøve ble grabben presset ned i bunnsedimentet før den ble lukket. En generell beskrivelse av bunnsedimentene ut fra sedimenttype (sand, silt, leire osv.), eventuell lagdeling, samt en vurdering av oksidasjonstilstand (basert på farge/lukt), ble gjort på alle stasjonene. Prøvene ble deretter siktet med 1 mm sikt og konserveret i formalin-sjøvannsløsning (4 - 8 % formaldehyd) eller 96 % etanol.

Prøve til analyse av sediment ble tatt med en håndcorer (**Figur 4**). Innhold av organisk karbon (TOC), nitrogen (TN) og vanninnhold (tørrstoff %) ble analysert for nivået 0-1 cm av overflatelaget, mens sedimentets andel av finsediment (kornstørrelse < 63 µm) ble bestemt for nivået 0-5 cm. Metodikken for innsamlingen av støtteparameterne i sedimentene tilsvarer praksis for prøvetaking på bløtbunnsområder på dypere vann.

Prøvetaking i grunn bløtbunn ble som nevnt utført på ulike nivåer i strandsonen, og en stasjon representerer et gitt nivå i strandsonen. På *hver* stasjon ble det tatt to parallelle prøver for bunnfauna, en prøve for karbon, nitrogen og vanninnhold, samt en prøve for finsediment. Faunaprøvene ble tatt fra samme horisontalnivå med en fast avstand på 1 m, mens sedimentprøvene ble tatt mellom faunaprøvene. På de aller fleste lokalitetene ble det gjort undersøkelser på to ulike nivåer i strandsonen (dvs. to stasjoner), en på det øverste nivået og i littoralsonen (tørrlagt ved prøvetakingstidspunkt, men tildekket ved høyvann) og en lenger ned og i øvre sublittoral sone (under vann og tørrelles ikke ved lavvann).



Figur 4. Prøvetaking av bunnfauna og sedimenter på grunn sedimentbunn. Venstre: Prøvetaking på tørrlagt sediment, med ramme, stikkspade og sikt for bunnfauna (stasjon DIM1 i Ulsteinvik). Høyre øverst: Sublittoral prøvetaking med håndholdt van Veen grabb. Høyre nederst: Sedimentprøve i håndholdt corer for bestemmelse av sedimentsammensetning.

Tabell 3. Oversikt over stasjoner for undersøkelser av grunne bløtbunnsområder med koordinater (desimalgrader) og dato for feltundersøkelsen. L = Litoral, S = Sublitoral.

Område	Stasjon	Stasjonskode	Nivå	Dato	Posisjon	
					Breddegrad	Lengdegrad
Larvik	ØlbergholmenNord_indre	ØLN1	L	09.06.2022	59,008298	10,130388
Larvik	ØlbergholmenNord_ytre	ØLN2	S	09.06.2022	59,008344	10,130409
Larvik	ØlbergholmenSør_indre	ØLS1	L	09.06.2022	59,006796	10,131455
Larvik	ØlbergholmenSør_indre	ØLS2	S	09.06.2022	59,006803	10,131609
Ytre-Oslofjord	Akerøya_indre	ANØ1	L	07.06.2022	59,053033	10,886310
Ytre-Oslofjord	Akerøya_ytre	ANØ2	S	07.06.2022	*	*
Ytre-Oslofjord	Østre Bolæren_indre	ØB1	L	08.06.2022	59,198071	10,57321
Ytre-Oslofjord	Østre Bolæren_ytre	ØB2	S	08.06.2022	*	*
Ytre-Oslofjord	Storsand_indre	Sto1	L	10.06.2022	59,651757	10,604079
Ytre-Oslofjord	Storsand_ytre	Sto2	S	10.06.2022	59,651746	10,604255
Vega	Lissburøya_indre	Liss1	L	27.08.2022	65,73367	11,98253
Trøndelag	Lønnemsleira_indre	Lønn1	L	06.09.2022	63,946529	11,381736
Trøndelag	Lønnemsleira_ytre	Lønn2	S	06.09.2022	63,945564	11,379322
Ulsteinvik	Dimnavågen_indre	Dim1	L	14.09.2022	62,31736	5,79594
Ulsteinvik	Dimnavågen_ytre	Dim2	S	14.09.2022	62,31748	5,79598
Glomfjorden	Ørnes/Selstad_indre	Ørn1	L	21.09.2022	66,859308	13,720806
Glomfjorden	Ørnes/Selstad_ytre	Ørn2	S	21.09.2022	66,859462	13,720641

* Stasjonsposisjoner mangler

Metodene som ble utført på grunn bløtbunn hadde søkelys på å skaffe erfaring i hvordan naturtypen best kan beskrives i felt, og hvordan egenskaper knyttet til naturmangfold og tilstand kan registreres. Vi utførte innsamlinger for å fastsette sedimentets egenskaper (bl.a. kornstørrelse), samt for å undersøke det assosierte artsmangfoldet knyttet til naturtypen. Vi la ikke opp til å avgrense arealutbredelsen til naturtypen da dette kun er mulig å gjøre i felt for små lokaliteter. Men gjennom befaringer til både fots og ved bruk av båt, samlet vi nyttig erfaring i hvilke typer egenskaper og data som kan samles ved bruk av ulike type metodikk.

2.3 Helofytt-saltvannssumper

Tidevannsenseng og tidevannssump (kode NE-9) er utpekt som en forvaltningsrelevant naturtype i henhold til Bekkby m.fl. (2021). Tidevannsenseng og tidevannssump består av både terrestre naturtyper som strandeng (T12 og T33) og saltanrikningsmark (T11-3), og den marine naturtypen Helofytt-saltvannssump (M8). De terrestre naturtypene har andre variabler for tilstand og naturmangfold enn M8, og naturtypene kan ikke vurderes samlet (Bekkby m.fl. 2022). I dette prosjektet har vi derfor kun fokusert på den marine naturtypen, altså helofytt-saltvannssump.

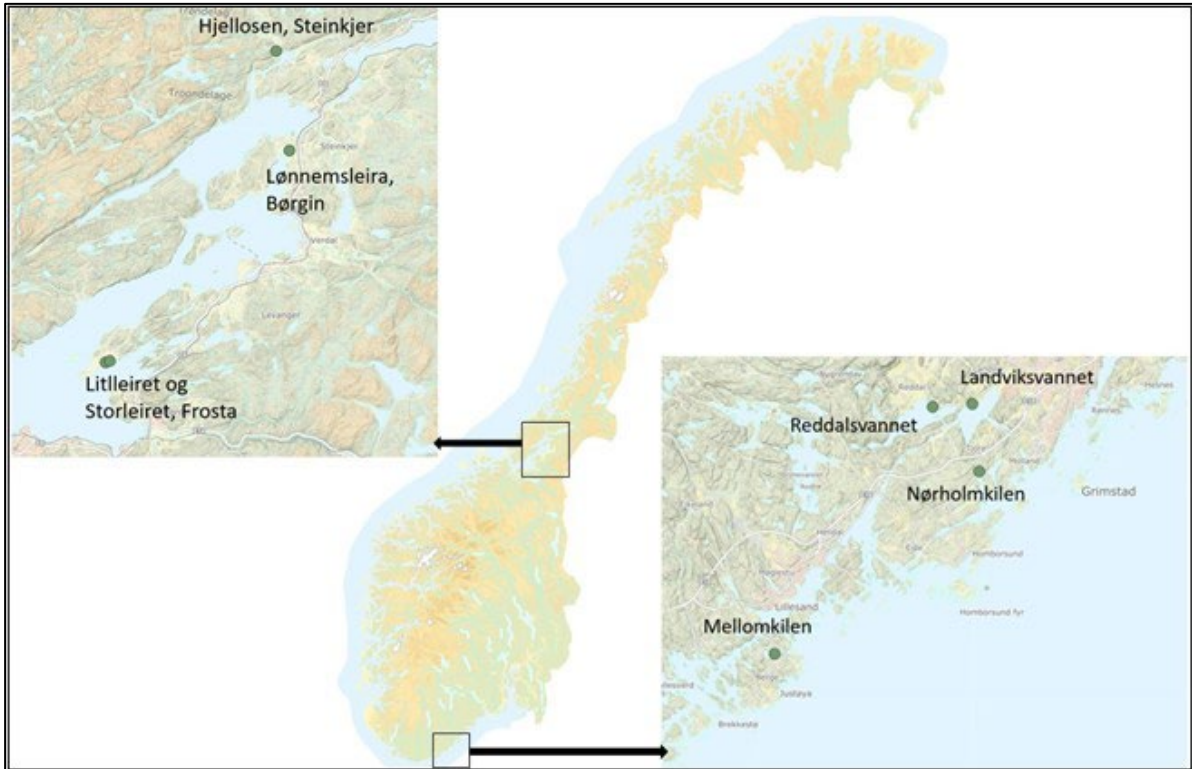
Helofytt-saltvannssump omfatter tette bestander av makrohelofytter, det vil si storvokste sumpplanter med røttene i sublitoral bunn (som ikke tørrlegges ved lavvann), i vannstrandbeltet eller noe opp i landstrandbeltet. Naturtypen forekommer i brakkvann og i saltvann. Helofytt-saltvannssump danner oftest bestander bestående av kun én eller to arter, og i Norge er dette hovedsakelig takrør (*Phragmites australis*) eller havsivaks (*Bolboschoenus maritimus*). I tillegg forekommer pollsivaks (*Schoenoplectus tabernaemontani*), og havstarr (*Carex paleacea*), og muligens saltstarr (*C. vacillans*). Naturtypen har sin hovedutbredelse i Sør-Norge (til og med Trøndelag).

Metodikk for kartlegging og avgrensning av naturtypen foreslås i Rinde m.fl. (2022) og Bekkby m.fl. (2022), men det mangler erfaring og kunnskap for å evaluere om kriteriene er relevante for å bestemme naturtypens lokalitetskvalitet. Helofytt-saltvannssump har heller ikke vært grundig kartlagt mht. artssammensetning av assosiert fauna og biologisk mangfold. I Rinde m.fl. (2022) beskrives resultatene fra bunnprøver i enkelte sumper i Oslofjorden og på Sørlandet i 2021, men utover dette kjenner vi ikke til undersøkelser av bunnfauna fra helofytt-saltvannssumper i Norge.

I dette prosjektet undersøkte vi fire helofytt-saltvannssumper i Agder og fire i Trøndelag (**Tabell 4, Figur 5**). Sumpene i Agder er i et område med liten tidevannspåvirkning, men med ulik grad av salinitet. Sumpene i Trøndelag er i et område med (relativt) stor tidevannsforskjell, men liten forskjell i salinitet. Målet med undersøkelsene var å teste ut den foreslåtte feltmetodikken for kartlegging av helofytt-saltvannssump, samt å skaffe mer kunnskap om hvilken betydning naturtypen har for annen biodiversitet. I tillegg ville vi undersøke om utbredelsen til helofytt-saltvannssumper er ulik i tidevannspåvirkede og ikke-tidevannspåvirkede områder.

Tabell 4. Oversikt over helofytt-saltvannssumper i Agder og Trøndelag som ble undersøkt i 2022. Geografisk posisjon er oppgitt i desimalgrader.

Område	Lokalitet	Dominerende helofytt	Breddegrad	Lengdegrad	Dato
Agder	Nørholmkilen	Takrør/havsivaks	58,30	8,51	01.08.2022
	Reddalsvannet	Takrør	58,33	8,47	01.08.2022
	Landviksvannet	Takrør	58,33	8,50	01.08.2022
	Mellomkilen	Takrør	58,22	8,37	02.08.2022
Trøndelag	Hjellosen	Takrør	64,11	11,31	06.09.2022
	Lønnemsleira, Børgin	Takrør	63,95	11,38	06.09.2022
	Littleiret, Frosta	Havsivaks	63,57	10,73	07.09.2022
	Storleiret, Frosta	Havsivaks	63,57	10,75	07.09.2022



Figur 5. Kart over helofytt-saltvannssumper i Agder og Trøndelag som ble undersøkt i 2022.

Parametere som ble målt i helofytt-saltvannssump var i hovedsak de samme som i 2021 (Rinde m.fl. 2022) (**Tabell 5**). Metodene hadde fokus på å skaffe erfaring i hvordan naturtypen best kan beskrives i felt, og hvordan egenskaper knyttet til naturmangfold og tilstand kan registreres. Vi utførte målinger for å fastsette sumpens bredde på land og i sjø (i Agder, kun på de lokalitetene der det var mulig), og gjorde vannstandsmålinger for å fastsette hvor høyt opp i sumpen tidevannet går (i Trøndelag). Vi gjennomførte også målinger for å estimere bestandens tetthet og høyde. Vi la ikke opp til å avgrense arealutbredelsen til sumpene i felt, da dette kun er mulig å gjøre for små bestander. Arealutbredelse kan imidlertid gjøres ved hjelp av flyfoto (f.eks. Norge i bilder) eller droner.

Tabell 5. Oversikt over parametere som ble målt i helofytt-saltvannssump i 2022.

Parameter	Metodikk	Kommentar
Salinitet	Målt med digital salinitetsmåler i vannoverflaten (ca. 3 cm dyp) rett utenfor sumpen	
Substrat	F.eks. mudder. Evt. lukt av H ₂ S ble også notert	
Dominerende helofytt	Andre plantearter som er til stede noteres også	
Bredde totalt	Bredde på bestand fra vannsiden til landsiden	
Bredde i vann	Bredde på bestanden som står i vann, måles fra vannsiden og innover til vannkanten (vannet slutter og det blir land)	Kun i Agder, siden sumpene i Trøndelag var fullstendig tørrlagt ved lavvann
Dybdegrense	Vandyp målt ved bestandens yttergrense, og ved ytterste enkeltstrå	Kun i Agder, siden sumpene i Trøndelag var fullstendig tørrlagt ved lavvann
Vannstands nivå ved middelvannstand	Vannstands nivå ble målt med nivelleringskikkert	
Tetthet i 20x20cm	Antall strå ble talt i tre 20x20 ruter	I Agder ble tetthet målt i bestandens ytterkant, og både årets skudd og fjorårets ble talt.
Strå lengder	Total lengde på 10 strå	Kun årets strå ble målt, med unntak av lokaliteten i Nørholmkilen (fjorårets står var høyere og vil gi en indikasjon på maks høyde stråene kan oppnå gjennom hele vekstsesongen).
Bunnlevende fauna	Bunnprøver ble tatt med en stikkspade både inne sumpen og på åpen sedimentbunn rett utenfor	Bunnprøver ble tatt i Nørholmkilen i Agder, og Hjellosen, Storleiret og Littleiret i Trøndelag

Prøvetaking av bunnfauna

På noen av lokalitetene tok vi kvalitative bunnprøver for å undersøke det assosierte artsmangfoldet, og sammenligne faunasammensetningen inne i sumpen med fauna fra ren sedimentbunn rett utenfor (Figur 6). Prøvene ble tatt med stikkspade, 5-10 stikk ned til ca. 10 cm dyp eller ned til lag med blåleire. Selv om prøvetakingen var kvalitativ ble det forsøkt å ta omtrent lik mengde sediment på hver lokalitet, slik at arts- og individtallene er noenlunde sammenlignbare. Materialet ble siktet i felt med sikt med hullstørrelse på 1 mm. Sikterestene ble konserverte på formalin, og i laboratoriet ble alle dyr sortert ut og artsidentifisert.



Figur 6. Eksempel på plassering av prøvetakingspunkt for bunnfauna: på sedimentbunn rett utenfor sumpen (øverst til venstre) og inne i sumpen (fra Littleiret, øverst til høyre). Nederst til venstre: sikterest bestående av helofytt-røtter (Littleiret). Nederst til høyre: prøvetaking i sedimentbunn (Hjellosen).

2.4 Re-kartlegging tidligere kartlagte ålegrasenger

Fokus for ålegras var å re-kartlegge tidligere kartlagte ålegrasenger i ytre Oslofjord for å dokumentere eventuelle endringer i utbredelse, og evt. i tilstand, samt å bidra med kunnskap om variasjoner i lokalitetskvalitet over tid. Ålegrasbunn er utpekt som en forvaltningsrelevant naturtype på grunn av internasjonale forpliktelser (OSPAR- og Bern-konvensjonen) og som habitat for rødlistede arter (Bekkby m.fl. 2021).

13 ålegrasenger registrert i Naturbasen (<https://kart.naturbase.no>) ble gjenbesøkt i juni 2022 (**Figur 7**). Ålegrasengene ble kartlagt fra lettbåt med nedsenkbart undervannsvideokamera (droppkamera). Det ble tatt regelmessige GPS-posisjoner (<50 m avstand mellom punkter) hvor tetthet av ålegras, dyp, substrat, høyde på ålegras, kvalitet til ålegras, «patchiness» (flekkvighet) og forekomst av

påvekstalger og/eller omkringliggende trådformete alger ble registrert. Det ble i alt gjort 1339 punktregistreringer.

Det ble også beregnet økologisk tilstand ved å benytte ålegrasindeksen gitt i klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018). Metodikken for utregning av ålegrasindeksen er beskrevet i Veileder 02:2018 (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018).



Figur 7. Oversikt over geografisk plassering av de 13 undersøkte ålegrasengene i Oslofjorden, juni 2022.

2.4.1 Kriterier for lokalitetskvalitet

Bekkby m.fl. (2022) har kommet med forslag til variabler for å fastsette økologisk kvalitet for naturenheten «ålegrasbunn». Variablene er delt inn i primær- og sekundærvariabler som er viktige for lokaliteters naturmangfold og tilstand.

Primærvariablene som er ansett som best egnet til å beskrive naturmangfoldet til ålegrasbunn er; mengde habitatspesifikke arter, tetthet av ålegras og arealutbredelse. Foreslått sekundær variabel er truede arter. Primærvariablene som er foreslått for å beskrive ålegrasbunnens tilstand er; tetthet av fintrådig alger, nedre voksegrense og mengden av fremmede arter. De sekundære variablene er; sedimenter og tydelig tildekking, fysiske forstyrrelser, mudring og slitasje og tilstedeværelse av betydelige mengder løse gjenstander.

Vi har i re-kartleggingen av de tidligere kartlagte ålegrasengene hatt fokus på å registrere disse variablene, men også å undersøke om det er andre variabler som bør inkluderes.

2.5 Brakkvannsbunn

De marine naturenhetene brakkvannsundervannseng (NE-12) og kransalgebunn (NE-13) er inkludert på listen over forvattnings-relevante naturtyper (Bekkby m.fl. 2021) fordi de er leveområder for mange truede og nær truede arter, både av planter og dyr. Disse naturenhetene vokser ofte sammen i samme type habitat og behandles derfor sammen og omtales som brakkvannsbunn. Naturtypen Brakkvannsjø er for øvrig inkludert på listen over forvattnings-relevante naturtyper i ferskvann (Velle m.fl. 2021) og er sannsynligvis samme eller del av samme naturtype som brakkvannsbunn. Her er det behov for avklaring.

Geografisk utbredelse

Brakkvann er definert som vann med salinitet fra >0,5 til 18 promille. Vannforekomster med brakt vann finnes over hele landet og inkluderer alt fra små pytter nær havet (eks. flere tjern på Hvalerøyene), åpne fjordområder med terskel og stor ferskvannstilførsel (eks. Indre Drammensfjorden i Buskerud), poller og innsjøer med eller uten terskel mot havet utenfor (eks. Gaustadvågen i Møre og Romsdal, Rossfjordvannet i Troms), innsjøer eller kiler knyttet til havet gjennom kortere eller lengre elver/bekker/kanaler (eks. Landvikvannet og indre del av Kjøstveitkilen i Agder), vannforekomster med tidligere tilførsel av saltvann, men nå nesten avstengt pga. landheving eller menneskelig aktivitet (eks. Østerøykilen på Justøya, Agder).

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 (Edwardsen 2011). Selv om det var hovedfokus på strandvegetasjon ble forekomst av undervannsenger registrert flere steder, men bare med enkelte artsregistreringer. Basert på noen undersøkelser de senere årene kan det se ut som om forekomst og tilstand for flere av brakkvannsundervannsene er forringet (pers. obs.).

Kriterier for lokalitetskvalitet

Økte tilførsler av næringssalter (eutrofiering) og endringer i salinitetsforholdene (f.eks. pga. vassdragsreguleringer eller arealendringer) er antatt å være de viktigste variablene for å beskrive tilstand av brakkvannsbunn, mens mengde habitatspesifikke arter av vannplanter, tetthet av vannplanter og arealutbredelse av naturtypen er foreslått som variabler for naturmangfold (Bekkby m.fl. 2022). Mengde fremmede arter er også foreslått som primærvariabel for tilstand. Sedimentering/tildekking, fysiske forstyrrelser og løse gjenstander er foreslåtte sekundærvariabler for tilstand. Forekomst av truede arter med leveområde i brakkvannsbunn er foreslått som sekundærvariabel. Bekkby m.fl. (2021) gir oversikt over kunnskapsbehovet for naturtypen.

Kunnskapsinnhenting brakkvannsbunn 2022

Målet med undersøkelsene i 2022 har vært å framskaffe mer kunnskap om naturtypen, variasjoner innenfor naturtypen, samt teste ut en mulig feltmetodikk for kartlegging. Vi ønsket også å få noe erfaring med ulike parametere som kan gi informasjon om naturtypens tilstand og naturmangfold og dermed bidra til utvikling av kriterier for naturtypens lokalitetskvalitet.

Det har ikke vært rom for omfattende kartlegging av brakkvannsbunn, men vi har plukket ut noen få lokaliteter med antatt forskjellig salinitet, hvor det tidligere er rapportert om brakkvannsundervannsenger. Vi har fokusert på kartlegging av vannplanter (kransalger og karplanter).

Vi foretok kartlegginger i 4 vannforekomster i Lillesand, Grimstad og Arendal kommune i Agder (Tabell 6, Figur 8). Kartleggingene ble foretatt 30-31. juli 2022. For disse lokalitetene finnes også noe data fra tidligere, f.eks. enkeltregistreringer av stivt havfruegras (Baugen 2016, <http://botanikk.no>), rapporter fra miljøovervåking (Solberg m.fl. 2022, Eilertsen 2022), omtaler i havstrand-under-søkelsene (Lundberg og Rydgren 1994a), samt kartlegginger av brakkvannsreke (Dolmen m.fl. 2004). To andre lokaliteter ble besøkt, men vurdert som uegnet for videre undersøkelser, se Tabell 6.



Figur 8. Undersøkte brakkvannlokaliteter i 2022.

Tabell 6. Besøkte brakkvannlokaliteter i 2022.

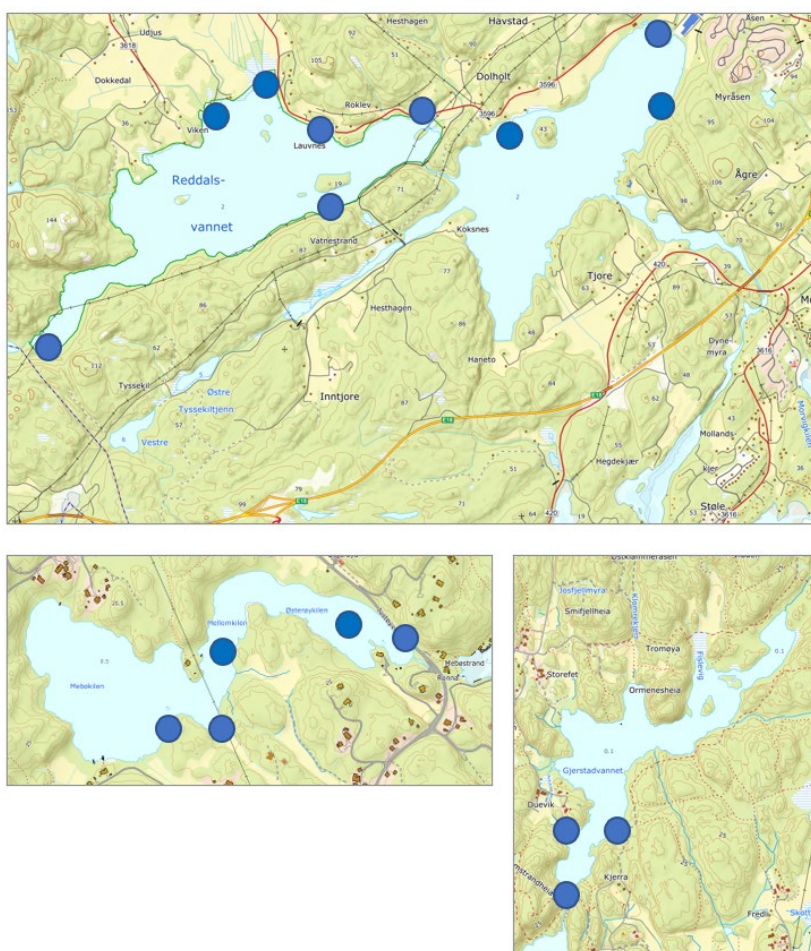
Areal og hoh.-data fra NVE-atlas. Salinitet og siktedyp fra feltundersøkelsene i 2022.

Fylke	NVE-nr.	Lokalitet	Areal Km2	Hoh. m	Salinitet promille	siktedyp m	Kommentarer
AA	1316	Reddalsvannet	2,2234	2	3,4-3,5	4,5	
AA	1315	Landvikvannet	2,1774	2	13,5-14	2,2	
AA	11374	Østerøykilen	0,1511	6	6,1-8	>3,6	
AA	10735	Gjerstadvannet	0,2495	2	0,4-1	-	
AA	131958	poll Nørholmkilen	0,0061	-	-	-	algematter, ødelagt?
AA	-	Saulekilen	-	-	-	-	periodevis tørrlagt, uegnet

Utbredelse og sammensetning av vannplantene (inkl. krans-algene) er kartlagt fra båt, vha. vannkikkert og kasterive/rive. Kartleggingen omfatter flere lokaliteter i hver vannforekomst, fra vannkant til vegetasjonens nedre grense, iht. standard metodikk for undersøkelse av vannvegetasjon

i ferskvann (NS-EN 15460:2007) angitt i klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018), men registreringene er gjort for å få et første innblikk i artsmangfold og tilstand og omfatter noe færre lokaliteter enn nødvendig for å få en tilnærmet fullstendig artsliste. Mengde av enkeltarter er vurdert vha. av en 5-delt semi-kvantitativ skala, hvor 1=sjelden (<5 individer av arten), 2=spredt, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende, 5=dominerer lokaliteten. Det er utarbeidet ei artsliste for hver vannforekomst. Navnsettingen følger Mjelde m.fl. (2022), oppdatert i forhold til Lid og Lid (2005) og Langangen (2007).

I tillegg til kartleggingene i 2022 har vi sammenstilt artsantall av vannplanter i brakkvannslokaliteter med ulik salinitet, oppdatert iht. Mjelde (2014). Dessuten har vi gjort en enkel vurdering av forekomst av en typisk brakkvannsart, stivt havfruegras *Najas marina*. Oppdaterte artskart fra artsdatabanken.no er benyttet for forekomst av denne eksempelarten.



Figur 9. Reddalsvannet (øverst til venstre), Landvikvannet (øverst til høyre), begge nær Grimstad, Østerøykilen (nedre til venstre) og Gjerstadvannet (nederst til høyre), begge nær Lillesand.

2.6 Sukkertareskog

Naturtypen sukkertareskog omfatter NiN grunntype M1-3 (Beskyttet infralitoral fastbunn) på bergknaus i saltvann i nord, og naturenhet NE-14 (6KS-2 Norskehavet og 6KS-3 Barentshavet sør), og i sør, naturenhet NE-15 (6KS-1, dvs. Kystvannssonen Nordsjøen og Skagerrak). I henhold til NiN er

tareskog et sammenhengende område dominert av tarearter, med areal større enn 100 m² og bredde større enn 5 m. Sukkertareskogene er inkludert på lista over forvaltningsrelevante naturenheter (Bekkby m.fl. 2021) fordi de er vurdert som truet i Norsk rødliste for naturtyper (Artsdatabanken 2018), gjelder både nordlig og sørlig sukkertareskog, og fordi Norge har internasjonale forpliktelser knyttet til sørlige sukkertareskoger (Bekkby m.fl. 2022).

Sukkertare finnes langs hele norskekysten, men er vanligst i mer beskyttede deler av kystområdene. Sukkertare kan vokse i bølgeeksponerte områder, men da på dypere vann der effekten av bølgene er svakere. Sukkertare vokser på både fjellbunn og på stein og skjellrester på sandbunn.

Sukkertaren i Sør-Norge har siden 2000-tallet vært påvirket av høy trådalgevekst og nedslamming som har hatt negativ effekt på sukkertarens tilstand (Christie m.fl. 2019). Høyere forekomst av opportunistiske trådalger skyldes flere faktorer, hvor temperaturøkning og forhøyet tilførsel av næringsalter (eutrofi) regnes å være blant de viktigste årsakene (Christie m.fl. 2019). Et høyt fiskepress på topp-predatorer i tareskogsystemet antas også å være en faktor som har bidratt til økt trådalgevekst, ved at biologiske interaksjoner i næringskjedene har endret seg (også kalt trofiske kaskadeeffekter) og at arter som ivaretar kritiske funksjoner i økosystemet er redusert eller blitt borte (Riera 2020).

2.6.1 Gjenbesøk av utvalgte sukkertarestasjoner ved bruk av droppkamera

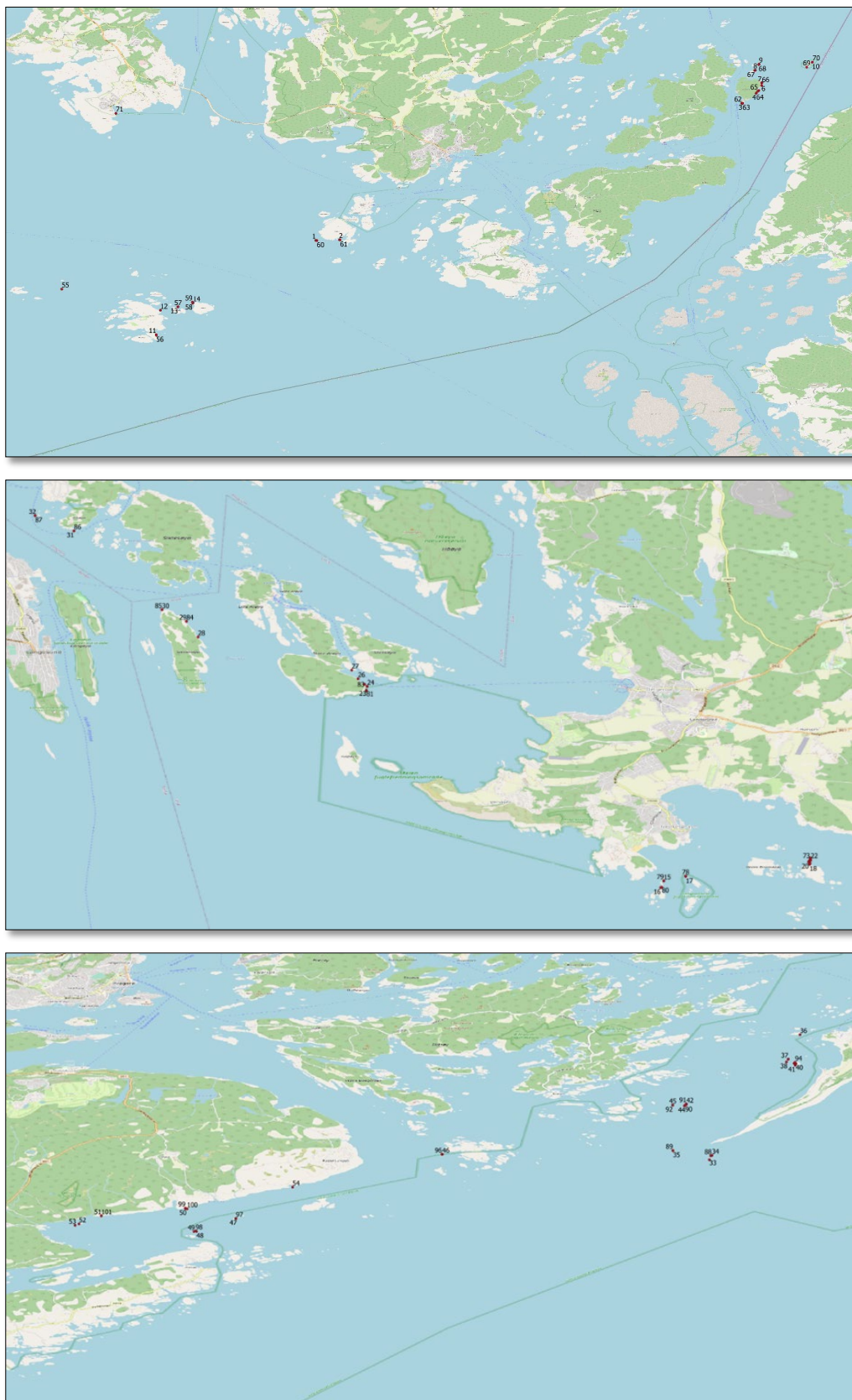
Formålet med denne undersøkelsen er å følge opp tilstanden for sukkertare på utvalgte stasjoner i Sør-Norge (**Figur 10**), og som også ble undersøkt i 2020 og 2021. I 2020 ble det utført registreringer på ca. 800 stasjoner. Stasjoner med observert forekomst av sukkertare ble gjenbesøkt i mai og august 2021, og i august 2022. Feltarbeidet ble gjennomført med lettbåt 22. – 26. august 2022 og registreringene ble gjort ved bruk av droppkamera.

Tilgjengelige data for analyser er:

- tetthet av sukkertare
- mengde begroingsalger/lurv

Sukkertarens tetthet regnes som en variabel som dekkes av elementet *Habitatspesifikke arter*, som kan regnes som en variabel under naturmangfold. 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. Påvekst på bladene 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, som er elementer fra NiNs beskrivelsessystem.

Endringer i tetthet av både sukkertare og lurv ble analysert over sesong (høsten 2020, våren 2021, høsten 2021 og høsten 2022), mellom år 2020-2022, samt mellom områdene Jomfruland, Langesund og Hvaler.



Figur 10. Kartene viser de punktene hvor tetthet av sukkertare ble undersøkt høsten 2022, i de tre områdene (fra øverst) Hvaler, Langesund og Jomfruland.

2.6.2 Tilstand og naturmangfold i sukkertareskog undersøkt ved dykking

Vi har også testet ut bruk av dykking som feltmetode for vurdering av sukkertarens utbredelse og tilstand basert på sukkertarens tetthet, mengde trådformede begroingsalger, hvordan forekomstene av sukkertare og trådalger varierer med sesong, og i hvilken grad trådalgene påvirker det assosierte naturmangfoldet.

Dykkerundersøkelser ble foretatt på sukkertarebunn ved tre lokaliteter i skjærgården ved Homborsund i tidsrommet 1.-2. juni og ved to lokaliteter 11.-12. august 2022. Tabell 7 gir oversikt over lokalitetenes geografiske plassering. Alle lokalitetene ble undersøkt med undervannskamera i forkant av dykking for å fastslå lokalitetenes egnethet og tilstedeværelse av sukkertare.

Tabell 7. Oversikt over sukkertarestasjoner som ble undersøkt med dykking i 2022. Bredde- og lengdegrad er oppgitt i desimalgrader.

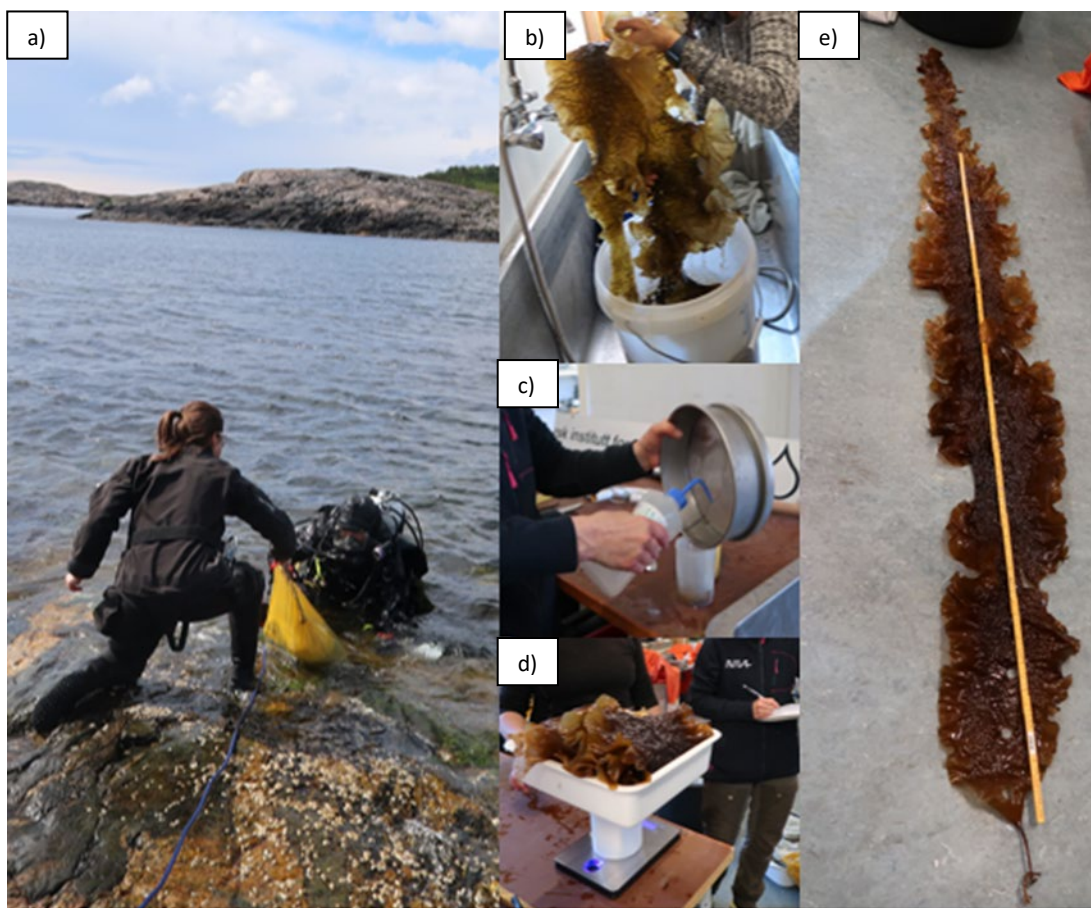
Område	Stasjon	Tid for undersøkelse (i 2022)	Breddegrad	Lengdegrad
Homborsund	Havnevågholmen	Juni, August	58.27947	8.53507
	Homborøya	Juni	58.2547	8.52171
	Makrellbukta	Juni	58.26056	8.51712
	Haralden	August	58.25700	8.47653

Undersøkelsen av sukkertarebunn ble foretatt i tilfeldig valgte ruter (50 x 50 cm). Innenfor hver rute ble følgende parametere registrert:

- Dyp, helningsgrad og bunnssubstrat
- Dekningsgrad (%) av sukkertare, sediment på bunnen og i kronedekket (canopy)
- Forekomst av begroingsalger (lurv) på sukkertaren (semikvatitativ fire-delt skala)
- Forekomst (semikvatitativ fire-delt skala) av andre arter
- Antall tareplanter (sukkertare og stortare), fordelt mellom kimplanter, juvenile og voksne individer

Ved hver lokalitet ble det samlet inn fem sukkertareplanter for allometriske målinger og analyse av assosiert biomangfold. For å sikre at alle organismer som var til stede på tareplanten fulgte med i prøven ble en bomullspose forsiktig tredd over planten før planten ble skåret løs fra underlaget, brakt til overflaten og transportert til laboratoriet for videre opparbeidelse. Prosessen er illustrert i **Figur 11**. Hver enkelt tareplante ble grundig vasket i tre ulike bøtter med ferskvann for å separere bevegelig/frittlevende fauna fra tareplanten. Vaskevann ble deretter siktet gjennom sikt med 0,5 µm maskevidde før prøvematerialet ble konserveret i etanol (minst 80%) frem til organismene ble artsidentifisert og kvantifisert under mikroskop.

Hver enkelt av de fem innsamlede tareplantene ble veid (våtvekt) og målt. Hapter (festeorgan), stilk og blad ble veid og lengdemålt separat. Både lengde- og breddemål ble notert fra tareplantenes lamina. Taren ble aldersbestemt ved å telle antall årringer (antall mørke ringer) på et tverrsnitt av stipes.



Figur 11. Oversikt over prosessen fra a) innsamling av tareplanter på dykk til b) utvasking og c) opparbeiding av assosiert fauna, d) veiing og e) måling av innsamlede prøver på laboratoriet.

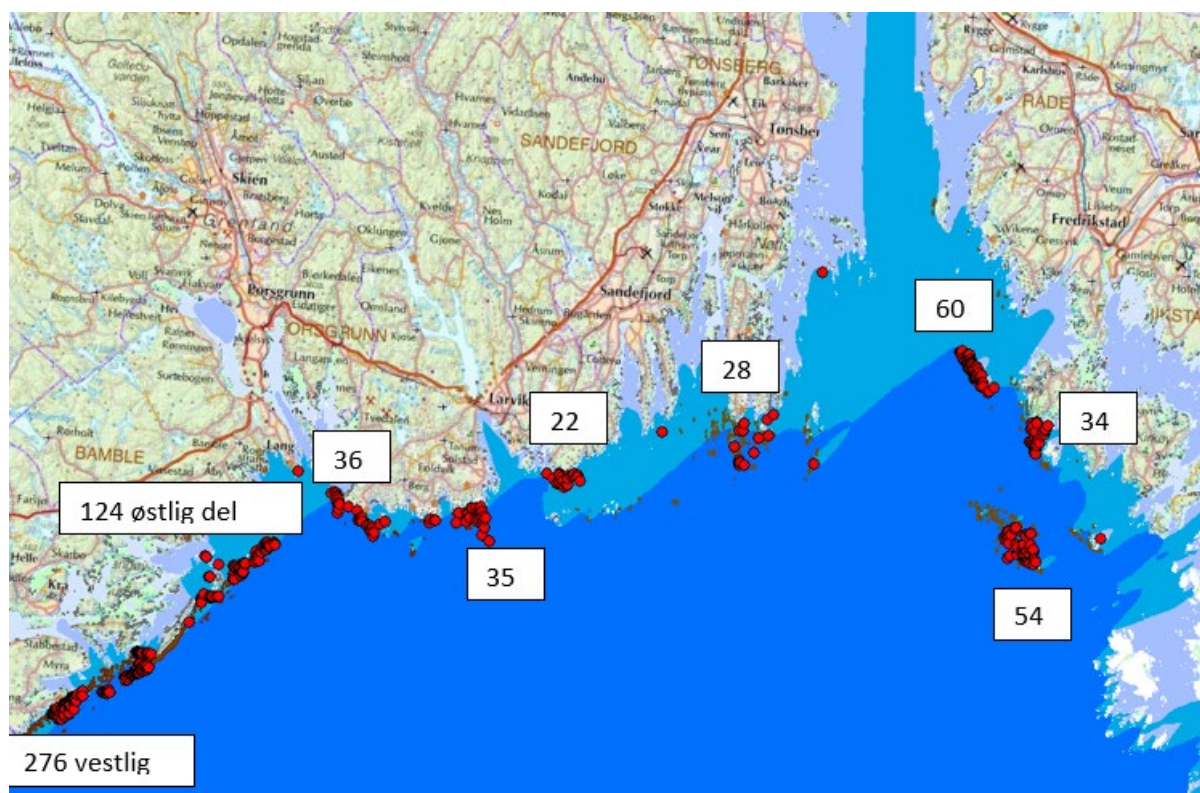
I forlengelse av feltinnsamling i august utførte NIVA, i samarbeid med internasjonale forskningspartnere i EU-prosjektet FutureMARES, eksperimentelle studier på sukkertarebunn ved de samme innsamlingslokalitetene (Havnevågholmen og Haralden). Eksperimentene har som mål å undersøke hvordan trådformede påvekstager påvirker sukkertarehabitatets metabolisme og økologiske funksjon. Bentiske inkubasjonskamre ble benyttet på nedlurvet og ren sukkertarebunn for å kvantifisere samfunnets nettofotosyntese og respirasjon. Når resultatene fra undersøkelsene foreligger, vil de trolig bidra med viktig kunnskap knyttet både til tilstand og naturmangfold i sukkertareskog.

2.7 Re-kartlegging av tidligere kartlagte forekomster av stortareskog

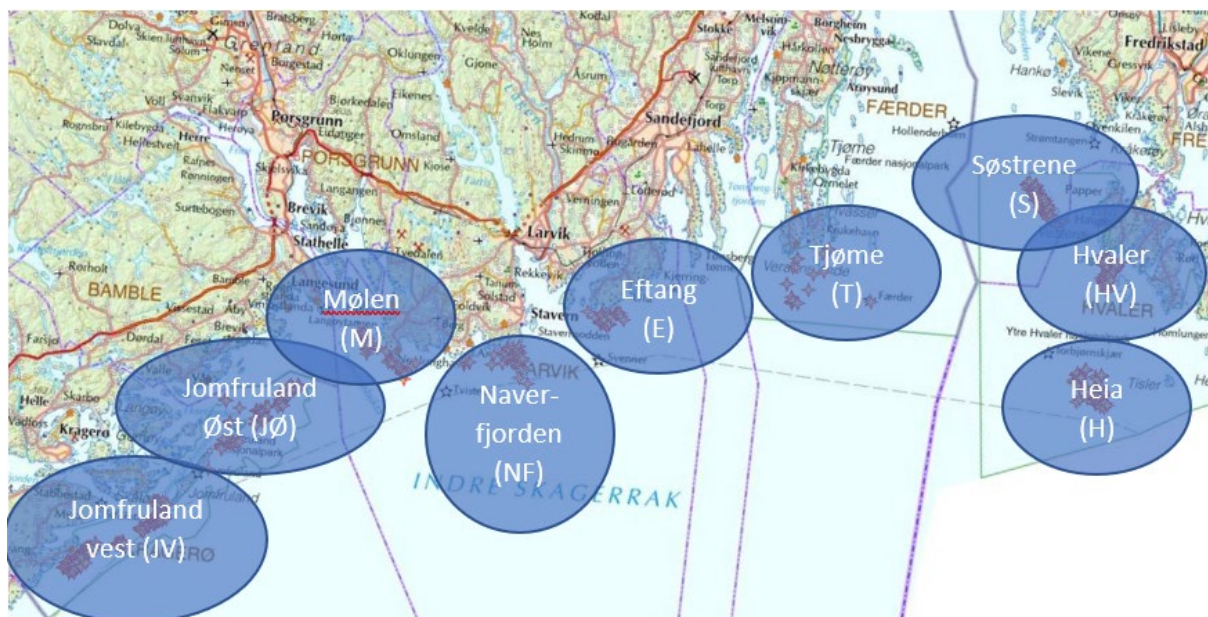
De forvaltningsrelevante naturtypene blant stortareskog er i henhold til Bekkby m.fl. (2021): nordlig (NE-19) og sørlig stortareskog (NE-17). Vi har her hatt fokus på re-kartlegging av tidligere kartlagte forekomster i ytre Oslofjord. Disse ble kartlagt i Nasjonalt program for kartlegging av biologisk mangfold – kyst, i perioden 2007-2010.

Tilgjengelige data fra nasjonalt program, pluss noen få historiske stasjoner med funn av stortareskog, inneholdt totalt 673 registrerte stortareskogforekomster, dvs. punkter med høyere tetthet enn spredt forekomst. Oversikt over fordelingen av disse stasjonene er vist i **Figur 12**. Fra områdene som hadde flere observasjoner av stortareskog enn 36, ble 35 tilfeldig valgte stasjoner valgt ut for re-

kartlegging. Oversikt over områdenavn og koden for hvert område, som ble inkludert i informasjonen til punktet på GPS, er vist i **Figur 13**. Det ble laget detaljerte sjøkart for hvert av områdene der stasjonenes plassering, inkludert informasjon om punktenes id-kode, ble synliggjort, for bruk i felt. Feltundersøkelsene ble utført 4-7 juli 2022, og 27. juli 2022. På grunn av dårlige værforhold, var det ikke mulig å undersøke alle områdene. Områder som ble undersøkt er Jomfruland vest og øst, Mølen, Naverfjorden, samt Hvaler. Stasjonene ved Eftang, Tjøme, Søstrene og Heia ble ikke undersøkt grunnet værforholdene. For å få oversikt over mulige endringer i nedre voksegrense, ble det tatt ekstra registreringer i områder med skrånende bunn og tilstrekkelig dybde for slike registreringer (dvs. minst 20 m dybde). Det ble også supplert med undersøkelser på stasjoner som tidligere ikke var kartlagt, når været ikke tillot undersøkelser i de mest eksponerte områdene.



Figur 12. Oversikt over fordelingen av de totalt 673 registrerte stortareskogforekomstene fra nasjonalt program, pluss noen få historiske stasjoner med funn av stortareskog.



Figur 13. Oversikt over områdenavn, som gjengis i koden til punktene med tidligere observert stortareskog.

2.8 Ruglbunn

Ruglbunn er utpekt som en forvaltningsrelevant naturtype (kode NE-21) fordi vi mangler kunnskap om naturtypen (den er oppført med datamangel, kategori DD, i Rødlista for naturtyper (Artsdatabanken 2018)), fordi den er viktig for truede arter, og fordi Norge har internasjonale forpliktelser for naturtypen i henhold til OSPAR (Bekkby m.fl. 2021).

I dette prosjektet ble det utført feltregistreringer ved bruk av dykking og undervannskamera for å undersøke egenskaper knyttet til naturmangfold og tilstand for naturtypen. Undersøkelsene ble utført på to ruglbunner ved Tromsø; dvs. en lokalitet nord for Vengsøya (Musvær) og en på sørsiden av Tromsøya (Sydspissen). Begge lokalitetene var undersøkt i forkant ved bruk av Norge i bilder, for å få oversikt over det potensielle omfanget av ruglbunnene og hvor det ville være egnet å gjøre undersøkelser (**Figur 14**). Ruglbunnen ved Musvær var dokumentert i forkant gjennom et tidligere prosjekt (Flaggskipprosjektet CoastShift). Forekomsten på Sydspissen ble dokumentert ved snorkling i et område som viste potensiale for ruglbunn ut fra flyfoto.



Figur 14. Foto fra Norge i Bilder som gir oversikt over potensialet for ruglbunn (grå skygger i sjø) på de to undersøkte lokalitetene i Tromsø; a) Lokaliteten på Sydspissen av Tromsøya, og b) lokaliteten ved Musvær nord for Vengsøy.

På grunn av sterk kuling kunne ikke ruglbunnen på Sydspissen av Tromsøya bli undersøkt med droppkamera. Naturmangfoldet og tilstanden til denne ruglbunnen ble undersøkt ved dykking langs to transekter plassert ut fra land. På Musvær ble et større område med potensiale for ruglbunn undersøkt med droppkamera, og naturmangfoldet og tilstanden ble undersøkt ved dykking langs et transekt. De tre 40 m lange transektene ble filmet med håndholdte kameraer, det ble registrert dekningsgrad av rugl, forekomst av annet substrat, samt andel levende/død rugl, for hver meter. For hver 5. m ble det gjort en mer omfattende registrering, og tykkelsen (dybden) på ruglaget og forekomst av alger og dyr ble registrert. Langs et av transektene for hver lokalitet, ble det samlet en tilfeldig ruglklump for hver meter for senere artsbestemmelse ved hjelp av DNA. Det er ikke mulig å identifisere ruglklumper til art uten DNA-analyser (Anglès d'Auriac m.fl. 2019.) Ruglklumpene ble tørket i ovn på 60°C over natten. Prøvenes plassering langs målebåndet ble merket (dvs. til nr. 1-40) slik at det er mulig å få oversikt over en eventuell romlig variasjon i artsmangfoldet. Slik informasjon er også nødvendig for å finne ut hvor mange ruglklumper det er nødvendig å samle inn fra ulike ruglbunnen for å få oversikt over artsvariasjonen til de ruglbunn-dannende artene.

I tillegg til undersøkelsene av ruglbunnen ved Tromsø, utførte NIVA også flere undersøkelser av ruglbunnen ved Vega i forskningsrådsprosjektet MASSIMAL. MASSIMAL er ledet av Martin Skjelvareid (UiT Norges arktiske universitet) og har som mål å utvikle et verktøy for nøyaktig kartlegging av marin vegetasjon (tang/tare/ruglbunn/ålegrasenger) ved hjelp av hyperspektral avbildning fra drone. MASSIMAL-undersøkelsene foregikk 18.-26. august 2022, og ga nyttig erfaring og utprøving av blant annet målebånd-transektmetoden som ble benyttet i Tromsø i dette prosjektet. Gjennom MASSIMAL har vi tidligere benyttet samme metodikk for såkalt «ground-truthing» av ålegrasbunn. (*Ground truthing* betyr feltverifisering av naturtyper identifisert i dronebildene.) Også på Vega ble det gjort undersøkelser av ruglbunn ved bruk av droppkamera og dykking. Resultater fra MASSIMAL-prosjektet vil ikke bli rapportert her, kun erfaringene fra bruken av de ulike metodene.

Det ble også gjort en befaring av en ruglbunn ved Rundholmen i Saltstraumen. Det ble samlet inn materiale for undersøkelse av artstilhørighet av trådalger som ble funnet på både rugl-klumpene og på en rugende rognkjeksall. Det ble samlet inn 5 ruglklumper fra lokaliteten for DNA-analyse. Disse ble behandlet på tilsvarende vis som beskrevet over.

MASSIMAL-prosjektet gjennomførte omfattende undersøkelser i ruglbunnforekomstene ved Sjøla, som tidligere var undersøkt av NIVA (Rinde m.fl. 2022). I NIVAs tidligere undersøkelse var det uavklart hvor stor utbredelse ruglbunnen i området hadde, og i hvilken grad foto fra Norge i bilder kunne benyttes til å avgrense forekomsten. Feltarbeidet i MASSIMAL ga avklaringer på dette spørsmålet, og ga også erfaring med innsamling av data for utbredelse og tilstand til denne og andre naturtyper ved bruk av luftdroner, en ubemannet sensorplattform kalt Otter (Maritime Robotics), som kan kartlegge et sjøområde effektivt mht. bunntype og flere parametere for vannkvalitet, dykking, undervanns-ROV og undervannskamera.

2.9 Andre naturtyper

Vi har sammenstilt tilgjengelig kunnskap og erfaringer fra kartlegging av korallskog og korallrev, sterke tidevannsstrømmer og littoralbassengbunn fra arbeidet i faggruppen for utvikling av Miljødirektoratets instruks. Kunnskap har blitt integrert fra flere kilder, inkludert OSPAR, Bernkonvensjonen, Norsk Rødliste for naturtyper (Artsdatabanken 2018) og arbeidet med å velge ut og vurdere forvaltningsrelevante naturenheter (Bekkby m.fl. 2021).

Korallskog/korallrev omfatter naturtypene hardbunnskorallskog (NE-23), bløtbunnskorallskog (NE-24) og korallrev (NE-26). *Hardbunnskorallskog* (Buhl-Mortensen 2018a) er satt sammen av NiN-typene M2-6 og M2-7 (der M2 er dyp marin fastbunn) med hornkoraller eller lærkoraller¹ som skogdannende arter (der skog er definert som >10 % dekning av korallarten). *Bløtbunnskorallskog*² er satt sammen av M5 (dyp marin sedimentbunn) og identifisering av riktig miljøvariabelrom og forekomst av skogdannende art. Korallskog inkluderer også de sterkt truede naturtypene Grisehalekorallskog (Buhl-Mortensen 2018b) og Bambuskorallskog (Buhl-Mortensen 2018c). *Korallskog* er det som defineres som Coral gardens i OSPAR (se mer [her](#)). Korallrev (M6) består av Lopheliarev³ (med *Desmophyllum pertusum*, tidligere kalt *Lophelia pertusa*) og Sikksakkorallrev⁴ (med *Madepora oculata* som revbyggende art).

Korallskog (både hard og bløt) og korallrev er inkludert på listen over prioriterte arter for kartlegging (Bekkby m.fl. 2021) fordi naturenheten er truet eller nær truet, er leveområder for truede eller nær truede arter og fordi det er internasjonale forpliktelser knyttet til naturtypene. Korallrev er vurdert som nær truet i Norsk rødliste for Naturtyper (Buhl-Mortensen 2018d). Denne naturenheten dekker EUNIS-typen A6.61, der de presiserer at det eneste samfunnet som er beskrevet i denne typen er den revdannende kaldtvannsarten *Lophelia pertusa* (= *Desmophyllum pertusum*). Korallrev er det som defineres som «Communities of deep-sea corals» i Bern (EUIS-kode A6.61, se [her](#)) og «Lophelia pertusa reefs» i OSPAR (EUNIS-kode A5.631 og A6.61, se [her](#)).

¹ Naturtypene er i NiN kodet til: 1AG-H-hornkoraller-D-3 eller 1AG-H-lærkoraller-D-3. Til vurdering av tetthetsklasser er definisjoner av «Vulnerable Marine Ecosystems» for dypvann benyttet. Denne kan oversettes til A9-skalaen for dekning i NiN (s. 25 i Natur i Norge, [Artikkel 3](#)). D-3 (som er det som defineres som «skog») innebærer en dekningsgrad av artsgruppene på >10%.

² Naturtypene er i NiN kodet til: Beskrivelse av miljøvariabelrommet: DM-ab, S3F-0abc, S3E-abcd, og med hornkoraller eller steinkoraller som den skogdannende arten; kodet som 1AG-H-hornkoraller-D-3 eller 1AG-H-solitære_steinkoraller-D-3.

³ I NiN kodet som: 1AE-MB-DEpe-D-3, DEpe= *Desmophyllum pertusum* = *Lophelia pertusa*.

⁴ I NiN kodet som: 1AE-MB-MAoc-D-3, MAoc=*Madepora oculata*

Av alle naturenhetene som er foreslått av Bekkby m.fl. (2021), så er Samfunn i sterke tidevannsstrømmer en av de vanskeligste å operasjonalisere, da den går på tvers av mange grunntyper (bestemt av strømforholdene) og flere hovedtyper (da den f.eks. dekker både grunne og dype hovedtyper). For denne naturenheten (NE-30) har vi vært i dialog med Havforskningsinstituttet (HI), som skal gjennomføre NiN-naturtype kartlegging av Rysstraumen marine verneområde. Kartleggingen omfatter å skaffe oversikt over ansamlinger av fiskeredskaper og skader på havbunnen i verneområdet. Statsforvalteren i Troms og Finnmark trenger denne kartleggingen for å kunne starte arbeidet med forvaltningsplanen for området. HI kartla naturtypen i Rysstraumen i oktober 2022. NIVA bistod HI i planlegging av kartleggingen, og hvilke NiN-variabler som det er relevante å benytte for å beskrive områdets naturmangfold og tilstand. Vi har også benyttet oss av kunnskap fra arbeidet med DNs håndbok 19 (DN 2007) og kunnskap og erfaringer med kartlegging av naturtyper i Saltstraumen (jf. tidligere prosjekt «Naturtyper i Saltstraumen marine verneområde»; Fagerli m.fl. 2015), og fra undersøkelser i tidevannsstrømmen Purka på Vega. NIVA har gjort registreringer i Purka ved bruk snorkling, og av Saltstraumen ved dykking. Basert på denne erfaringen har vi vurdert hvordan sterke tidevannsstrømmer kan kartlegges på en mest mulig hensiktsmessig måte.

Littoralbassengbunn (NE-1) er en egen hovedtype i NiN-systemet (M9). Andre begreper som brukes for denne naturtypen, eller som faller inn under typen littoralbassengbunn er fjæreplytter. Denne naturenheten ble undersøkt på tangstasjonene ved Vega, og er også tidligere undersøkt av NIVA i ytre Oslofjord tilknyttet en global fjæreplytt-undersøkelse ledet av Louise Firth ved universitetet i Plymouth. Basert på disse erfaringene, og kunnskap fra diskusjoner i faggruppen for Miljødirektoratets instruks, har vi også vurdert kartleggingsmetodikk og lokalitetskvalitetskriterier for denne naturtypen.

3 Resultater og diskusjon

Her gir vi en beskrivelse av resultatene fra utprøving av metodikk for kartlegging av utbredelse og innsamling av lokalitetskvalitets parametere, for de undersøkte naturtypene. Kunnskap og erfaringer fra arbeidet er også inkludert i form av tekstlig beskrivelse av hver enkelt av naturtypene, og i valg av kriterier for fastsettelse av lokalitetskvalitet, i Bekkby m.fl. (2022). Denne rapporten beskriver hva som fungerer av gamle og nye metoder, hvilke naturtyper som har behov for mer utvikling og utprøving av metodikk, både mht. kartlegging av utbredelse og for fastsettelse av lokalitetskvalitet, samt anbefalinger for hvordan kartlegging av marine naturtyper bør planlegges, gjennomføres og rapporteres til eksisterende databaser.

3.1 Tangsamfunn

Vi gjennomførte kartlegging av tangsamfunn på 14 stasjoner ved å bestemme dekningsgrad til alger og dyr langs et 10 m langt transekt i beltene til hver av de dominerende tangartene. Oversiktsbilder av stasjonene er vist i **Figur 15**. Det ble tatt mål av bredden på tangbeltene, samt lengde og vekt, av de habitatdannende tangartene. Resultatene fra undersøkelsene består av artslistor for hvert tangbelte på hver stasjon, samt oversikt over variasjonene i målene som ble tatt. Metoden er basert på metodikken for fjæreindeksen i veileder 02:2018 (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018) og ble valgt for å kunne beregne denne indeksen.

Høyest artsdiversitet ble registrert på Vallakråka og Sandøy på Vega som ligger i vanntypene åpen eksponert kyst og moderat eksponert kyst (**Figur 16**). Stasjonene med lavest diversitet er Tommesvika og Mugskogvika i Glomfjord og tilhører vanntypen beskyttet kyst/fjord (**Figur 17**). Disse stasjonene var nedbeitet og/eller isskurt slik at det var svært lite eller ingen tang på stasjonene (**Figur 18 og Tabell 8**). En oversikt over registrerte arter i de undersøkte tangsamfunnene er gitt i **vedlegg A**.

Resultater fra undersøkelsene viser liten sammenheng mellom antall arter som ble registrert og gjennomsnittlig forekomst av tang, fra og med spiraltang/sauetang og ned til og med sagtangbeltet der disse artene forekom (**Figur 19**). Forekomst er angitt etter en 6-delt semi-kvantitativ skala i henhold til veileder 02:2018 (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018) hvor 1 er enkeltfunn, 2 er spredt forekomst (0-5 % dekning), 3 er frekvent forekomst (> 5-25 % dekning), 4 er vanlig forekomst (> 25-50 % dekning), 5 er betydelig forekomst (> 50-75 % dekning) og 6 er dominerende forekomst (>75% dekning). Om en ser kun på antall arter registrert i blæretang og sagtangbeltet og forekomsten av disse to habitatdannende tangartene ser man en svak økning i antall arter med økt forekomst. (**Figur 20**).

Bredden av hele tangbeltet ble målt på tre punkter på tvers av det undersøkte transektet. Gjennomsnittlig bredde for de undersøkte stasjonene er fremstilt i **Figur 21**. Resultatene viser ingen tydelige mønster ut fra estimert helning og vanntype som stasjonene forekommer i (**Figur 21**).



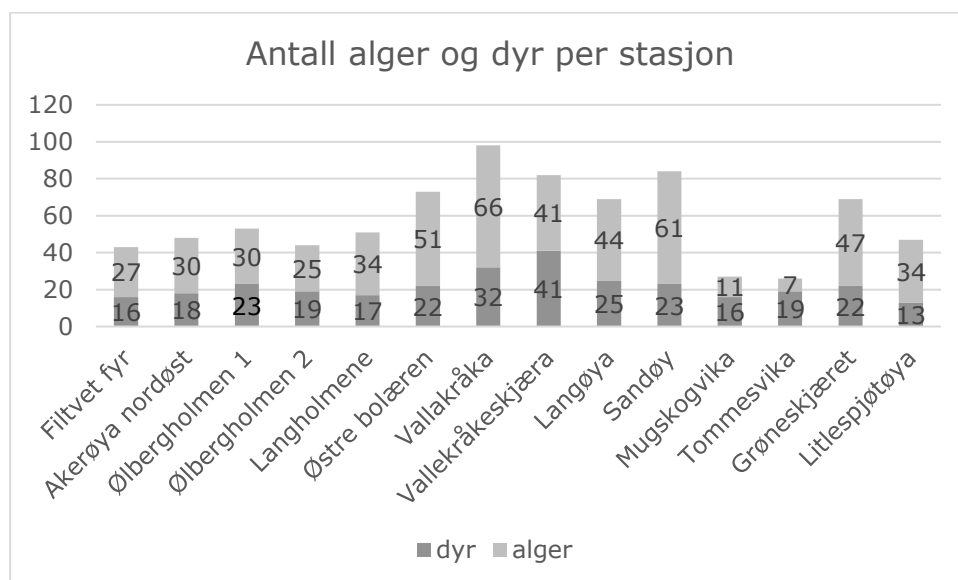
Figur 15. Stasjonsbilder fra Olsofjorden. a. Filtvet fyr (Foto: Pia Norling), b. Akerøya NØ (Foto: Maia Røst Kile), c. Ølbergholmen 2 (Foto: Maia Røst Kile), d. Ølbergholmen 1 (Foto: Maia Røst Kile), e. Langholmene (BH2) (Foto: Maia Røst Kile), f. Østre Bolæren (BH1, Foto: Maia Røst Kile).



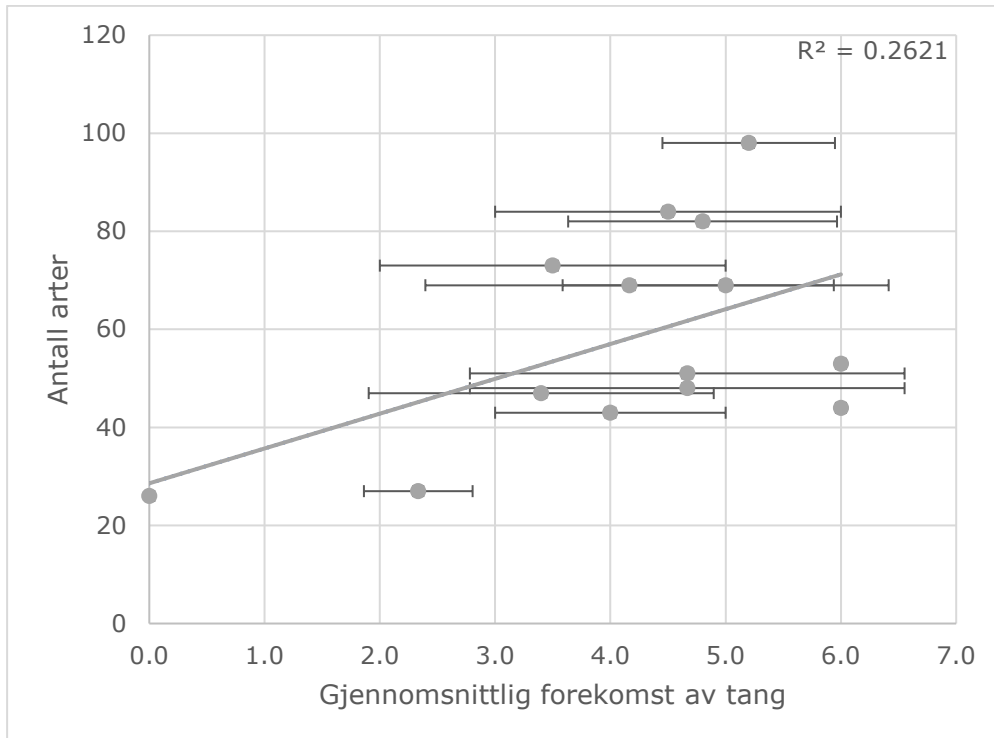
Figur 16. stasjonsbilder fra Vega. **a.** Vallakråka (Foto: Eli Rinde), **b.** Vallekråkeskjæra (Foto: Eli Rinde), **c.** Langøya (Foto: Maia Røst Kile), **d.** Sandøy (Foto: Eli Rinde).



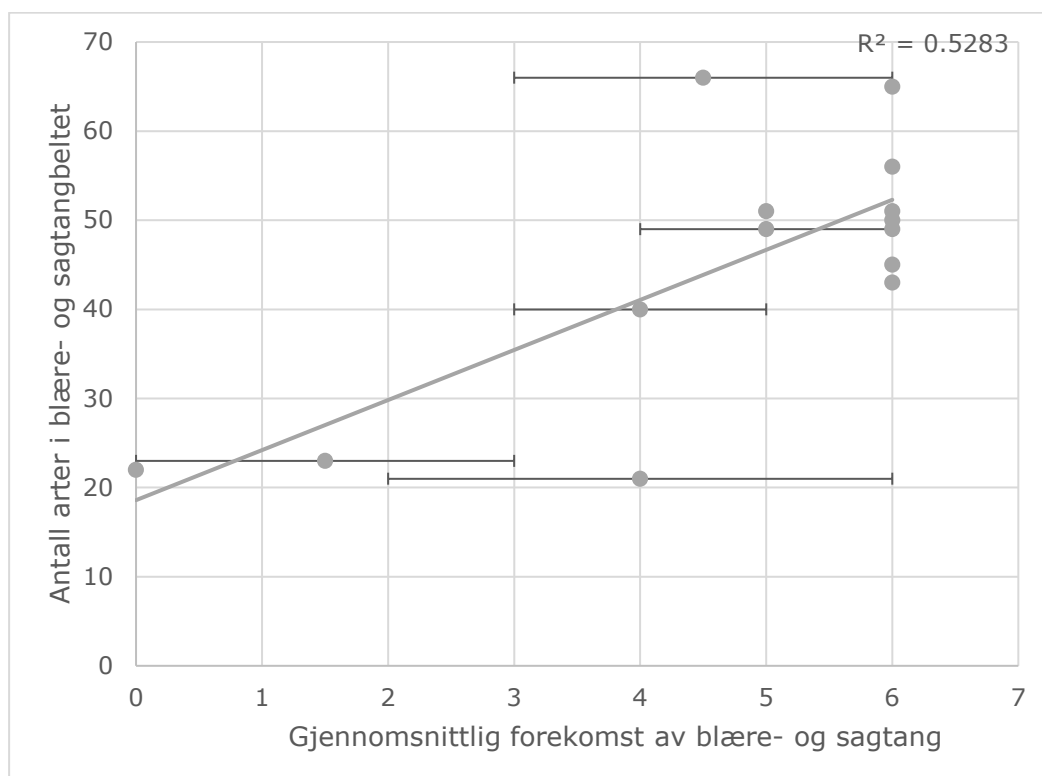
Figur 17. Stasjonsbilder fra Glomfjord og Ulsteinvik, a. Mugskogvika (Foto: Janne Gitmark), b. Tommesvika (Foto: Janne Gitmark), c. Litlespjøtøya (Foto: Siri Moy), d. Grøneskjæret (Foto: Eli Rinde).



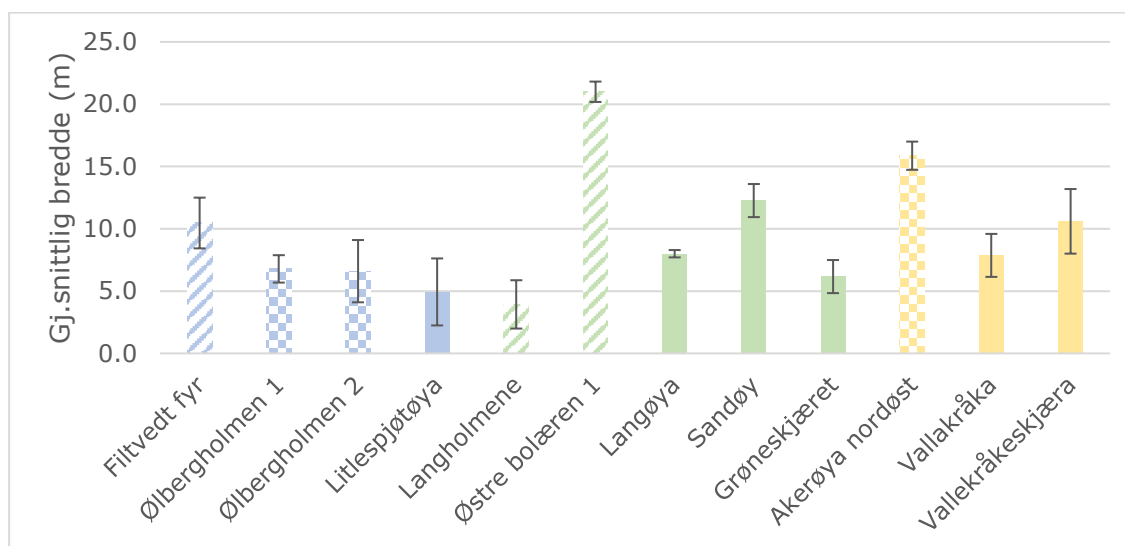
Figur 18. Viser antall arter av dyr (mørk grå) og alger (lys grå) som ble registrert på de undersøkte stasjonene. Oversikten er basert på en samlet artsliste for tangsamfunnet på tvers av tangbeltene.



Figur 19. Antall registrerte arter plottet mot gjennomsnittlig forekomst av tang. Gjennomsnittlig forekomst av tang er basert på den registrerte forekomsten til de undersøkte habitatdannende artene (sauetang, spiraltang, blæretang, grisetang og sagtang). Forekomst er angitt etter en 6-delt skala hvor: 1 = enkeltfunn, 2 = spredt forekomst (0-5 % dekning), 3 = frekvent forekomst (> 5-25 % dekning), 4 = vanlig forekomst (> 25-50 % dekning), 5 = betydelig forekomst (> 50-75 % dekning) og 6 = dominerende forekomst (> 750% dekning).

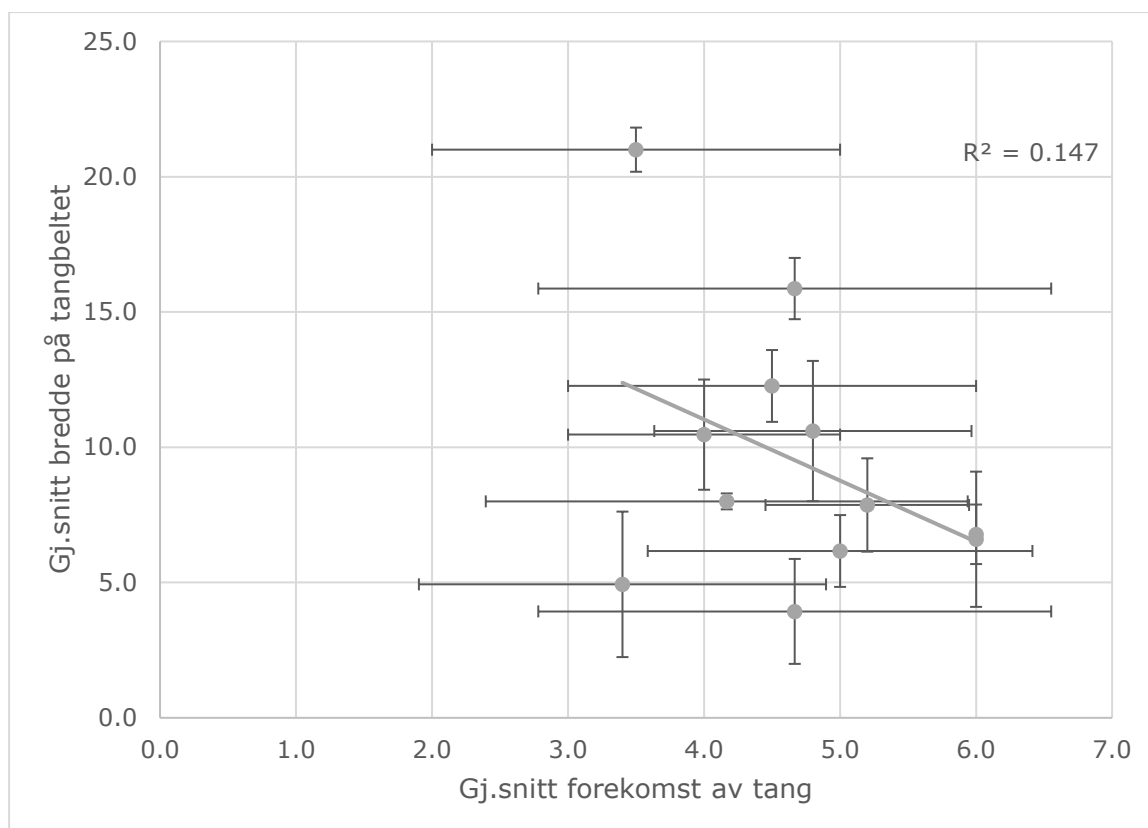


Figur 20. Antall arter registrert i blæretang og sagtangbeltet plottet mot gjennomsnittet av forekomsten til blæretang og sagtang. Forekomst er angitt etter en 6-delt skala hvor: 1 = enkeltfunn, 2 = spredt forekomst (0-5 % dekning), 3 = frekvent forekomst (>5-25 % dekning), 4 = vanlig forekomst (>25-50 % dekning), 5 = betydelig forekomst (>50-75 % dekning) og 6 = dominerende forekomst (>75 % dekning).



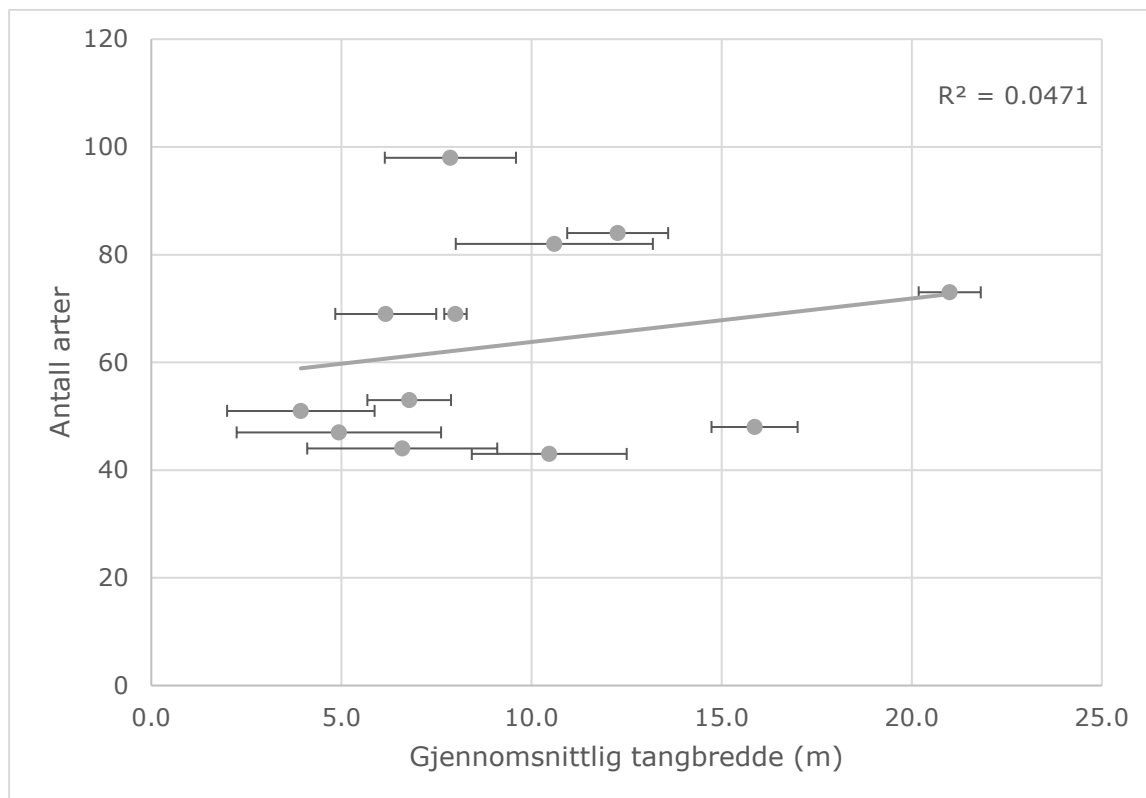
Figur 21. Gjennomsnittlig bredde (m) på hele tangbeltet (fra spiraltang til og med sagtang) med standardavvik. Fargen på søylene indikerer hvilken vanntype stasjonen ligger i. Blå er vanntypen beskyttet kyst/fjord, grønn er moderat eksponert kyst og gul er åpen eksponert kyst. Søylar med striper indikerer stasjoner med en estimert helningsgrad på $\leq 30^\circ$, søylar med firkantet mønster har en estimert helningsgrad på $\geq 50^\circ$. På stasjoner uten mønster ble det ikke estimert helningsgrad.

Vi har også sett på forekomst av de habitatdannende tangartene mot bredden på hele tangbeltet, også her ser vi svært liten eller ingen sammenheng (**Figur 22**).

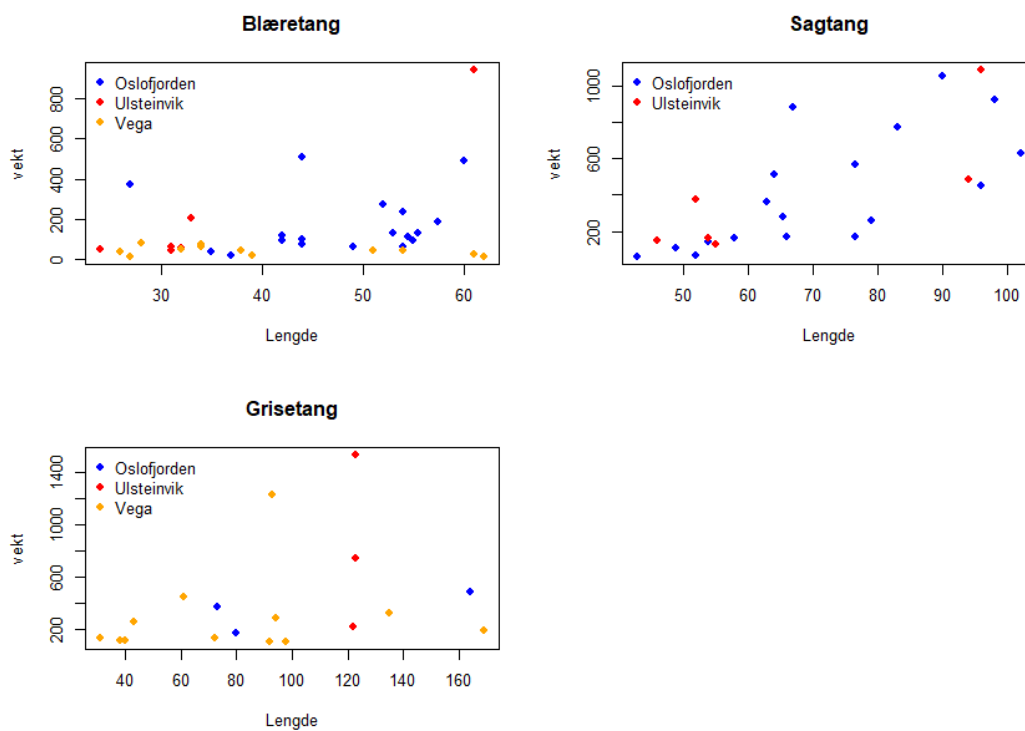


Figur 22. Gjennomsnittlig forekomst av tang mot gjennomsnittlig bredde på tangbeltet, med standardavvik.

Figur 23 viser antall arter mot gjennomsnittlig tangbredde. Ut fra dataene i denne undersøkelsen ser en ikke en økning i antall arter selv om tangsamfunnets bredde øker. På stasjonene ble det foretatt lengdemål og veiing av blæretang, grisetang og sagtang. Lengde og vekt for de tre ulike tangartene er plottet mot hverandre i **Figur 24** hvor det også er markert hvilket område tangen er fra.



Figur 23. Antall arter mot gjennomsnittlig tangbredde (i meter, fra spiraltangbeltet til og med sagtangbeltet) med standardavvik for tangbredde.



Figur 24. Oversikt over forholdet mellom lengde og våtvekt på blæretang, sagtang og grisetang. Fargen på punktene indikerer hvilket område plantene er fra.

Fjæreindeks

Per dags dato er det ikke utviklet klassegrenser for fjæresoneindeksen i økoregion Skagerak. Det er derfor ikke beregnet fjæreindeks eller klassifisert økologisk tilstand for stasjonene i Oslofjorden (**Tabell 8**). Resterende stasjoner tilhører Økoregion Norskehavet sør og det er beregnet EQR-verdi for parameterne som inngår i indeksen, samt nEQR og økologisk tilstand basert på indeksen. Stasjonene finnes i tre vanntyper og resultatene for stasjoner på beskyttet kyst/fjord er vist i **Tabell 9**, mens moderat og åpen eksponert kyst er vist i tabell **Tabell 10**. Tilstanden er beregnet til «god» eller «svært god» på stasjonene med unntak av Tommesvika i Glomfjord som har «dårlig» tilstand basert på fjæreindeksen.

Tabell 8. Oversikt over økoregion og vanntype for undersøkte stasjoner, samt om det er utviklet klassegrenser til fjæresoneindeksen for økoregionen.

Stasjon	Stasjonskode	Område	økoregion	vanntype	RSL/RSLA
Filtvet fyr	R1	Oslofjorden	Skagerak	Beskyttet kyst/fjord	nei
Akerøya nordøst	ANØ	Oslofjorden	Skagerak	Åpen eksponert kyst	nei
Ølbergholmen 1	ØL1	Oslofjorden	Skagerak	Beskyttet kyst/fjord	nei
Ølbergholmen 2	ØL2	Oslofjorden	Skagerak	Beskyttet kyst/fjord	nei
Langholmene (Bolærne)	BH2	Oslofjorden	Skagerak	Moderat eksponert kyst	nei
Østre Bolærne	BH1	Oslofjorden	Skagerak	Moderat eksponert kyst	nei
Vallakråka	Valle1	Vega	Norskehavet Sør	Åpen eksponert kyst	RSLA 1-2
Vallekraåskjæra	Valle2	Vega	Norskehavet Sør	Åpen eksponert kyst	RSLA 1-2
Langøya	Lang	Vega	Norskehavet Sør	Moderat eksponert kyst	RSLA 1-2
Sandøy	Sand	Vega	Norskehavet Sør	Moderat eksponert kyst	RSLA 1-2
Mugskogvika	GI_H4	Glomfjord	Norskehavet Sør	Beskyttet kyst/fjord	RSLA 3
Tommesvika	GI_H7	Glomfjord	Norskehavet Sør	Beskyttet kyst/fjord	RSLA 3
Grønneskjæret	GRO	Ulsteinvik	Norskehavet Sør	Moderat eksponert kyst	RSLA 1-2
Litlespjøtøya	LIS	Ulsteinvik	Norskehavet Sør	Beskyttet kyst/fjord	RSLA 3

Tabell 9. EQR-verdier og nEQR for undersøkte stasjoner i vanntype «beskyttet kyst/fjord». Grønn farge indikerer «god» tilstand og oransje indikerer «dårlig» tilstand.

EQR beregning	RSLA3		RSLA3		RSLA3	
	Litle-spjøtøya	EQR	Tommessvika	EQR	Mugskogvika	EQR
Normalisert rikhet (ant arter)	26	0,72	6	0,24	13	0,42
%grønn/tot	9	0,91	40	0,19	11	0,89
%rød/tot	48	0,83				
ESG1/ESG2	1,30	0,92				
%opp/tot	13	0,90	20	0,84	0	1,00
Sum forekomst grønn	40	0,46	15	0,79	7	0,90
Sum forekomst brun	134	0,82	0	0,00	22	0,30
%brun/tot	43	0,81	0	0,00	33	0,67
nEQR		0,79		0,34		0,70

Tabell 10. EQR-verdier og nEQR for undersøkte stasjoner i vanntype «åpen eksponert kyst» og «moderat eksponert kyst». Blå farge indikerer «svært god» tilstand og grønn farge indikerer «god» tilstand.

EQR beregning	RSLA1-2		RSLA1-2		RSLA1-2		RSLA1-2		RSLA1-2	
	Valla-kråka	EQR	Valle-kråke-skjæra	EQR	Langøya	EQR	Sandøy	EQR	Grøneskjæret	EQR
Normalisert rikhet (ant arter)	26	0,75	29,7	0,80	16	0,61	27	0,76	25	0,73
%grønn/tot	11	0,89	9	0,91	13	0,87	13	0,87	8	0,92
%rød/tot	36	0,71	43	0,81	26	0,50	39	0,77	60	0,87
ESG1/ESG2	0,9	0,81	1,6	0,89	0,9	0,81	0,9	0,82	0,79	0,79
%opp/tot	14	0,81	9	0,88	22	0,67	16	0,78	20	0,70
Sum forekomst brun	234	0,88	196	0,86	209	0,87	221	0,87	166	0,84
nEQR		0,81		0,86		0,72		0,81		0,81

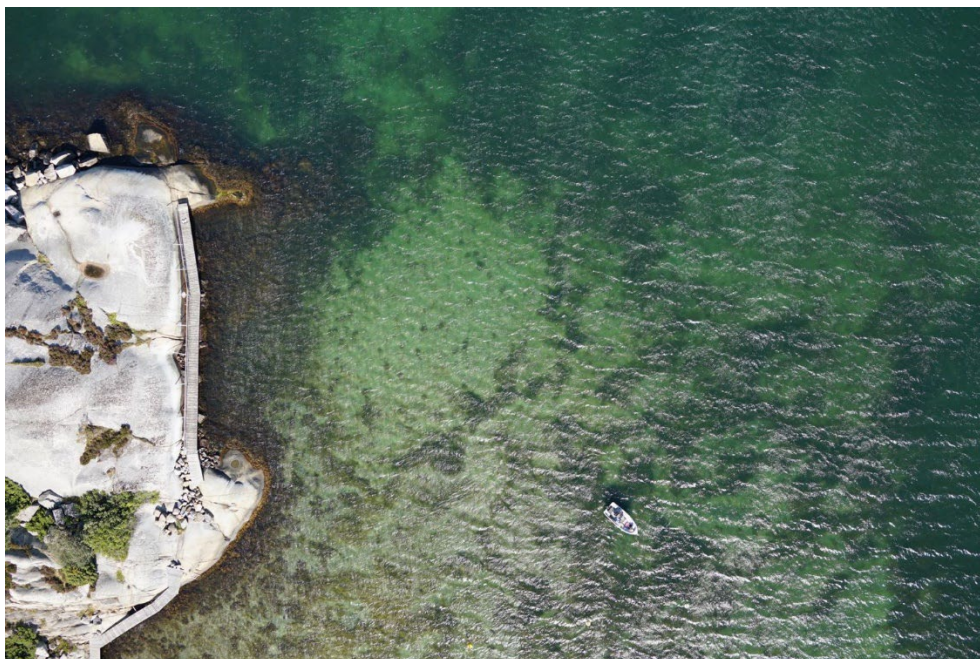
Funn av fremmedarter

- Pollpryd (*Codium fragile*) ble registrert på Vega på stasjonene Vallakråka og Sandøy, og i Ulsteinvik på stasjonen Grøneskjæret.
- Krokberer (*Bonnemaisonia hamifera*) ble registrert på Vega på stasjonene Vallakråka, Langøya og Sandøy. I Ulsteinvik ble arten registrert på stasjonene Litlespjøtøya og Grøneskjæret, og i Oslofjorden på stasjonen Østre Bolærene.
- brakkvannsrur (*Amphibalanus improvisus*) ble registrert i Oslofjorden på stasjonene: Østre bolæren, Ølbergholmen 1, Ølbergholmen 2 og Akerøya nordøst.
- Stillehavstøsters (*Crassostrea gigas*) ble registrert i Oslofjorden på stasjonene: Ølbergholmen 1 Akerøya nordøst

Det ble ikke registrert noen rødlistede arter på de undersøkte stasjonene.

Det foregår nå testing om tansamfunn kan kartlegges ved bruk av luftdroner, kombinert med en flåte for ekkoloddregistreringer, og bruk av undervannsdroner bl.a. i prosjektene Seabee

(<https://seabee.no/>) og MASSIMAL (<https://www.facebook.com/MassimalProject>). **Figur 25** viser et bilde tatt med luftdrone som dekker stasjonene på Ølbergholmen i Larvik.



Figur 25. Dronebilde fra Ølbergholmen Foto: SeaBee.

Resultater Lånan - Vega

På Lånan var det en relativt slak strandlinje som ga substrat for store arealer med tang i tidevannssonen. Det ble her gjennomført rutetellinger i de større forekomstene av tang, nederst i tidevannssonen. Rutetellingene viste at plantene var ganske ujevnt fordelt (Christie og Rinde 2022). I rutene ble det også registrert forekomst av alger og dyr. De vanligste algene som dannet en spredt undervegetasjon i mange av rutene var grønndusk og krusflik. Av dyr var det vanlig med strandsnegl, og spredte forekomster av purpursnegl, kjeglesnegl, små sekkedyr, strandkrabber, tanglopper og tanglus. På lokalitetene ble det også samlet inn tre planter av blæretang og grisetang i et finmasket nett slik at assosiert fauna også ble samlet inn. Det ble funnet flere arter tilknyttet blæretang enn grisetang, men motsatt når det gjelder antall individer. Dersom en standardiserer antallet av dyr per vekt enhet tang blir tettheten av dyr relativt likt (Christie og Rinde 2022). Undersøkelsene fra Lånan på Vega viser hvordan resultater fra rammeundersøkelser kan benyttes til å vurdere et tangsamfunn med fokus på næringsorganismer for ærfugl (se Christie og Rinde (2022) for flere og mer utfyllende resultater).

3.1.1 Kartleggingsmetodikk

Rammer versus fjæresonetransekter

I prosjektet «Overvåking av Ytre Oslofjord» er det gjennomført både rammeundersøkelser og fjæresoneundersøkelser (fjæreindeks) langs transekter ved enkelte stasjoner som er inkludert i overvåkingsprogrammet. I Engesmo m.fl. (2020) drøftes fordeler og ulemper med de to ulike metodene for kartlegging av tangsamfunn. En fordel med rammeundersøkelser er at det er et kjent areal som undersøkes som kan gi mer kvantifiserbare data og at registrering i ruter er grundigere slik at det er større sannsynlighet for å se mindre og sjeldne arter. Fjæresoneundersøkelser er en effektiv metode som er utbredt i andre overvåkingsprogram, som gir mulighet for å beregne fjæresoneindeksen og en vil dermed kunne klassifisere økologisk tilstand i økoregioner der det er

utviklet klassegrenser. Anbefalingen fra Engesmo m.fl. (2020) er å opprettholde bruken av fjæresoneundersøkelser langs transekter i det gjeldende overvåkingsprogrammet. Bekkby m.fl. (2022), på oppdrag for Miljødirektoratet, har foreslått at fjæresoneindeksen tas med som primærvariabel for tilstand for tangsamfunn i arbeidet med å definere økologisk tilstand for lokaliteter.

Metoden beskrevet i veileder 02:2018 (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018) genererer i utgangspunktet én artsliste for hele fjæresonen uavhengig av tangbelte. I dette prosjektet ble det gjort registrering per tangbelte med tanke på å kunne bidra med kunnskap om NiN-systemets og dens inndeling i grunntyper basert på dominerende tangart. Registrering per tangbelte gir mer detaljerte data på hvilke alger og dyr som er mest vanlig i de ulike tangbeltene. Stasjoner som er nedbeitet/skurt vil være vanskelig å kartlegge etter tangbelteinndeling. I slike tilfeller må en benytte kunnskap og erfaring på hvor de ulike tangbeltene skulle ha vært. For å kunne bruke data fra registrering per tangbelte til beregning av fjæreindeksen må artslistene fra de ulike tangbeltene slås sammen. For noen arter vil det være naturlig å ta et gjennomsnitt av registrert dekningsgrad. Dette kan for eksempel gjelde for trådformede alger. For andre arter vil det være naturlig å bruke høyeste registrerte dekningsgrad. Dette vil for eksempel kunne gjelde de habitatdannende tangartene. Det må utvikles retningslinjer for hvordan dette eventuelt skal gjøres.

Hvor dypt forekommer tangsamfunn?

Bekkby m.fl. (2022) avgrensar tangsamfunnet slik: «Man finner gjerne tangsamfunn fra marebekkbelte (*Hydropunctaria maura*) i øvre del av tidevannssonen til der tare overtar i nedre del og rett under tidevannssonen, gjerne med arter som sukkertare, fingertare, stortare eller butare, alt etter hvor bølgeeksponert området er». Hensiktsmessig kartleggingsmetodikk avhenger av hvilke deler av tangsamfunnet som skal kartlegges; de øverste tangsamfunnene kan kartlegges til fots, mens snorkling er nødvendig for de dypere delene av tidevannssonen. Tangsamfunn som strekker seg flere meter ned i sjøsonen, som sagtangbunn og bunn dominert av skulpetang, vil kreve dykking for å få en god oversikt over assosiert artsmangfold. Det å undersøke sjøsonen ved hjelp av et nedsenkbart kamera eller en ROV vil gi innsikt i forholdene, men presis artsidentifisering ved denne metoden er vanskelig. Data som blir samlet inn ved video vil kun gi et grovt overblikk over dominerende arter i sjøsonen, som også er viktig informasjon.

I henhold til veileder 02:2018 er det en anbefaling å gjøre registreringer i fjæra med snorkling og ved mid-tidevann og høyvann slik at algene kan ses oppreist i vannet (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018). I områder med stor tidevannsforskjell vil det være en utfordring å inkludere hele sagtangbeltet hvis undersøkelsene gjøres på mid-tidevann eller høyvann fordi det vil være vanskelig å rekke ned til sagtangen, noe som også ble erfart ved gjennomføring av disse undersøkelsene i felt. Om undersøkelsene gjennomføres på lavvann kan en risikere å miste informasjon/overse arter. Her må det klargjøres hvor langt ned (dypt) registreringene skal gjøres og hvordan brukes/kombineres eventuelt data som ikke er like detaljert, for eksempel registrering av hovedtrekk i sjøsonen og detaljerte artsregistreringer i fjæra.

Tangmålinger

Det ble målt lengde og vekt av tre individer av de dominerende tangartene på hver stasjon. På Vega ble det også telt antall skudd og blærer. Ulike type tangmålinger vil kunne gi innsikt i hvilket tredimensjonalt habitat arten lager. En større tangplante vil danne et større habitat for andre alger og dyr og vi kan derfor regne med et høyere mangfold slik at disse målingene kan gi innsikt om forventet naturmangfold i tangsamfunnet.

I tangbeltet vil helningsgrad og bølgeeksponering ha stor påvirkning på tangplantene og tilknyttet samfunn. Tangplantenes tredimensjonale utforming er i stor grad påvirket av miljøvariablene rundt.

På mer eksponerte områder kan vi for eksempel forvente lavere og mer blæreløs blæretang som derfor er bedre tilpasset et røffere miljø. Sammensetningen av tilknyttet flora og fauna vil også kunne endres ut fra miljøforhold og habitatet. Tangsamfunn er komplekse og for å benytte en slik variabel til å si noe om et tangsamfunn i positiv eller negativ forstand i forbindelse med naturmangfold må vi også vite mer om hvordan samfunnet varierer med eksponering, helning og størrelsen på de habitatdannende tangplantene. Likeledes vil målinger av bredden på tangbelter også gi informasjon om hva en kan forvente å finne ut fra hvor stor bredden på de ulike tangbeltene er. Bredden på tangbelter vil også være påvirket av miljøforhold som helning på substrat og tidevann.

Det er vanskelig å se noen trender i dataene fra undersøkelsene som var gjennomført med tanke på mål av lengde/våttvekt og tangbredde.

Arealutbredelse på tangsamfunn

Mange lokaliteter av tangsamfunn vil ikke kunne avgrensnes i felt fordi denne naturenheten har en horisontal utbredelse som potensielt kan strekke seg svært langt langs kysten. Lokaliteter som er naturlig avgrenset, ved at de forekommer på en øy eller blir avbrutt av andre habitater (f.eks. bukter med bløtbunn) eller utbyggelse, vil eventuelt kunne avgrensnes. Det vil være mest hensiktsmessig å bruke høyoppløselige flyfoto eller drone for å undersøke arealutbredelse (**Figur 25**). Det vil likevel være en utfordring/ikke mulig for de delene av tangbeltene som er i sjøsonen.

3.1.2 Lokalitetskvalitetskriterier

Bekkby m.fl. (2022) har foreslått tre primærvariable for *naturmangfold*: tetthet av tang, mengden habitatspesifikke arter og arealutbredelse. Truede arter er foreslått som sekundærvariable. Tilsvarende er det foreslått tre primærvariable for *tilstand*: vannforeskriftens klassifisering av økologisk tilstand, grad av menneskelig påvirkning, og mengden av fremmede arter. Det er videre foreslått at tetthet av fintrådige alger, grad av sedimentering og tydelige spor av høsting og tydelige beiteskader, kan brukes som sekundærvariable for tilstand.

3.1.3 Beskrivelse av naturtypen og forslag til metodikk

Denne naturenheten strekker seg fra sprutsonen øverst i fjæra og ned i sjøsonen til det dypet hvor tareartene kan forekomme/overtar. De habitatdannende tangartene danner ofte distinkte belter i soner nedover i fjæra. Fra øverst i fjæra til øvre del av sjøsonen kan vi finne sauetang, spiraltang, blæretang, grisetang og sagtang. Hvilke tangarter som forekommer, dekningsgrad og bredden på beltet til de dominerende tangartene varierer blant annet med breddegrad, eksponering og tidevann. Det vil derfor være en fordel å lage en beskrivelse av tangsamfunn som er «spesifikk» for de ulike økoregionene og vanntypene Norges kyst er delt inn (se veileder 02:2018, Direktoratgruppen vandedirektivet 2018).

Hvilken metode som anbefales avhenger i stor grad av formålet med kartleggingen. Ved kartlegging til utvikling av NiN og etter NiN er det en fordel å registrere artenes forekomst per tangbelte enten langs et transekt eller ved bruk av rammer. Dette for å få mer detaljerte data som kan benyttes som datagrunnlag for å blant annet utvikle og verifisere de enkelte grunntypene som er relevante innen hovedtypene M1 og M3. Det må presiseres at data fra rammeundersøkelser ikke kan brukes til å beregne fjæresoneindeksen (Engesmo m.fl. 2020). Dersom artsregistreringen skal gjøres per tangbelte bør det utvikles retningslinjer for hvordan dataene skal håndteres i ettertid med tanke på beregning av fjæresoneindeksen.

En lokalitets tilstand kan beregnes ved bruk av fjæresoneindeksen (jf. veileder 02:2018) gjennom registreringer langs et transekt. Hvor dypt denne registreringen kan utføres, er avhengig av metoden som brukes. De dypeste partiene kan vanskelig registreres ved bruk av snorkling. Alternative metoder for den dype delen er bruk av ROV eller dykking.

- Detaljert artsregistreringer og anslått dekningsgrad vil kunne benyttes for å vurdere lokalitetskvalitet. Artslister laget fra registrering etter metode beskrevet for fjæresoneindeks vil kunne gi informasjon til å vurdere variablene for **naturmangfold** foreslått av Bekkby m.fl. (2022): tetthet av tang, mengden habitatspesifikke arter og forekomst av truede arter. For **tilstand** vil disse dataene kunne brukes til å klassifisere økologisk tilstand i henhold til vannforeskriften, samt gi informasjon om forekomst av fremmede arter og vurdering av tetthet av fintrådige alger.
- Ved å registrere andre observerte forhold på en stasjon vil en også kunne hente inn informasjon som kan bidra til vurdering av variablene: grad av sedimentering og tydelige spor av høsting og tydelige beiteskader som sekundærvARIABLE for tilstand.
- Arealutbredelse av den øvre del av tangsamfunnet kan muligens bestemmes ved flyfoto eller dronebilder.

3.2 Grunne bløtbunnsområder

3.2.1 Kartlegging i felt

Beskrivelse av lokalitetene

Vi undersøkte grunne bløtbunnsområders egenskaper og innhold av fauna på totalt 17 stasjoner, både i strandsonen (littoralen) og i sjøsonen (sublittoralen). Stasjonskodene er vist i parentes i beskrivelsene under.

Ølbergholmen nord (ØLN)

Lokaliteten ligger ved Larvik i ytre Oslofjord (**Figur 26a**) i et område som er registrert i Naturbase som et lokalt viktig bløtbunnsområde i strandsonen (Eftang, BM00078362). Det undersøkte området er en bukt med en langgrunn sandstrand i et ultra beskyttet område (iht. NIVAS bølgeeksponeringsmodell, Rinde m.fl. 2006). Substratet på stranden var en blanding av fin sand og skjellsand. Innenfor sandstranden var det gressplen. På sandbunnen, spesielt i sjøsonen, var det flekkvis med løstliggende tang og noe mindre stein med tang. Under prøvetaking ble det observert snegl og planterester i sikten. Ingen merkbar lukt på sedimentet.

Ølbergholmen sør (ØLS)

Lokaliteten ligger på sørsiden av Ølbergholmen (**Figur 26b**) og er i Naturbase registrert som et lokalt viktig bløtbunnsområde i strandsonen (Grunnesund - Sandvikbukta, BM00078364). Det undersøkte området befinner seg i en liten vik i et beskyttet område. Substratet besto av fin sand og noe større stein dypere i sedimentet. Det ble observert bølgeslag på bunnen, noe som indikerer at lokaliteten likevel er bølgeutsatt. De sublittorale prøvene hadde mer stein enn de littorale prøvene. I de littorale prøvene ble det ikke observert dyr i prøvene i felt. I de sublittorale prøvene ble det observert børstemark-rør, noe snegl og hjerteskjell. Innenfor sandstranden var det fjell, større stein og gress. Det var ingen merkbar lukt på sedimentet.

Østre Bolærne (ØB)

Lokaliteten ligger i ytre Oslofjord (**Figur 26c**) i et område som er registrert i Naturbase (Østre

Bolæren/Langholmane, BM00061221) som et lokalt viktig bløtbunnsområde i strandsonen. Det undersøkte området er en beskyttet bukt med tangvoller øverst i fjæra. Substratet var relativt homogent og besto av grov sand og noe småstein. Det ble observert løsrevet tang og skallrester av stillehavsøsters på land, samt spredt forekomst av levende stillehavsøsters i både littoralen og sublittoralen. I sikteresten ble det observert tanglopper, børstemark og snegl. Stranden avgrenses mot siv på landsiden. Ingen merkbar lukt på sedimentet.

Akerøya (ANØ)

Lokaliteten ligger på Hvaler i ytre Oslofjord (**Figur 26d**) og er i Naturbase registrert som et lokalt viktig bløtbunnsområde i strandsonen (Nordøytangen, BM00080680). Det undersøkte området er en bukt i et svært beskyttet område, der stranden bestod av fin sand, skjellsand og noe grovere grus. Det ble observert tangvoller på stranden og beitedyr i området (sau). Det var ingen merkbar lukt på selve sedimentet i prøvene, men området luktet «råttent egg», noe som kan tyde på forekomst av H₂S. I de littorale prøvene var det få synlige dyr, kun noe snegl. I de sublittorale prøvene ble det observert både snegl og børstemark. Stranden var avgrenset av gress, siv og noe busk mot land.

Storsand (Sto)

Lokaliteten ligger på grensen til indre Oslofjord (**Figur 26e**). og er i et område som er registrert i Naturbase som et lokalt viktig bløtbunnsområde i strandsonen (Sjølyst, BM00078136). Det undersøkte området er en langstrakt strand hvor det var fin sand i overflaten og grov sand og grus lenger ned i sedimentene. Området er definert som «Litt beskyttet». Ved siden av prøvetakingsområdet var det en liten båthavn og et hytteområde. Det var ingen synlig fauna i prøvene som ble tatt, med unntak av en prøve hvor det var sneglehus. Det var ingen merkbar lukt på sedimentet.



Figur 26. Stasjonsbilder fra lokaliteter i ytre Oslofjord: a. Ølbergholmen nord, ved Larvik, b. Ølbergholmen sør, ved Larvik, c. Østre Bolærne, ytre Oslofjord, d. Akerøya, ytre Oslofjord, e. Storesand, ytre Oslofjord.

Lønnemsleira

Lokaliteten ligger i Børgin/Borgenfjorden i Trøndelag, og er en lang mudderflate i et svært beskyttet område (**Figur 27a**). Det ble observert noe krypspor fra børstemark og små hull i sedimentoverflaten samt fjæremarkhauger. Det ble ikke observert noen tydelig lagdeling i de siltige sedimentene, men det var en svak H_2S -lukt. Ved land var det en liten bestand av takrør ytterst m/innslag av pollisivaks, og strandeng innerst, med enkelte trær. Det er jordbruksmark på land. Faunaprøver for de ytre parallellene er tatt rett ved ålegras og trådformede alger. Det var mye liv i vannet omkring: fjæremark, juvenil fisk (flyndre) og småfisk.

Dimnavågen

Lokaliteten ligger i Ulsteinvik i Møre og Romsdal (**Figur 27b**), og er en bukt med langgrunn mudderflate med noe småstein. Området er definert som «temmelig beskyttet». Under

overflatelaget med mudder var sedimentet grovere og bestod av sand og smågrus. Vegetasjonen ovenfor stranda bestod av gress, løvtrær og kratt. Det var et lite utløp av ferskvann. Det var spredt med fjæremarkhauger på mudderflaten. Det ble ikke observert noen synlige dyr i sikteresten. I vannet ble det observert reker og snegl. Ingen spesiell lukt på sedimentet.

Lissburøya

Lissburøya ligger på Vega i Nordland og er en kort, smal sandstrand (18 m bred og 26 m lang, **Figur 27c**). Området er definert som «litt beskyttet». Det ble observert bølgeslag i sanden. Sedimentet besto av en blanding av skjell- og ruglsand. Det var vanlig med tomme muslingskall. Sautang forekom øverst i fjæra på stein, deretter blæretang. Det var en renne i sandstranda laget av regn. Vegetasjonen ovenfor stranda var gressmark. Ingen spesiell lukt på sedimentet.

Ørnes/Selstad

Dette er en mudderflate/fin sand i utløpet av elv i et svært beskyttet område (**Figur 27d**). Sedimentet hadde en gråaktig farge og ingen lukt. Ingen synlige dyr på overflaten, noe skjellrester og krypspor. Vegetasjonen ovenfor stranda var gressmark. Ingen spesiell lukt på sedimentet.



Figur 27. Stasjonsbilder av lokaliteter på Vestlandet og i Nord-Norge: a. Lissburøya - Vega, b. Lønnemsleira - Trøndelag, c. Dimnavågen - Ulsteinvik, d. Ørnes – Glomfjorden.

Bunnsedimenter

Bunnsedimentenes egenskaper gir viktig informasjon om miljøforholdene på undersøkelsesstasjonen, og er dermed viktig ifm. tolkning av faunadata. Resultatene fra analyser av bunnsedimentene er oppsummert i **Tabell 11**.

Andelen av finstoff (kornstørrelse <63 μm) i sedimentene var lav, dvs. at bunnssubstratet på de undersøkte stasjonene var grovkornet. Tidevannsflaten i Lønnemsleira skiller seg ut med høyest andel finstoff (mellom 20 og 30 %). Grovkornet bunnssubstrat finnes typisk i mer bølgeeksponerte områder. Stasjonene i Oslofjorden hadde de mest grovkornete sedimentene, hvorav de fleste hadde en finfraksjon på kun 1 %. Dette indikerer at de er mer bølgeeksponerte enn de øvrige stasjonene i denne undersøkelsen.

Vanninnholdet i sedimentene (beregnet ut fra tørrstoff) var forholdsvis lavt og lå på omkring 20 % for de fleste stasjonene. Dette indikerer at prøvene inneholdt mye mineralisk materiale (indirekte: mindre organisk materiale). Organisk innhold i sedimentene var svært lavt på samtlige lokaliteter, og for de fleste stasjonene lå totalt organisk karbon (TOC)-verdiene mellom 2 og 3 mg/g. Prøven tatt i sublittoralen på Østre Bolærne (ØB2) hadde det høyeste innholdet av organisk karbon med 11 mg/g. Med unntak av stasjonene i Dimnesvågen (DIM), økte innholdet av organisk materiale (dog ikke mye) fra øverst i littoralen til nederst i sublittoralen. Innholdet av nitrogen (TN) var også svært lavt på samtlige stasjoner (fra 0,13 til 2,4 mg/g). Lavt innhold av både organisk karbon og nitrogen indikerer lave nivåer av næring i sedimentene.

Forholdstallet mellom karbon og nitrogen (C/N-forholdet) kan gi en indikasjon på opprinnelsen til det organiske materialet i sedimentet. Generelt vil sedimenter hvor detritusmaterialet hovedsakelig har sin opprinnelse i planteplankton, gi et C/N-forhold på 6-8 ettersom planteplankton er relativt rikt på nitrogen. Bentiske makroalger (tang og tare) har et C/N-forhold på 10-60, mens terrestrisk (landbasert) plantemateriale er >100. Mengdeforholdet mellom organisk karbon og nitrogen varierte mellom de ulike stasjonene. For Dimnesvågen, Lissburøya, Lønnemsleira og Ørnes, var C/N-forholdet mellom 6 og 8, noe som indikerer lave tilførsler av terrestrisk materiale i disse områdene. Stasjonene i ytre Oslofjord hadde derimot et C/N-forhold mellom 12 og 14, noe som indikerer at det organiske innholdet hovedsakelig stammer fra bentiske makroalger.

Tabell 11. Vanninnhold (%), kornstørrelse (% <63 µm), organisk karbon (TOC), totalt nitrogen (TN), C/N-forhold, samt feltbeskrivelser av sedimenter for grunn bløtbunn.

St.kode	Nivå	Vanninnhold (%)	Korn <63 µm (%)	TOC (mg/g)	TN (mg/g)	C/N	Sedimentbeskrivelse
ANØ1	L	19,3	1	1,6	0,11	14,2	Hovedsakelig sand m/innslag av skjellrester og grus. Tangrester på overflaten. Ingen synlig lagdeling.
ANØ2	S	*	*	*	*	*	Hovedsakelig sand m/innslag av skjellsand.
Dim1	L	22,1	10	4,4	0,65	6,8	Øvre 0,5 cm lysebrunt mudder, sandig under. Innslag av stein, grus og døde skjell.
Dim2	S	21,5	7	3,8	0,46	8,3	Topplag av mudder, finkornet sand under, med innslag av grus.
Liss1	L	36,8	2	7,4	0,83	8,9	Lyst, hvitaktig sediment bestående av en blanding av skjell- og ruglsand.
Lønn1	L	21,1	30	2,4	0,34	7,1	Siltig leire med svak H ₂ S-lukt. Ingen synlig lagdeling
Lønn2	S	26	22	3,5	0,57	6,1	Finkornig, løst sediment med noe skjellrester. Svak H ₂ S-lukt. Ingen synlig lagdeling
Sto1	L	16,8	1	1,5	< 0,05	> 42	Sand m/grus og noe stein. Fin sand på toppen, grovere under.
Sto2	S	17,6	1	1,8	0,15	12,4	Sand m/grus og noe stein. Fin sand på toppen, grovere under.
ØB1	L	3,4	0	1,6	0,13	12,6	Grov sand m/innslag av stein og skjellrester. Løstliggende ålegras på toppen.
ØB2	S	20,9	6	11	2,4	4,5	Grus og småstein på toppen, og fin sand samt leire under.
Ørn1	L	18,9	12	2,1	0,24	8,8	Lysegrå fin sand uten innslag av grus. Ingen lukt.
Ørn2	S	20,6	15	2,3	0,26	8,8	Lysegrå fin sand, noe innslag av skjellrester. Ingen lukt.
ØLN1	L	18,5	1	2,16	< 1	N.A.	Lys, nokså løs sand og skjellsand
ØLN2	S	15,4	3	3,25	< 1	N.A.	Lys, nokså løs sand og skjellsand, tangrester
ØLS1	L	18,3	1	1,49	< 1	N.A.	Fin, lys grå sand, noe småstein
ØLS2	S	19,6	1	2,29	< 1	N.A.	Grå, grov sand med småstein

* Ingen prøvetaking av sedimenter

N.A.: TN under deteksjonsgrense for prøver analysert av NIVAs laboratorium. C/N-forholdet kan dermed ikke beregnes.

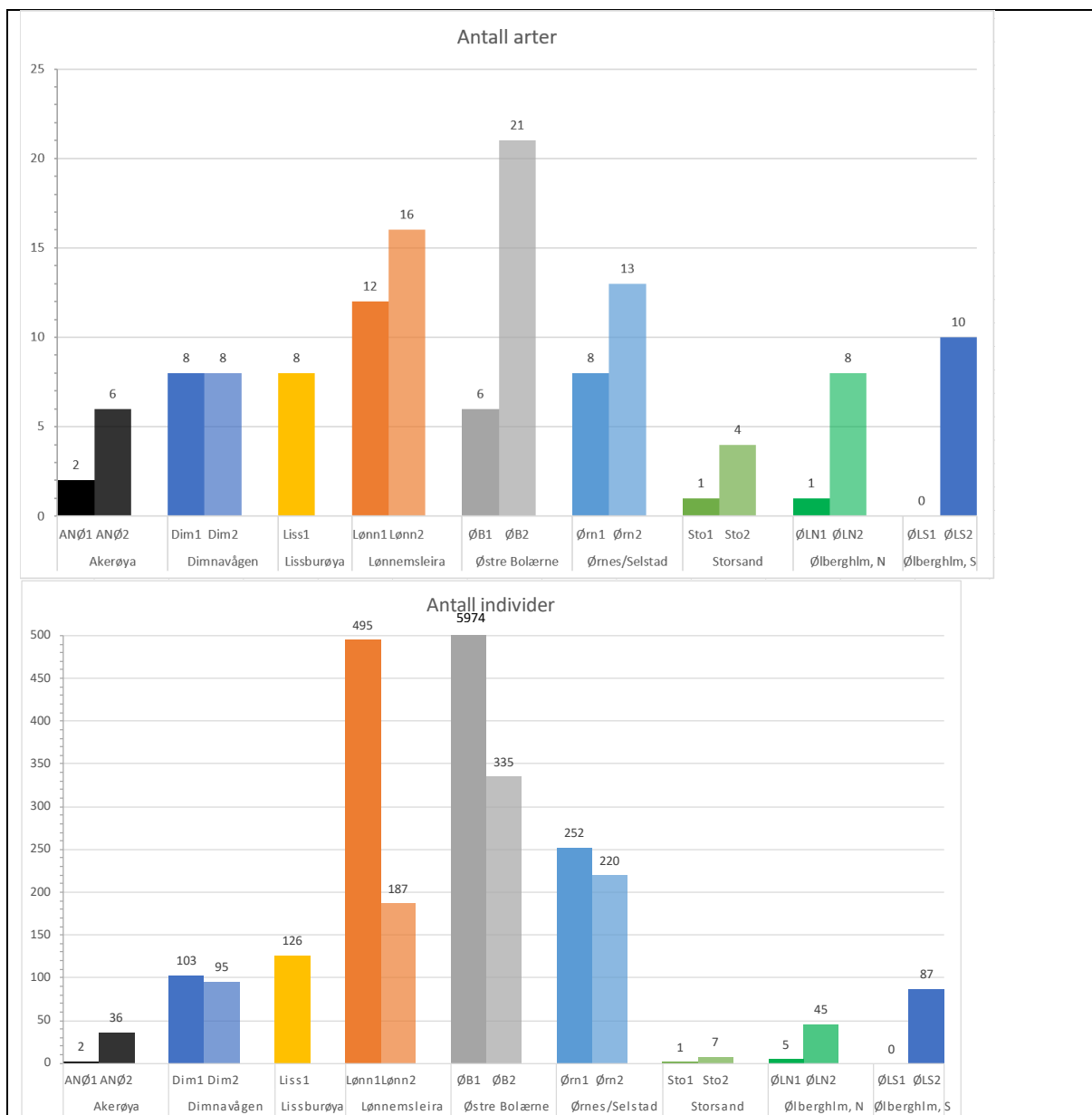
Faunasamfunn på grunn bløtbunn

Fullstendige artslister er gitt i **Vedlegg B**. Antall arter, antall individer, samt beregnet artsmangfold basert på Shannons diversitetsindeks, er gitt i **Tabell 12**.

Fauna på de undersøkte stasjonene var for det meste artsfattig, med færre enn 10 registrerte arter per stasjon (arealenhet = 0,05 m², dvs. sum av to parallelle prøver). Stasjonene tatt i sublittoralen i Lønnemsleira og Ørnes (Lønn2 og Ørn2) var imidlertid moderat artsrike, mens stasjonen på Østre Bolærne (ØB2) var relativt artsrik med 21 registrerte arter (**Tabell 12**). Med ett unntak (Dimnavågen), var det flere arter i prøver tatt i sublittoralen sammenliknet med prøver tatt i littoralen. Det samme mønsteret ble imidlertid ikke observert mht. individtetthet.

Tabell 12. Artsrikhet og individtetthet for bunnfauna. Antallet er sum av to parallelle prøver (0,05 m²)

Stasjon	Nivå	Ant. Arter	Ant. Individer	Diversitetsindeks (H')
ANØ1	Littoral	2	2	
ANØ2	Sublittoral	6	36	1,36
Dim1	Littoral	8	103	2,09
Dim2	Sublittoral	8	95	2,35
Liss1	Littoral	8	126	1,81
Lønn1	Littoral	12	495	1,59
Lønn2	Sublittoral	16	187	2,35
ØB1	Littoral	6	5974	1,00
ØB2	Sublittoral	21	335	2,92
Ørn1	Littoral	8	252	2,09
Ørn2	Sublittoral	13	220	2,54
Sto1	Littoral	1	1	
Sto2	Sublittoral	4	7	1,66
ØLN1	Littoral	1	5	
ØLN2	Sublittoral	8	45	2,11
ØLS1	Littoral	0	0	
ØLS2	Sublittoral	10	87	1,61



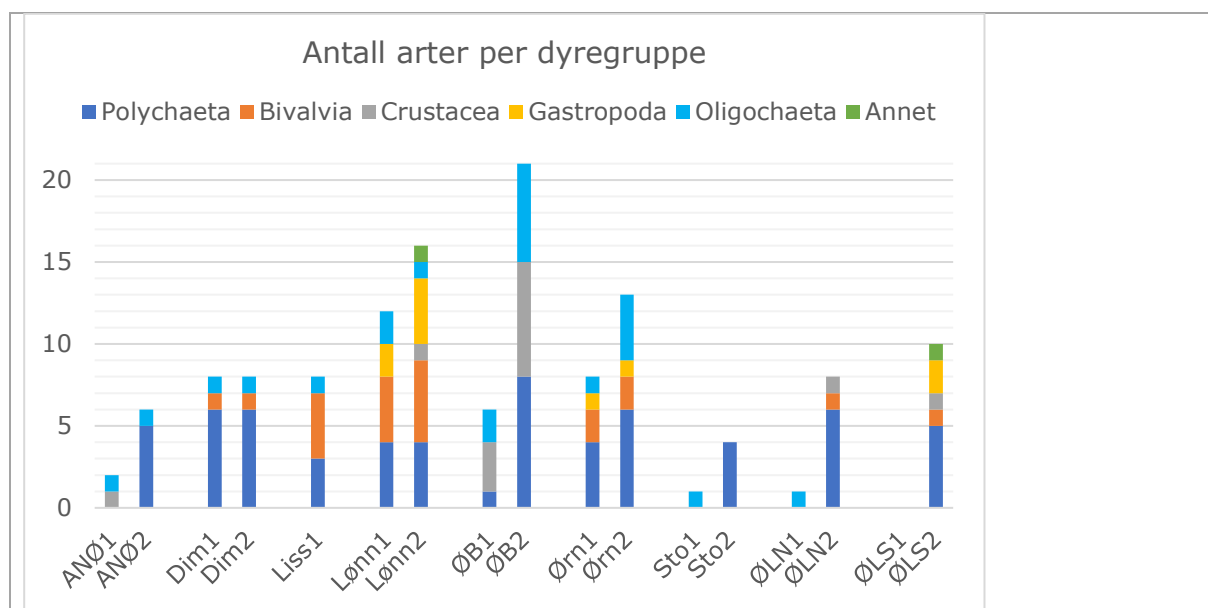
Figur 28. Antall arter (øvre) og individer (nedre) som er funnet på grunn bløtbunn i littoralen (mørk farge) og sublittoralen (lysere farge) på ni lokaliteter fra ytre Oslofjord til Nordland. Nummerne i stasjonsnavnet indikerer hvor i strandsonen prøvene er tatt, der 1 = Littoralen og 2 = Sublittoralen. Alle antall er sum av to parallelle prøver (0,05 m²). Søylen som viser antall individer i littoralen fra Østre Bolærne hadde 5974 individer, og strekker seg utenfor skalaen i figuren.

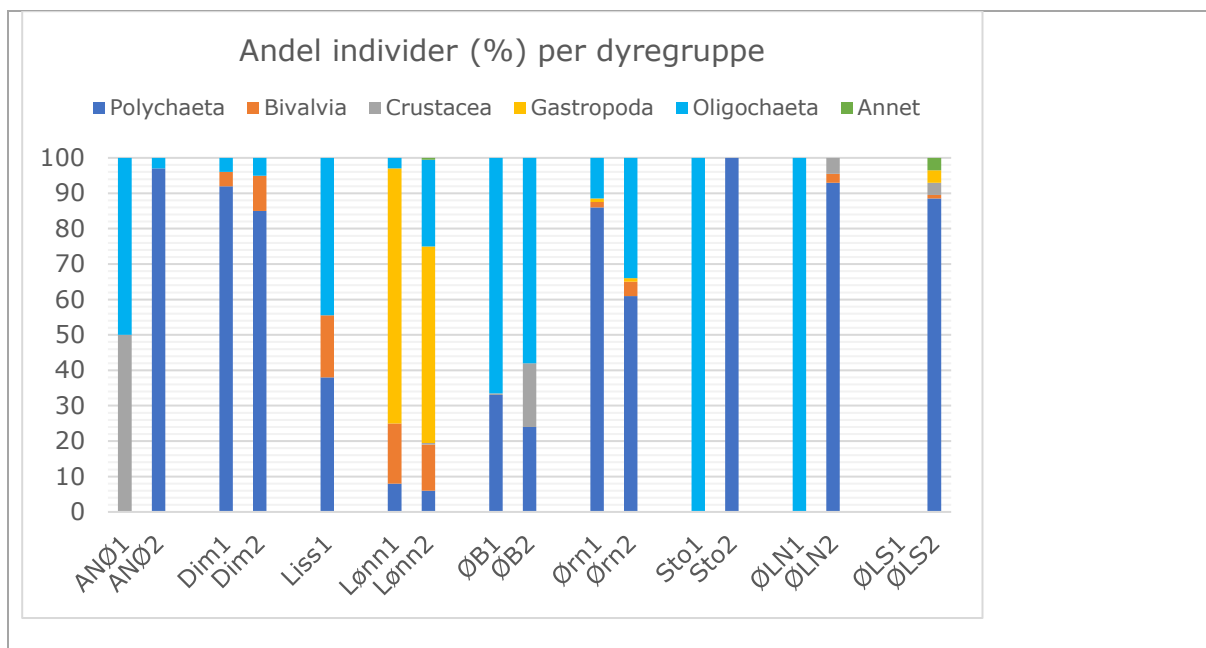
Det var stor variasjon i individmengden mellom de ulike stasjonene og områdene, alt fra fravær av dyr (ØLS1) til bortimot 6000 individer (ØB1). Stasjonene i Lønnemsleira, Østre Bolærne og Ørnes hadde høy individtetthet (**Figur 28**). Fordelingen av de observerte individene funnet på grunn bløtbunn mellom de ulike dyregruppene, er vist i **Figur 29**. Flerbørstemark (Polychaeta), muslinger (Bivalvia), snegl (Gastropoda), krepsdyr (Crustacea) og fåbørstemark (Oligochaeta) utgjorde de mest tallrike dyregruppene. For stasjonene i Lønnemsleira var fauna dominert av mudderfjæresnegl (*Peringia ulvae*), som utgjorde 50-70 % av bunnfaunaen. Stasjonene i Østre Bolærne og Ørnes var dominert av fåbørstemark (Oligochaeta) og flerbørstemark (*Polychaeta*) (**Figur 29**). På Østre Bolærne utgjorde fåbørstemark ca. 60 % av faunaen (hovedsakelig *Enchytraeidae* i littoralen (ØB1) og

Baltidrilus costatus i sublittoralen (ØB2), mens børstemark stod for 20-30 % av individmengden (hovedsakelig *Protodrilus* sp. i littoralen og *Alitta virens* i sublittoralen). Stasjonene i Ørnes var dominert av børstemark (hovedsakelig børstemarken *Hediste diversicolor* (begge st.) og *Pygospio elegans* (Ørn1)), etterfulgt av fåbørstemark (*Baltidrilus costatus*).

På bakgrunn av artslisten og individtall ble diversitetsindeksen H' (Shannons diversitetsindeks) beregnet. Indeksen gir et mål for artsmangfold samt hvor jevnt individene er fordelt mellom artene. Høy dominans av enkeltarter vil redusere diversitetsindeksen, dvs. at lavere verdier angir lavere diversitet. For samtlige undersøkelsesområder økte diversiteten (H') fra stasjoner tatt innerst på stranden (littoralen) til ytterst (sublittoralen) (Tabell 12). Dette er imidlertid forventet ettersom færre arter finner gode livsbetingelser øverst i fjæresonen, der miljøet stadig er skiftende.

Flerbørstemark var den dyregruppen som var mest dominerende både mht. antall arter og individmengde, etterfulgt av fåbørstemark og muslinger. Det ble ikke funnet noen pigghuder (Echinodermata), nesledyr (Cnidaria) eller pølseormer (Sipunculida). Fauna på grunn bløtbunn skiller seg dermed ut fra bunnfauna som lever i sedimenter på dypere vann, der overnevnte grupper er vanlig forekommende.





Figur 29. Antall arter og individmengder for dyregrupper funnet på grunn bløtbunn på ni lokaliteter fra ytre Oslofjord til Nordland. Nummerne i stasjonsnavnet indikerer hvor i strandsonen prøvene er tatt, der 1 = Littoralen og 2 = Sublittoralen. Alle antall er sum av to parallelle prøver (0,05 m²).

3.2.2 Lokalitetskvalitetskriterier

Bekkby m.fl. (2022) har lagt frem forslag til variabler for økologisk kvalitet for *tidevannsmudderflater* og *grunne sandområder*. For begge naturtypene er **fauna-tetthet** og **areal-utbredelse** foreslått som variabler for naturmangfold. Kategoriene for lavt, moderat og stort mangfold mht. faunatetthet er: Svært lite/ingen aktivitet på overflaten; arter til stede, men lav tetthet; og høy tetthet av arter. For tidevannsmudderflater er tetthetskriteriene for moderat og høyt mangfold presisert til henholdsvis mindre eller flere enn 10 ind./m². Kunnskapsmangel gjør at en ikke har kunnet foreslå en tilsvarende presisering av faunatettheten for moderat og høyt mangfold for grunne sandområder. Det samme gjelder for arealutbredelse. For tidevannsmudderflater er arealstørrelsene for liten, middels stor, og stor forekomst, presisert, og er forskjellig for forekomster nord og sør for Stad. For grunne sandområder foreligger det ingen kvantifisering av disse arealgrensene, hverken sør eller nord for Stad.

I foreliggende undersøkelser har vi samlet data som kan benyttes til å vurdere trinn-inndelingen av variabelen faunatetthet for disse naturtypene. Basert på Bekkby m.fl. (2022) vil faunatettheten betegnes som «Moderat» for stasjonene i Dimnesvågen (DIM) og «Stort» for Lønnemsleira (Lønn) og den sublitorale stasjonen i Ørnes (ØB2), samt «Moderat» for den littorale stasjonen i Ørnes (Ørn1).

Det ble ikke utført målinger av arealutbredelse av de undersøkte stasjonene, da dette er lite hensiktsmessig gjennom feltundersøkelser. Blant de undersøkte stasjonene, så ligger stasjonene fra Oslofjorden i områder som er registrert i Naturbase som lokalt viktig bløtbunnsområder i strandsonen. Dvs. de har en arealutbredelse mellom 1 000 og 100 000 m². Ettersom disse var strender der sedimentene hovedsakelig bestod av sand og grus, og dermed ikke tilhører naturtypen tidevannsmudderflate, kan de ikke trinninndeles mht. areal. Det foreligger ingen estimeringer av

arealet for tidevannsmudderflatene som vi undersøkte, men dette er mulig å beregne vha. digital avgrensning.

For begge naturtypene er observasjoner av **truede arter** foreslått som sekundærvariabel for naturmangfold. Mange bløtbunnsområder er viktige næringsområder for fisk ved høyvann og for fugl ved lavvann, og er derfor av stor økologisk betydning. De kan også huse truede arter. Eksempler på rødlistede arter på tidevannsmudderflater er rødalgen *Rhodothamniella floridula* (NT), og fugleartene stellerand (*Polysticta stelleri*, VU), fiskemåke (*Larus canus*, NT) og hettemåke (*Chroicocephalus ridibundus*, VU). Av rødlistede fuglearter som har tilknytning til grunne sandområder kan det nevnes ærfugl (*Somateria mollissima*), stellerand (*Polysticta stelleri*), havelle (*Clangula hyemalis*), sjørorre (*Melanitta fusca*) og svartand (*Melanitta nigra*).

Det ble ikke registrert noen rødlistede bunnfaunaarter fra de prøvetatte sedimentene, og det ble heller ikke observert overnevnte rødalger ifm. snorkling. Det har ikke blitt undersøkt om noen av de undersøkte områdene huser rødlistede fuglearter.

Foreslåtte primærvariable for **tilstand** er for begge naturtypene *grad av menneskelig påvirkning og mengde fremmede arter* (Bekkby m.fl. 2022). Bekkby m.fl. (2022) har delt tilstandsvariabelen menneskelig påvirkning inn i kategoriene:

- God tilstand: upåvirket forekomst, eller intakt med hensyn til funksjon og artssammensetning
- Middels tilstand: noe påvirket forekomst
- Dårlig tilstand: sterkt påvirket forekomst

Trinninndeling er imidlertid ikke kvantifisert siden det ikke finnes godt nok kunnskapsgrunnlag for dette. I forbindelse med feltundersøkelsene ble det tatt bilder av det omkringliggende området, samt gitt en beskrivelse av området med hensyn til tilstedeværelse av brygger, søppel eller nærliggende landbruksarealer (og dermed potensiell avrenning derfra). De fleste områdene hadde ikke nærliggende bebyggelse og kan på denne måten betegnes med «God tilstand». Et område som muligens kan betegnes med «Middels tilstand» mht. menneskelig påvirkning, er Lønnemsleira i Trøndelag. Stasjonene her lå i et landbruksområde og det ble observert søppel helt innerst blant takrørene, hvor det også luktet vondt. Imidlertid hadde Lønnemsleira det nest høyeste arts- og individantallet blant de undersøkte områdene.

Fremmede arter kan utgjøre en trussel for stedegne arter, og på grunn bløtbunn er japansk pollris (*Agarophyton vermiculophyllum*), amerikaknivskjell (*Ensis directus*), vandrepollsnegl (*Potamopyrgus antipodarum*) og stillehavsøster (*Magallana gigas*) eksempler på slike arter. Det ble ikke registrert noen fremmede arter (jf. Artsdatabankens fremmedartsliste), på de undersøkte grunne bløtbunnsområdene, og tilstanden for denne variabelen kan dermed kategoriseres som «God» på alle stasjonene.

Foreslåtte sekundærvariable for grunne bløtbunnsområder omfatter tydelige spor av høsting, sanking eller tråling. Høsting av skjell kan påvirke både bunnsbunnsstratet og artssammensetningen av fauna i eller på sedimentene, samt arter som har skjell (eller andre bunnlevende arter som påvirkes) som føde (f.eks. ande- og vadefugler). Høsting av skjell i tidevannssonen forekommer i liten grad i Norge. Det er foreslått at tilstanden kan justeres fra god til moderat dersom det er tydelige spor av høsting eller tråling. Ingen av de undersøkte områdene hadde slike spor.

3.2.3 Beskrivelse av naturtypene og forslag til metodikk

Tidevannsmudderflater befinner seg i tidevannssonen og består av mudder og fine sedimenter i beskyttede områder, ofte ved elvemunninger og i andre skjermede områder (Bekkby m.fl. 2022). I NiN-systemet tilhører den hovedtype M4 (Eufotisk marin sedimentbunn). Tidevannsmudderflater er ofte preget av et høyt innhold av organisk materiale og sedimenter der lite oksygen trenger igjennom og fører til anoksiske forhold. Naturenheten kan huse et stort antall arter og er et viktig område for blant annet trekkfugl (Bekkby m.fl. 2022). *Grunne sandområder* tilhører også hovedtype M4. Grunne sandområder er dominert av grov, middels og fin sand fra sjøkantbeltet (under tidevannsbeltet) og ned til ca. 15 m dyp (Bekkby m.fl. 2022). Disse områdene kan huse et stort antall arter og er ofte viktige for blant annet fisk, muslinger, børstemark og fugl.

Det har vært brukt ulike teknikker ved prøvetaking og registrering av miljøforhold ifm. undersøkelser av bunnfauna i grunne bløtbunnsområder. Generell informasjon om artssammensetning og miljøforhold som er av betydning for artenes forekomst, har derfor vært vanskelig å trekke ut (Oug m.fl. 2022). Det er dermed behov for flere undersøkelser for å evaluere hvilke metoder som er best egnet.

I foreliggende prosjekt har kvantitative faunaprøver blitt tatt på et bunnareal på 0,025 m² i tidevannssonen. Prøver fra både littoral og sublittoral bløtbunn ble samlet inn med vha. henholdsvis stikkspade og en liten håndoperert grabb. Ulike tidevannsregimer og substratforhold har bydd på ulike utfordringer mht. prøvetaking.

I våre undersøkelser varierte plasseringen av stasjoner i littoralsonen fra rett over vannkanten til midt på blottlagt sedimentbunn ved fjære sjø (og på ulike tidspunkt mht. vannstand). Basert på data som bl.a. inkluderte våre prøver fra Larvik, fant Oug m.fl. (2022) en generell økende arts- og individtetthet langs transekter fra de øverste til de dypeste nivåene i tidevannssonen (laveste stasjon er i øvre sublittoral), og at forskjeller i faunasammensetningen per lokalitet var størst i nivåer over middelvannstand og littoralsonen. Den observerte variasjonen i arts- og individtetthet i våre undersøkelser kan dermed også skyldes ulik plassering i littoralsonen. For å minimere disse variasjonene bør det tilstrebes at littorale prøver tas på noenlunde samme nivå (oppmålt som høyde over sjøkartnull). Det er viktig at flest mulig naturlige forhold som kan påvirke bunnsamfunnet kontrolleres, slik som prøvetakingsdyp, men også hvor dypt ned i sedimentene prøvene tas. I hovedsak lever bløtbunnsfauna i de øverste 10 cm av sedimentet, selv om enkelte arter lever dypere. Sedimentlaget til faunaprøver som ble tatt med grabb var som regel ikke mer enn 5 cm, siden det generelt var vanskelig å presse grabben ned. Det kan være hensiktsmessig å angi et minimums sedimentvolum for godkjenning av prøver.

Vi har her hatt fokus på prøvetaking og analyser av makrofauna. Makrofauna er definert som dyr som holdes igjen på sikter med 0,5 mm til 1,0 mm hullstørrelse. I rutineundersøkelser av sublittoral bløtbunnsfauna settes grensen for makrofauna ved 1,0 mm, og sikter med denne størrelsen ble også benyttet her. Dyr som er mindre enn 1 mm (meiofauna) ble dermed ikke fanget opp. Meiofauna utgjør en viktig del av organismesamfunnet på bløtbunn, sammen med makrofauna og de mindre mikrobene, og er den dominerende faunaen på sandbunn. Typisk meiofauna på bløtbunn er nematoder, harpactoide hoppekreps, fåbørstemark og foraminiferer, som har svært høy individtetthet. Undersøkelser av meiofauna inngår ikke i rutineundersøkelser av bløtbunn i Norge, imidlertid har det blitt utført undersøkelser av foraminiferer for bestemmelse av miljøtilstand (f.eks. Dolven m.fl. 2018). Resultater har vist at foraminiferer og bløtbunnsfauna klassifiserer miljøtilstanden tilnærmet likt (Alve m.fl. 2019). Hullstørrelsen som tradisjonelt anvendes til bløtbunnsundersøkelser (1 mm) er for stor til å fange opp meiofauna, som dominerer i

faunasamfunnet på sandbunn, og kanskje også på korallalgesandbunn. En sikt med mindre hullstørrelse vil gi et stort prøvevolum å gjennomgå mht. å finne og identifisere arter. Det er dermed et klart behov for metodeutvikling for å kartlegge arts mangfoldet til sandbunn og korallalgesand. Muligheten for å utvikle miljø-DNA metodikk bør undersøkes.

Vi foreslår å videreføre metodikken som er beskrevet her for å skaffe mer data som kan benyttes både til å vurdere metodikken, men også hvordan natur mangfoldet og tilstanden påvirkes av viktige miljøvariabler. Ut fra de naturlige miljøforholdene vil noen områder naturlig være mindre artsrike enn andre, som f.eks. sandbunn i bølgepåvirka områder, versus mudderbunn i mer beskytta områder. Skal det utvikles spesifikke lokalitetskriterier for ulike miljøforhold eller vil naturlig artsfattige områder få lavere skår for variabelen tetthet av fauna? Dette må diskuteres videre med et bedre datagrunnlag.

Feltundersøkelsene viser at det er krevende å utføre kartlegging og registrering av natur mangfold og tilstand i littoralsonen av grunn bløtbunn. Mudderflater kan være uegnet til å gjøre innsamlinger til fots, og bør undersøkes fra båt (droppkamera, ROV, grabb) eller ved snorkling (observasjoner, artsregistrering) ved høyvann. Det er også utfordrende å planlegge feltarbeid i områder med store tidevannsforskjeller. Den korte tørrleggingsfasen gir klare begrensninger på hvor mange parametere og prøver som lar seg registrere og samle inn før vannet strømmer over undersøkelsesområdet. Det kan også være problematisk om lavvann faller på et ugunstig tidspunkt på døgnet. Det var også utfordrende å ta de sublittorale prøvene. Tidvis kunne det være vanskelig å få grabben godt ned i sedimentet, særlig der bunns substratet var hardt (sand, kompakt leire og innslag av stein), noe som resulterte i prøver med lite volum.

Større forekomster må areal-avgrenses vha. flyfoto (ved bruk av tjenesten «Norge i bilder»), dronefoto, kombinert med terrenginformasjon i GIS. Bruk av flyfoto til arealavgrensning er en veletablert metode som bl.a. har blitt benyttet for kartlegging av naturtypen bløtbunn i strandsonen i nasjonalt program for kartlegging av marint mangfold -kyst. Imidlertid gir disse metodene liten informasjon om substrattypen og andre egenskaper til lokaliteten. Disse egenskapene må skaffes gjennom undersøkelser i felt. Relevante egenskaper i tillegg til kornstørrelse, og som kan registreres i felt er; forekomst av stedegne arter av alger og dyr på overflaten, spor etter nedgravde arter (som hull etter muslinger og flerbørstemark), forekomst av fremmede arter og søppel. Vi har fått erfaring i hva som er praktisk mulig å gjøre av registreringer til fots i nedre del av denne naturtypen, gitt den korte tørrleggingsfasen, og hvilke egenskaper som det er nødvendig å benytte båt for å få utført på en hensiktsmessig måte.

I felt ble det brukt tidevannstabeller for å orientere seg med tanke på hvilket nivå som ble prøvetatt, littoralt og sublittoralt. Det er mulig å bestemme «eksakt» nivå ved å benytte metodikk beskrevet i Oug m.fl. (2022). Disse eksakte beregningene ble ikke gjort for prøvetakingen i dette prosjektet.

3.3 Helofytt-saltvannssumper

Beskrivelse av lokalitetene

I 2022 ble det foretatt systematiske undersøkelser på fire helofytt-saltvannssumper i Agder og Trøndelag (**Figur 30**). Ingen av lokalitetene som ble undersøkt i 2022 er registrert i Naturbase. Innerst i Nørholmkilen (Agder) er det registrert «Strandeng og strandsump», men dette er lenger inn enn lokaliteten vi var på.

Nørholmkilen (Agder)

Denne helofytt-sumpen ble også undersøkt i 2021. Den er lokalisert i Nørholmkilen, rett sør for utløpet av en liten bekk. Utenfor sumpen er det grunn og nesten flat mudderbunn med noe sandinnblanding. Det ble observert ålegras på andre siden av kilen som fremsto frisk og fin uten mye påvekst. Saltholdigheten var 26,3-26,8. Takrør var dominerende helofytt, men det var også andre arter til stede (**Figur 30**). I nord dominerte takrør, etterfulgt av blanding av takrør og havsivaks. Deretter fulgte et lenger strekke dominert av takrør, mens søndre del besto av havsivaks (iblandet noe flatsiv). I overgangen mellom takrør og havsivaks var det også noe pollisivaks. Det lå blæretang i sumpens ytterkanter som trolig har drevet dit, men tangen så ut til å leve og var relativt frisk og fin. Matter av grønnalger fløt på overflaten enkelte steder, med små snegler oppå. Det ble også observert små fisk og rester av ålegras. Lokaliteten fremsto som lite eutrofipåvirket. Selve sumpen sto relativt grunt (20-30 cm vanddyb i ytterkant), og var smal (total bredde 8,5-17 m). Om lag 40% av sumpen sto i vannet. I denne sumpen ble det tatt bunnprøver for analyse av fauna inne i både havsivaks- og takrørsbestandene, i tillegg til en prøve fra sedimentbunnen utenfor sumpen (denne prøven ble tatt i 2021).

Reddalsvannet (Agder)

Dette er en høy og tett helofyttsump som strekker seg over et stort område (**Figur 30**). Sumpen besto i hovedsak av takrør, i tillegg ble det observert pollisivaks og dunkjevle. Takrørene sto dypt, det var ca. 1 m dypt ved bestandens ytterkant. Takrørsbestandene hadde en stor utstrekning langs strandlinjen, med hoveddelen ute i vann. Det var ca. 2 meter fra innerkant (mot jorde) til vannkant. Det var ikke mulig å ta seg forsvarlig gjennom sumpen verken fra vann- eller landsiden, så vi fikk ikke målt bredden. Saliniteten var 3,4-3,5. Det luktet H₂S når mudder ble virvlet opp.

Landviksvannet (Agder)

Dette er også en høy og tett helofyttsump som strekker seg over et stort område (**Figur 30**). Bak sumpen var det jorder. Sumpen besto av takrør, og vi observerte ikke noen andre helofytt-arter. Bestandene hadde en stor utstrekning langs strandlinjen, med den største andelen av bestandene på land. Takrørene sto dypt, ca. 2 m, ved bestandens ytterkant. Saliniteten ble målt til 13,5-13,8. Det luktet av H₂S når mudder ble virvlet opp.

Mellomkilen (Agder)

Dette er en smal sump i en svært grunn kile, bestående av takrør, med skog av svartor bak (**Figur 30**). Saliniteten var 6,1-6,2. Ytre bestand sto på om lag 70-100 cm vanddyb. Sumpen var såpass smal og til dels grunn, så det var mulig å krysse gjennom for å måle sumpens bredde. Om lag ¾ av sumpen sto i vann (3,4-4 m bredde i vann og 4,7-5,3 m bredde totalt). I denne sumpen ble det tatt bunnprøver for analyse av fauna.

I tillegg ble det foretatt noe mer begrensede undersøkelser i takrørsbestander ved Songevann og Nævestadfjorden i Tvedestrand (Agder). I disse sumpene ble det tatt bunnprøver for analyse av fauna.



Figur 30. Bilder fra de fire helofytt-saltvannssumpene som ble undersøkt i Agder i 2022.

Hjellosen (Steinkjer), Trøndelag:

Dette er en stor grunn bukt med mange bestander bestående av takrør (**Figur 31**). Mellom flere av bestandene gikk det små ferskvannsutløp fra land og ut i sjøen. Vi målte salinitet i overflaten til 14,4-17,3. I bakgrunnen var det små skogholt og kornåkre. På mudderflaten vokste det blæretang, noe grisetang og småhavgras. Det ble observert levende blåskjell og spredte funn av vanlig strandsnegl på blottlagt bunn, hauger etter fjæremark *Arenicola*, hull etter *Mya*, hjerteskjell, samt *Nereis* med gravespor. I denne sumpen ble det tatt bunnprøver for analyse av fauna både inne i og utenfor helofyttvegetasjonen.

Lønnemsleira (Børgin/Borgenfjorden), Trøndelag:

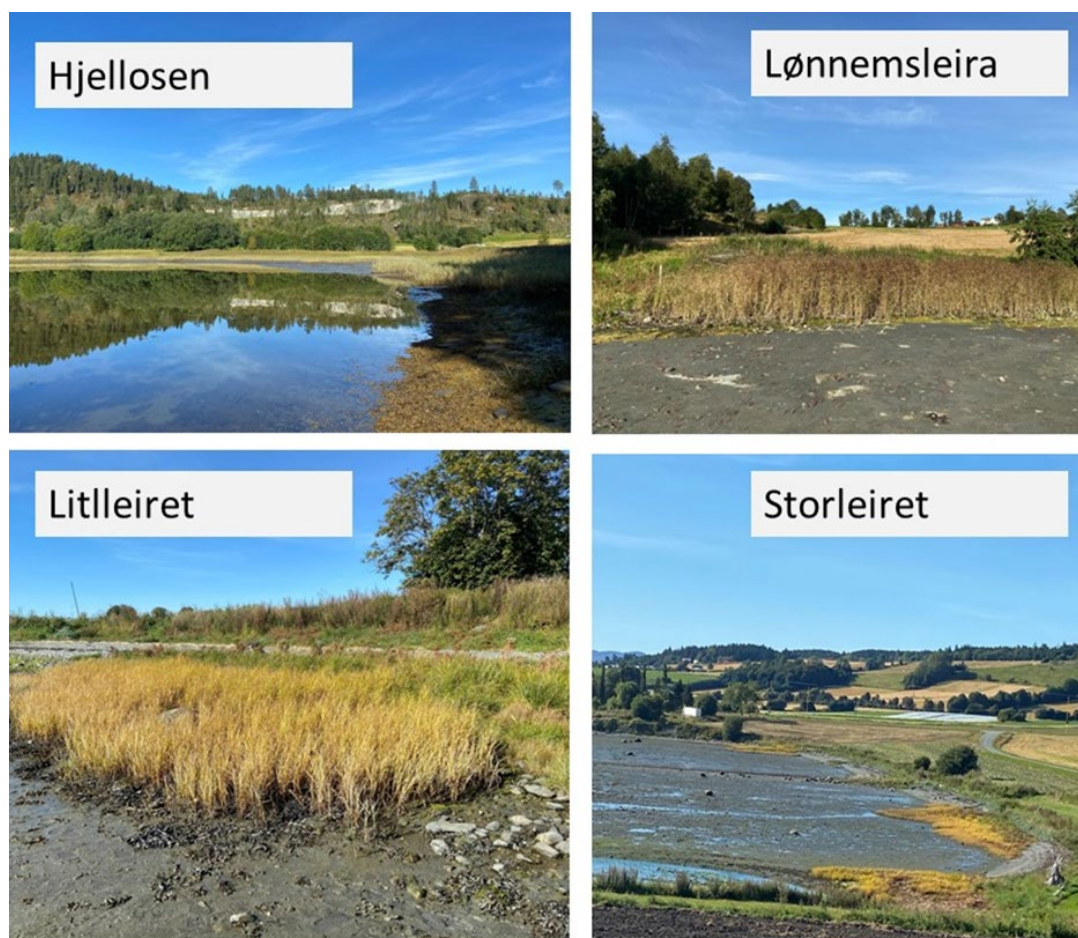
Her var det kun to små bestander med takrør innerst i en stor og grunn bukt (**Figur 31**). Ellers ble det observert strandeng rundt store deler av bukten. Det ble observert spredte forekomster av pollsvaks inne blant takrørene. Det ble observert søppel inne i sumpen, og vond lukt. Saliniteten ble målt i overflaten ved ca. 1 m dyp, til 22,4. I denne sumpen ble det ikke tatt bunnprøver for analyse av fauna.

Littleiret, Frosta

Det ble observert to bestander av havsvaks innerst i en liten, grunn bukt, i nærheten av et lite ferskvannstilsig (**Figur 31**). Substrat var leire med stein og grus. Ytterst i bukta var det steiner som dannet en slags barriere mot sjøen på utsiden, og ved lavvann dannet det seg en liten lagune som var delvis adskilt fra sjøen utenfor. I denne sumpen ble det tatt bunnprøver for analyse av fauna både inne i og utenfor helofytt-vegetasjonen.

Storleiret, Frosta

Her ble én bestand av totalt tre havsvaksbestander innerst i en grunn bukt undersøkt. Vegetasjonen var noe på hell, så tidspunktet var ikke optimalt for registrering av egenskaper knyttet til naturmangfold. Substratet var leire med stein og grus. Saliniteten var 22,8. I denne sumpen ble det tatt bunnprøver for analyse av fauna både inne i og utenfor helofytt-vegetasjonen.



Figur 31. Bilder fra de fire helofytt-saltvannssumpene som ble undersøkt i Trøndelag i 2022.

3.3.1 Kartleggingsmetodikk

Arealutbredelsen til helofytt-saltvannssumper varierer svært mye fra bestand til bestand. I årets undersøkelser i Agder fokuserte vi på å måle bredden på bestandene, samt estimere hvor stor andel av bestandene som står i vann og i sjø. For sumpene i Trøndelag som blir totalt tørrlagt ved lavvann utførte vi vannstandsmålinger (ved bruk av nivelleringskikkert) for å bestemme vannstands nivå ved helofytt-sumpenes yttergrense. Arealutbredelsen har blitt grovt estimert i etterkant ved hjelp av flyfoto (Norge i bilder), og/eller ved hjelp av geografiske koordinater tatt i felt. Det er store forskjeller i helofytt-bestandenes areal, med takrørssumpene i Reddalsvannet og Landviksvannet (Agder) som de klart største (**Tabell 13**). Disse takrørsbestandene er i tillegg del av et enda større sumpområde som strekker seg utover det estimerte arealet. Vi avgrenset arealutbredelsen til å omfatte den delen av sumpen som vi gjorde faktiske målinger i og som ble naturlig avgrenset av brygger eller andre strukturer. Takrørssumpene i Reddalsvannet og Landviksvannet var også de bredeste av de undersøkte sumpene. Generelt var takrørsbestandene både bredere og lengre enn bestandene av havsivaks, og hadde følgelig større areal (**Tabell 13** og **Tabell 14**). I Bekkby m.fl. (2022) foreslås følgende 3-delning av arealutbredelse: 1) små forekomster, 2) middels store og 3) store forekomster. Størrelseskategoriene er foreløpig uten nærmere presisering, men vi har gjort et forsøk på å tilegne de undersøkte sumpene til én av disse tre kategoriene (**Tabell 13** og **Tabell 14**).

Tabell 13. Egenskaper til helofytt-saltvannssump i Agder, oppgitt som middelveier. Areal for Reddalsvannet og Landviksvannet er estimert på grunnlag av arealfunksjonen til Norge i bilder. De øvrige arealene er beregnet på grunnlag av målt bredde og estimert lengde (sistnevnte fra Norge i bilder og/eller GPS-koordinater fra felt). Andelen sump på land og i sjø er målt i felt for alle sumpene med unntak av Landviksvannet, hvor denne andelen er estimert på grunnlag av koordinater tatt i felt.

	Reddalsvannet	Mellomkilen	Landviksvannet	Nørholmkilen (takrør)	Nørholmkilen (havsivaks)
Dominerende helofytt	Takrør	Takrør	Takrør	Takrør	Havsivaks
Salinitet	3,4	6,2	13,6	26,6	
Vanddyb ved ytterkant av bestand (cm)	93	93,5	177,7	22,5	16
Vanddyb ved ytterste strå (cm)	138,0	140,0	190,0	30,7	29
Bredde totalt, m	37,6*	5,0	32*	15	8,5
Bredde i vann, m	33,2*	3,75	15,4*	4,5	2,8
Andel av sumpens bredde i vann, m	88%	75%	48%	30%	33%
Lengdeutstrekning, m		83		113	12
Totalt areal, m ² *	22 000	400	9200	1700	100
Størrelseskategori	Stor forekomst	Middels stor forekomst	Stor forekomst	Middels stor forekomst	Liten forekomst

Tabell 14. Egenskaper til makrohelofyttbestander i Trøndelag (takrør) oppgitt som middelveier. Bestandens totale areal i Hjellosen er estimert på grunnlag av arealfunksjonen til [Norge i bilder](#). De øvrige sumpene var ikke mulig å avgrense mot strandeng, men et grovt estimat er gitt på bakgrunn av feltobservasjoner og GPS-koordinater.

	Hjellosen	Lønnemsleira	Littleiret	Storleiret
Dominerende helofytt	Takrør	Takrør	Havsivaks	Havsivaks
Salinitet	14,4-17,3	22,4	22,8	22,8
Vanndyp ved ytterkant av bestand (cm)*	0	0	0	0
Vanndyp ved ytterste strå (cm)*	0	0	0	0
Vannstands nivå yttergrensen (cm over sjøkartnull)	204-234	Ikke målt	185,5	Ikke målt
Bredde totalt, m	26	6,4	9,4	10,4
Total areal, m ²	3000	<100	<200	<200
Størrelseskategori	Middels stor forekomst	Liten forekomst	Liten forekomst	Liten forekomst

* Alle bestandene sto fullstendig tørrlagt ved tidspunkt for undersøkelsen. Måling av vannstands nivå ble gjennomført for å beregne hvor høyt over sjøkartnull bestandenes yttergrense går.

Hvor dypt vokser helofytt-saltvannssump?

I ferskvann vokser takrør ned til rundt 2 m dyp (Rinde m.fl. 2022). Ved lokalitetene i indre Oslofjord og ved Grimstad som ble undersøkt i 2021 vokste takrør ned til maks 25-30 cm dyp, mens havsivaksbeltet gikk ned til 10-15 cm dyp. Basert på undersøkelsene av disse fire lokalitetene ble det fremsatt en teori om at sumpdelen av helofytt-saltvannssump (dvs. delen som står i vann) kun har en helt marginal utbredelse (Rinde m.fl. 2022). Sumpene som ble undersøkt i 2022 viste imidlertid et litt annet bilde. På brakkvannslokalitetene i Reddalsvannet (salinitet 3,4), Mellomkilen (salinitet 6,2) og Landviksvannet (salinitet 13,6) gikk takrør ned til 1-2 m dyp (**Tabell 13**). På den mer marine lokaliteten Nørholmkilen (salinitet 26,6) vokste derimot takrør og havsivaks ned til omkring 30 cm dyp (dette er samme lokalitet som ble undersøkt i 2021). På brakkvannslokalitetene med lavest salinitet (Reddalsvannet og Mellomkilen) utgjorde delen som sto sjø 75-88 % av bredden, mens i Landviksvannet utgjorde sjødelen 48 % (**Tabell 13**). På den marine lokaliteten utgjorde denne delen 30-33 %. Resultatene antyder på at saliniteten har betydning for hvor dypt i vannet helofyttene vokser, samt hvor stor del av bestanden som vokser i sjø.

Vannstands nivå:

Yttergrensen for helofyttbestandene i Hjellosen ble målt til 202-234 cm over sjøkartnull. Dette tilsvarer et nivå litt over middelvann, men under middel nipp høyvann. Det vil i praksis si at ytterdelen av helofyttbestanden overskylls ved hver flo. Tørrleggingsvarigheten blir grovt regnet 55-60 % av tiden.

Yttergrensen for helofyttbestandene i Littleiret ble målt til 185,5 cm over sjøkartnull, mens innergrensen ble målt til 279,5 cm over sjøkartnull. Dette betyr at helofyttenes yttergrense ligger litt over middelvann, men under middel nipp høyvann, og området er noe mer tørrlagt enn oversvømt (tørrleggingsvarighet omtrent som i Hjellosen). Innergrensen ligger over middel høyvann, men rett under middel spring høyvann. Det vil si at helofyttene nærmest land ikke oversvømmes ved

gjennomsnittlig høyvann, men vil oversvømmes ved høyvann omkring ny- eller fullmåne, da tidevannsamplituden er maksimal og høyvannet er høyere enn ellers.

Yttergrensene for disse to forekomstene i Trøndelag ligger altså noe høyere opp i stranden sammenlignet med undersøkte forekomster i Agder. I Nørholmkilen ved Grimstad ble yttergrensen målt til å være 38 cm over sjøkartnull, som faller sammen med spring lavvann og som gir en tørrleggingsvarighet på 18 %. Indre grense er 83 cm over sjøkartnull, som er over spring høyvann. Det vil si at de ytterste stråene tørrfaller i snitt noen dager per måned, mens hele forekomsten overskylls minst en, helst flere ganger per år når det inntreffer perioder med høy vannstand.

3.3.2 Lokalitetskvalitetskriterier

Bekkby m.fl. (2022) har lagt frem forslag for lokalitetskvalitetskriterier for helofytt-saltvannssump. Som primærvariable for **naturmangfold** foreslås:

- Mengde habitatspesifikke arter
- Tettheten av helofytter
- Arealutbredelse (se avsnitt 3.3.1)

Som sekundærvariabel foreslås dokumentert tilstedeværelse av truede arter.

I årets undersøkelse har vi i hovedsak målt de samme parameterne som i 2021 (Rinde m.fl. 2022). I tillegg til primærvariablene nevnt ovenfor har vi også målt andre parametere som antas å kunne ha betydning for artsmangfold, som salinitet, bestandsbredde på land og i sjø, og hvor høyt i sumpen vannet står ved middelvannstand (se 3.3.1). Vi har også foretatt undersøkelser i både tidevannspåvirkede områder (Trøndelag) og ikke-tidevannspåvirkede områder (Agder).

Mengde av habitatspesifikke arter

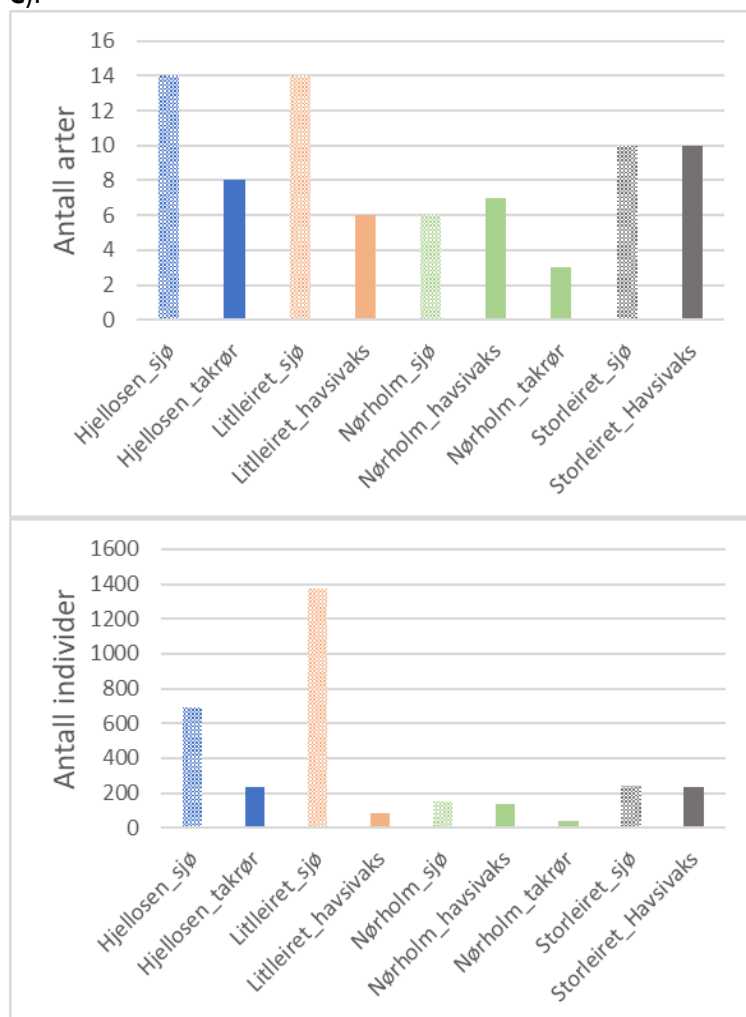
Det foreligger lite data for biologisk mangfold av fauna i helofytt-saltvannssumper. Tidligere resultater viser at bunndyrsamfunn inne i sumpene består av arter som også er vanlige på grunn mudderbunn uten vegetasjon (Rinde m.fl. 2022). Datagrunnlaget i Rinde m.fl. (2022) var imidlertid for svakt til å konkludere om eventuelle forskjeller i faunasamfunnet i og utenfor sumpene.

I 2022 tok vi bunnprøver fra helofytt-sumper med variasjon i både habitatdannende art (takrør og havsivaks), salinitet, arealutbredelse og bestandsbredde. Vi tok også prøver i ren sedimentbunn rett utenfor sumpene for å sammenligne med artssammensetningen inne i sumpene. Resultatene bekrefter at bunndyrsamfunnet inne i sumpene i hovedsak består av arter som er vanlige på grunn sedimentbunn. Det ble registrert totalt 35 taxa, og de dominerende dyregruppene var leddormer (flerbørstemark og fåbørstemark), krepsdyr og bløtdyr (snegler og muslinger). Fullstendig artslistene er vist i **Vedlegg C**.

For to av lokalitetene i Trøndelag (Hjellosen og Litleiret) var det høyere artsrikhet og individtetthet utenfor sumpen sammenlignet med inni (**Figur 32**). For den tredje lokaliteten i Trøndelag (Storleiret) var det lik artsrikhet og individtetthet. For lokaliteten i Agder (Nørholmkilen) var det høyere artsrikhet og individtetthet utenfor sumpen og inni sump bestående av havsivaks, sammenlignet med inni sump bestående av takrør. Resultatene kan tyde på at det generelt er høyere artsrikhet og individtetthet på ren sedimentbunn uten vegetasjon enn inne i helofytt-saltvannssump, men det er behov for mer data for å bekrefte eller avkrefte dette.

Noen arter, som fåbørstemarkene *Baltidrilus costatus* og Enchytraeidae, synes å ha høyere tetthet inne i helofyttsumpene enn utenfor. Fåbørstemarken *Tubificoides benedii*, sneglen *Peringia ulvae* og

muslingen *Tellina tenuis* hadde derimot lavere tetthet inne i helofyttsumpene enn utenfor (**Vedlegg C**).



Figur 32. Antall arter og individer som er funnet i bunnprøver tatt inne i undersøkte helofytt-saltvannssumper (heldekkende farger) og på sedimentbunn rett utenfor sumpen (skravert) på tre lokaliteter i Agder og én i Trøndelag.

Relasjon bunndyrsamfunn og foreslåtte variable

På sikt kan artslistene for bunndyr som lever inne i sumpene gi en indikasjon på i hvilken grad tetthet av helofytter og arealutbredelse av sumpene kan relateres til naturmangfoldet i sedimentet. Men foreløpig er ikke dataene tilstrekkelige for å kunne analysere forholdet mellom artssamfunnet og disse variablene. Faunadataene er også for mangelfulle til å kategorisere mangfoldet til kategoriene «lite», «moderat» og «stort», men gir likefullt et verdifullt bidrag til kunnskap om det assosierte artsmangfoldet i helofytt-saltvannssumper i Norge. Dataene vil også benyttes i videreutvikling av NiN, og til å evaluere grunnlaget for å skille ut helofytt-saltvannssump som en egen hovedtype. Epifauna (dyr som lever på sedimentoverflaten), påvekstarter (for eksempel dyr som sitter på stengler av helofyttene og mobile dyr som strandreker, krabber, og småfisk) ble ikke systematisk registrert i 2022-undersøkelsene.

Tettheten av helofytter

Tetthet av helofytter er blitt målt gjennom parametere som strålelengder og stråtetthet i sumpen (**Tabell 15**). Havsivaks i de undersøkte bestandene i Agder hadde betydelig lavere stråhøyde, men med høyere stråtetthet enn takrør. Stråtetthet kan ha betydning for artsmangfoldet i sumpen, og dersom forskjellen i stråtetthet mellom takrør og havsivaks er konsekvent, kan dominerende helofyttart benyttes som variabel fremfor stråtetthet, siden sistnevnte er noe tidkrevende å registrere i felt. I Trøndelag var det liten forskjell i stråtetthet for takrør og havsivaks.

Tabell 15. Egenskaper ved helofytt-saltvannsump relatert til primærvariabelen «Tetthet av helofytter», ved bruk av parametere som strålelengde og stråtetthet. Tallene er oppgitt som middelerverdier og standardavvik.

	Lokaliteter i Agder (lite tidevannspåvirkning)				
	Reddalsvannet	Mellomkilen	Landviksvannet	Nørholmkilen	
Dominerende helofytt	Takrør	Takrør	Takrør	Takrør	Havsivaks
Salinitet	3,4	6,2	13,6	26,6	
Strålelengder (cm), årets strå	220 (± 55)	272 (± 42)	315 (± 39)	130 (± 57)	102 (± 28)
Tetthet 20x20 cm, (antall årets + fjorårets strå)	13 (± 5)	10 (± 3)	9 (± 2)	24 (± 10)	45 (± 24)
	Lokaliteter i Trøndelag (stor tidevannspåvirkning)				
	Hjellosen	Lønnemsleira	Littleiret	Storleiret	
Dominerende helofytt	Takrør	Takrør	Havsivaks	Havsivaks	
Salinitet	14,4-17,3	22,4	22,8	22,8	
Strålelengder (cm)	130 (± 31)	177 (± 16)	71 (± 9)	57 (± 22)	
Tetthet 20x20 cm (antall strå)	21 (± 5)	14 (± 5)	24 (± 6)	26 (± 6)	

Som primærvariable for **tilstand** foreslås:

- Grad av menneskelig påvirkning
- Mengde fintrådige alger
- Mengde fremmede arter

Grad av menneskelig påvirkning sier noe om hvor intakt saltvannssumpen er, og inkluderer bygging av brygger, båthavner, moloer, og andre menneskelige aktiviteter. Upåvirkede forekomster antas å ha bedre tilstand enn forekomster utsatt for menneskelig påvirkning (Bekkby m.fl. 2022). Utbygging som brygger ol. ble kun observert i Landviksvannet og Reddalsvannet. På flere av lokalitetene var det dyrket mark rett bak sumpen, noe som kanskje kan begrense sumpens utbredelse mot landsiden. Det mangler kunnskap om hvordan menneskelig aktivitet påvirker funksjon og artssammensetning i helofytt-saltvannsump. Som et første steg bør det derfor kartlegges grad av menneskelig påvirkning (f.eks. brygger, vannkvalitet osv.), før man i neste trinn eventuelt kan relatere disse til funksjon og artssammensetning.

Som sekundærvariable foreslås at betydelig mengde sedimentering/tildekking justerer tilstanden ned et trinn. Variabelen kan justeres fra god til moderat tilstand ved tilstedeværelse av betydelige

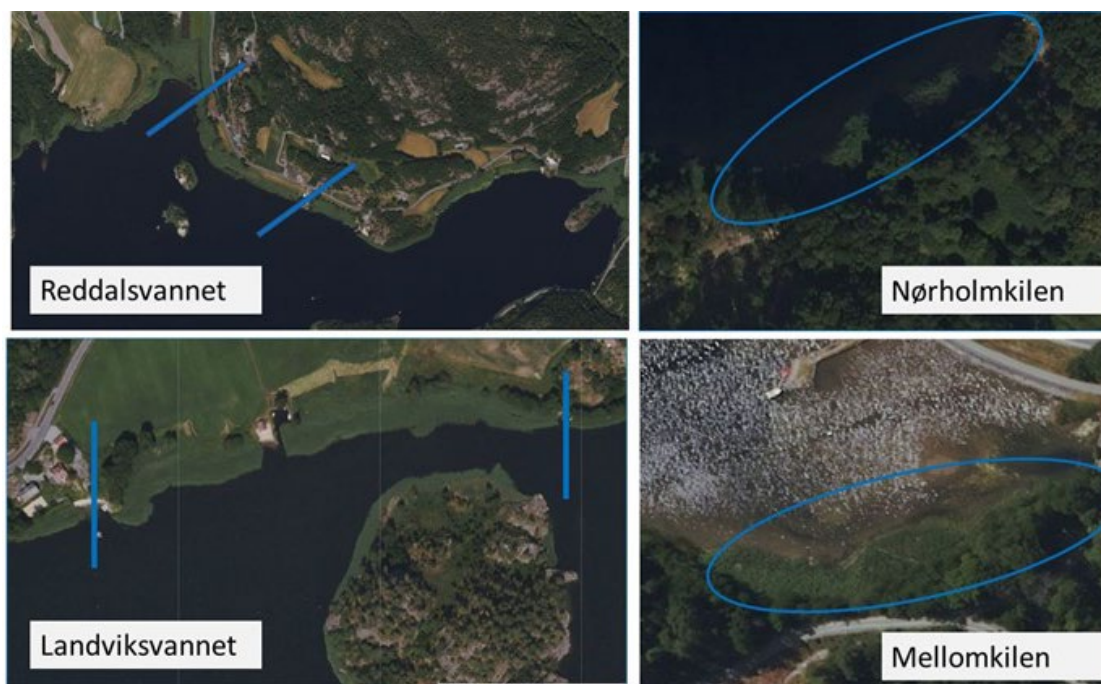
mengder søppel og andre løse gjenstander (Bekkby m.fl. 2022). Det ble ikke observert betydelig mengde sedimentering, men søppel ble registrert i noen av sumpene.

Det er usikkert hvor relevant variabelen «Mengde fintrådige alger» er for tilstanden i helofytt-saltvannssump. Fintrådige alger, eller «lurv», ble ikke observert i noen av sumpene som ble undersøkt. I tidevannspåvirkede områder som Trøndelag er trolig tørrleggingstiden for lang til at slike alger vil utgjøre en påvirkning. I flere av sumpene i Agder ble det observert H₂S-lukt i sedimentet, noe som indikerer oksygenfattige forhold. Dette skyldes høyt organisk innhold (i kombinasjon med stillestående vann), men kilden til det organiske materialet er ukjent. Dette kan være lurv, men også materiale fra den bestandsdannende vegetasjoner og sedimentert materiale fra vannmassene. Kanskje hadde H₂S i sedimentet vært en bedre variabel, da vi vet at dette normalt vil påvirke den assosierte fauna negativt. Imidlertid vil forekomst av H₂S være naturlig i helofytt-saltvannssumper som fungerer som akkumulasjonsområder for organisk materiale.

3.3.3 Beskrivelse av naturtypen og forslag til metodikk

I Rinde m.fl. (2022) foreslås det at helofytt-saltvannssump avgrenses mot andre marine naturtyper (som grunn bløtbunn) ut fra definisjonen om minst 25 % dekning av makrohelofytter, og mot terrestre naturtyper (som strandeng) ut fra forekomst av bestandsdannende makrohelofytter. Naturtypen skal altså ikke avgrenses utfra vannlinjen, men kartlegges som én enhet uavhengig om vegetasjonen står i vann eller ikke. Dette er også i henhold til NiN2.2 (Halvorsen m.fl. 2016), og understøttes av våre undersøkelser i 2022. Helofytt-saltvannssump danner som oftest tette bestander av kun én eller to arter, så avgrensingen mot terrestre naturtyper er relativt enkel å gjøre i felt. Det kan derimot være mer utfordrende å gjøre dette vha. flyfoto, da det kan være vanskelig å skille ulike vegetasjonstyper fra hverandre. Kanskje kan dette gjøres maskinelt og ved bruk av maskinlæring. Avgrensningen mot marine naturtyper som grunn bløtbunn er enkel å gjøre både i felt og ved flyfoto, da bestandene vi har besøkt har en tydelig grense for hvor vegetasjonen slutter og det går over i ren sedimentbunn (**Figur 30** og **Figur 31**).

Det finnes ingen etablert metodikk for kartlegging og avgrensing av helofytt-saltvannssump, utover det som er foreslått i Rinde m.fl. (2022). Kartlegging av helofytt-saltvannssump i tidevannspåvirkede områder kan enkelt gjennomføres ved lavvann, siden sumpen da er tørrlagt. Dette vil imidlertid være tidkrevende i store sumper. Enkelte av sumpene i Sør-Norge er mer utfordrende å kartlegge i felt, dersom de står i dypt vann og ikke tørrlegges ved lavvann. Det var vanskelig og til dels risikabelt å bevege seg inne i noen av sumpene. Kartlegging og avgrensning ved bruk av droner, flyfoto eller satellittfoto fremstår som den mest hensiktsmessige metoden, og naturtypen fremstår som egnet til dette siden det meste av vegetasjonen er over vann, og hovedsakelig består av en eller to arter. Det er imidlertid utfordringer også knyttet til dette. Ved bruk av flyfoto (f.eks. Norge i bilder) kan dårlig bildekvalitet gjøre avgrensningen vanskelig (se eksemplene fra Nørholmkilen og Mellomkilen, **Figur 33**). Men også med bilder av god kvalitet (som for Reddalsvannet og Landviksvannet, kan det være vanskelig å avgrense helofytt-bestandene mot annen vegetasjon på landsiden (**Figur 33**)).



Figur 33. Eksempler på flyfoto av helofytt-saltvannssumper i Agder (hentet fra Norge i bilder). Blå streker i bildene til venstre viser avgrensningen for bestanden som ble undersøkt i felt og grense for estimat av arealutbredelsen. Sirklene på bildene til høyre indikerer plassering av helofytt-sumpene, og illustrerer hvordan ulik bildekvalitet påvirker muligheten til å bestemme arealutbredelse ved bruk av flyfoto.

3.4 Ålegrasenger

3.4.1 Endringer i utbredelse og tilstand til ålegrasenger i ytre Oslofjord

Av de 13 ålegrasengene som ble re-kartlagt i 2022 har fire økt i størrelse og ni har fått redusert utbredelse. Blant engene med redusert utbredelse har to så godt som forsvunnet og én er helt borte (Tabell 16).

Tabell 16. Ålegrasengene undersøkt i juni 2022, og arealet til engene (målt i GIS). Tabellen viser når forrige kartlegging ble utført, og hvor stort areal (målt i GIS) ålegrasengene hadde da. Blå skravering viser ålegrasenger som har økt i areal, gul skravering viser enger som har krympet i areal og oransje skravering viser eng som har forsvunnet.

Område	Sist kartlagt	Areal målt i GIS ved forrige kartlegging	Areal målt i GIS i 2022	Endring i areal (målt i GIS)
Verket	Sept-Okt. 2008	43 002 m ^{2*}	67 951 m ^{2**}	24 949 m ²
Gåsø	Okt. 2008	60 466 m ²	85 255 m ²	24 789 m ²
Evjesundet	Okt. 2009	104 689 m ^{2***}	124 919 m ²	20 230 m ²
Bjørkesund	Des. 2009	400 919 m ²	414 808 m ²	13 889 m ²
Langøy N	Nov. 2009	116 830 m ²	126 866 m ²	10 036 m ²
Jomfruland innsiden V	Nov. 2010	60 972 m ²	52 368 m ²	-8 604 m ²
Reierbukta øst	Nov. 2009	45 273 m ²	36 348 m ²	-8 925 m ²
Reierbukta vest	Okt. 2009	9 045 m ²	< 5 m ²	-9 040 m ²
Neskilen	Okt. 2008	60 301 m ²	36 687 m ²	-23 614 m ²
Ørekroken	Okt. 2008	56 378 m ²	< 10 m ²	-56 368 m ²
Sandøsund	Okt. 2008	124 063 m ²	62 638 m ²	-67 326 m ²
Krukepynten****	Okt. 2008	5 901 m ²		
Stråholmen	Nov. 2010	136 722 m ²	3 932 m ^{2*****}	-132 790 m ²
Brattestø	Okt. 2008	18 075 m ²	0	-18 075 m ²

*Arealet for ålegrasengen(e) i Verket 2008 er summen av arealet for fem ålegrasenger (Verket 2-6) registrert i området i Naturbasen

** Arealet for ålegrasengen(e) i Verket er summen av arealet for fem ålegrasenger registrert i området i 2022

***Arealet for ålegrasengen i Evjesundet er summen av arealet av tre ålegrasenger registrert i området i Naturbasen

****Ålegrasengen i Sandøsund dekket i 2022 også ålegrasengen Krukepynten

*****Hele den tidligere kartlagte ålegrasenga ved Stråholmen ble ikke undersøkt, så det er mulig det er større forekomster av ålegras i området enn det som ble registrert i 2022.

Ved Stråholmen ble det kun tatt punkter innerst i bukta, og hele den tidligere kartlagte ålegrasenga ble ikke undersøkt (Vedlegg D). Det er derfor mulig det fremdeles er større forekomster av ålegras i området enn det ble kartlagt i 2022.

I Naturbasen (<https://kart.naturbase.no>) er åtte ulike ålegrasforekomster registrert på lokaliteten (Verket 1-8), og to forekomster (Verket stor, Verket liten) hvor det ikke er registrert ålegrasenger, men tette forekomster av den løstliggende formen av rødalgen svartkluft (*Furcellaria lumbricalis* f. *aegagropila*) (Figur 34). Det ble da foreslått å etablere en egen utforming for blandingsenger av ålegras og tang (I1105, Bekkby m.fl. 2012), som gjerne er grunne, steinete bløtbunnsområder, med flekkvise forekomster av ålegras mellom stein med tang. Dette ble ikke fulgt opp videre i Nasjonalt program. Registreringene er fra 2008. I 2022 ble det registrert fem ålegrasforekomster i Verket, med et samlet areal på 67 951 m². Det var vanskelig å avgrense engene da det var flekkvise forekomster av ålegras og flere områder (< 50 m) uten registrert ålegras mellom flekkene. Det er også mudrete felter ved de registrerte ålegrasforekomstene. Det er mulig at noen av de registrerte engene egentlig

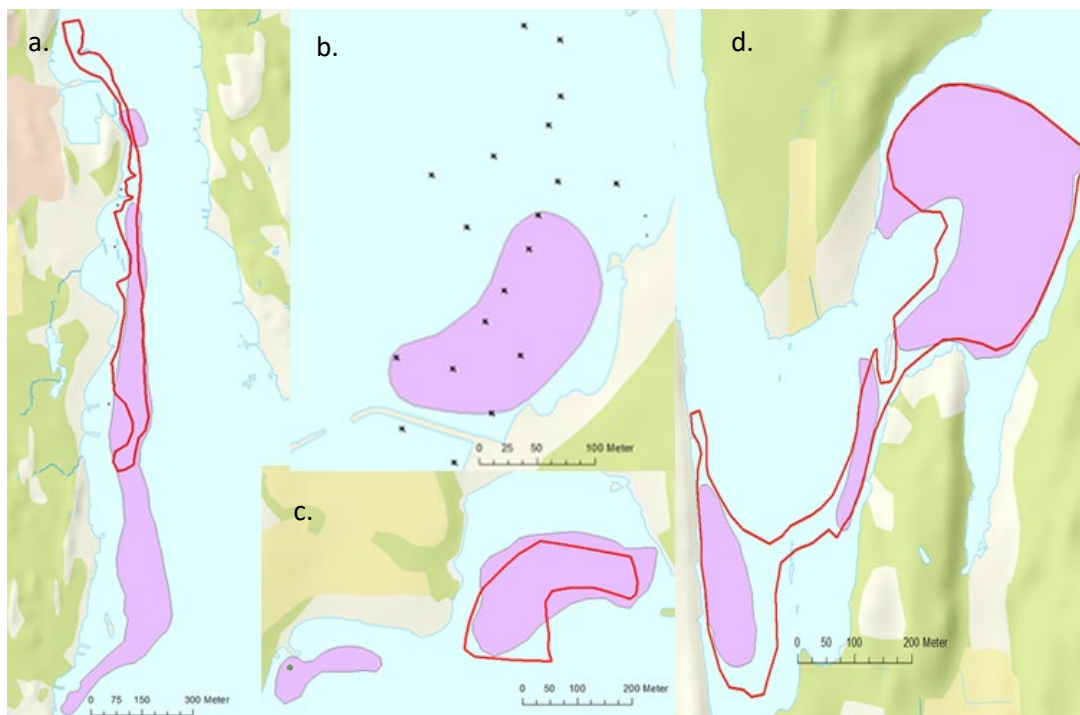
skal slås sammen. Ved sammenlikning av areal for de re-kartlagte engene på Verket med arealet til engene kartlagt i 2022, har vi benyttet det summerte arealet til engene kalt Verket 2-6, i 2008, dvs. 43 002 m². Det ble også i 2022 registrert områder med store forekomster av løstliggende svartkluft (**Figur 34**). Ålegrasenga ved Sandøsund har flyttet seg nordover (**Figur 35a**) og blitt redusert i størrelse. Den har forsvunnet i sørenden, men dekker nå den tidligere kartlagte enga Krukepynten.

I Reierbukta, ved Jeløya, har ålegrasenga i Reierbukta øst krympet noe, mens ålegrasenga i Reierbukta vest har så godt som forsvunnet (**Figur 35c**). Det ble kun registrert en liten flekk med ålegras på 1,3 m dyp. I Evjesundet er det i Naturbasen registrert tre separate ålegrasenger. I 2022 ble disse registrert som ei stor ålegraseng (**Figur 35d**).

I Ørekroken og ved Brattestø, på Hvaler, ble det i 2008 registrert to små ålegrasenger med flekkvise forekomster av ålegras. I 2022 ble det ikke registrert ålegras ved Brattestø (**Figur 35b**), og kun ett par spredte flekker med ålegras (samlet areal på <10 m²) i Ørekroken.



Figur 34. Endringer i utbredelse av ålegrasenger i Verket ved Svelvik. Lilla skravering viser utbredelsen av ålegrasenger og andre undervassenger kartlagt i 2008. Verket stor og Verket liten omfatter tette forekomster av den løstliggende formen av rødalgen svartkluft. Denne ble inkludert til naturtypen under den foreslåtte utformingen *blandingsenger av ålegras og tang*. Rødt omriss viser utbredelsen av ålegrasengene i 2022. Grønne punkter viser tilstedeværelse av den løstliggende formen av rødalgen svartkluft i 2022.



Figur 35. Endring i utbredelse av fire ålegrasenger. Lilla skravering viser tidligere kartlagte ålegrasenger. Rødt omriss viser utbredelsen av ålegrasengene i 2022. **a.** Sandøsund og Krukepynten kartlagt i 2008 og 2022. **b.** Brattestø kartlagt i 2008 og 2022. x viser punkter undersøkt i 2022 (det ble ikke registrert ålegras på punktene) **c.** Reierbukta vest og Reierbukta øst kartlagt i 2009 og 2022. Grønn sirkel viser den eneste registreringen av ålegras i Reierbukta vest. **d.** Evjesundet kartlagt i 2009 og 2022.

Tilstand

I rapporten fra Rinde m.fl. (2022) ble økologisk tilstand beregnet ved bruk av ålegrasindeksen på tre måter. EQR-verdier ble beregnet for; 1) et utvalg av punktene midt i engene (som er metoden gitt i Veileder 02:2018), 2) basert på alle registrerte punkter og hvor registreringene for mengde løstliggende alger ble benyttet i stedet for mengde påvekstalger, og 3) hvor mengden løstliggende og påvekstalger ble kombinert og verdien med høyest tetthet ble benyttet. Konklusjonen var at «*For at «verste styrer»-prinsippet skal følges, bør registreringer av innslag av trådalger fange opp de store forekomstene som ofte finnes i ytterkanten til engen, og særlig inn mot land. Vurdering av tilstanden 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.*»

I foreliggende rapport er ålegrasengene som ble kartlagt i 2022 tilstandsklassifisert etter ålegrasindeksen slik den er beskrevet i Veileder 02:2018 (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018). Parameterne som inngår i ålegrasindeksen er: Nedre voksedyp (minst 10 % dekningsgrad), tetthet av ålegras og tetthet av filamentøse (trådformete) alger. Ålegrasindeksen er beregnet ut fra 10 punkter i «midten» av hver ålegraseng. Ved re-kartleggingen er det registrert mengde påvekst (av trådformete alger) på ålegraset og mengde omkringliggende trådformete alger rundt ålegraset. For parameteren «tetthet av filamentøse alger» er kun verdiene for påvekst på ålegraset benyttet. I Ørekroken, Reierbukta vest og Brattestø var det ikke tilstrekkelig med ålegras til å beregne økologisk tilstand med ålegrasindeksen.

De fleste av de re-kartlagte ålegrasengene ble sist kartlagt av Havforskningsinstituttet i perioden 2008-2010. Ålegrasengene er ikke tidligere blitt klassifisert med ålegrasindeksen, og da vi ikke har tilgang på punktregistreringene fra HI er det ikke mulig å beregne økologisk tilstand ved forrige kartlegging. Ålegrasengene Verket, Bjørkesund og Reierbukta øst ble sist kartlagt av NIVA, men det ble da ikke registrert forekomst av trådformete alger på/rundt ålegraset, og vi har derfor ikke tilstrekkelig med informasjon til å kunne beregnet økologisk tilstand basert på punktregistreringen gjort ved forrige kartlegging.

Ålegrasengene Stråholmen og Neskilen er i vanntype 1 «Ekspionert kyst». Begge engene har «moderat» økologisk tilstand (**Tabell 17**). Hovedårsaken til den reduserte økologiske tilstanden er et relativt grunt nedre voksedyp (hhv. 3 m og 2,9 m). Referansedyptet for ålegras er > 9 m i vanntype 1 i Skagerrak. I Neskilen ble det også registrert dominerende forekomster av påvekst på ålegraset (**Figur 36**). Påveksten er trolig et kiselalgebelegg på ålegraset som «fanger» sedimentet. I ålegrasindeksen er det parameteren «tetthet av filamentøse alger» som omfatter påvekst på ålegraset. Det er ikke definert hvilke alger som inngår i filamentøse alger, men begrepet benyttes hovedsakelig om makroalger. Kiselalger regnes som mikroalger. Dersom kiselalge/sedimentbelegget regnes som filamentøse alger vil EQR-verdien bli 0,45. Hvis man ikke regner det som filamentøse alger vil EQR-verdien bli 0,6, som er akkurat på grensen mellom «moderat» og «god» økologisk tilstand. I rapporten til Bekkby m.fl. (2022) er sedimentering/tildekking av slam en egen sekundær tilstandsvariabel. Dvs. at dersom det er betydelig mengde sedimentering/tildekking skal man justere ned tilstanden ett trinn.

Tabell 17. Økologisk tilstand for ålegrasengene kartlagt i 2022 i vanntype 1 «Ekspionert kyst», beregnet fra ålegrasindeksen (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018). Gul farge viser «moderat» økologisk tilstand.

Ålegraseng	Stråholmen	Neskilen
Vannforekomst	Såsteinflaket - Steinrenna	Lera
Vanntype	Ekspionert kyst (S1)	
EQR-verdi	0,47	0,60* 0,45**

*EQR-verdi hvor kiselalge/sedimentpåveksten på ålegraset ikke er inkludert som filamentøse alger i parameteren «tetthet av filamentøse alger»

** EQR-verdi hvor kiselalge/sedimentpåveksten på ålegraset er inkludert som filamentøse alger i parameteren «tetthet av filamentøse alger»



Figur 36. Dominerende grad av påvekst på ålegraset i Neskilen, Hvaler i juni 2022. Påveksten består sannsynligvis av et kiselalgebelegg som har «fanget» sediment mellom filamentene. Under påveksten hadde de fleste ålegrasstråene som ble undersøkt en frisk grønn farge.

Ålegrasengene Langøy N, Reierbukta øst og Evjesundet er i vanntype 2 «Moderat eksponert kyst». Langøy N og Evjesundet har «god» økologisk tilstand, mens Reierbukta øst har «moderat» økologisk tilstand (**Tabell 18**). EQR-verdien for Evjesundet er akkurat på grensen mellom «god» og «svært god» økologisk tilstand. EQR-verdien for Reierbukta øst er akkurat på grensen mellom «moderat» og «god» økologisk tilstand. Årsaken til den reduserte tilstanden i Reierbukta øst er et relativt grunt nedre voksedyp (2,9 m). Referansedyppet for ålegras er > 7 m i vanntype 2 i Skagerrak. Reierbukta øst og Evjesundet ligger i samme vannforekomst (Midtre Oslofjord-øst). Det beregnes da et gjennomsnitt av de to EQR-verdiene som gir en nEQR-verdi for vannforekomsten. Økologisk tilstand for vannforekomsten Midtre Oslofjord-øst er «god».

Tabell 18. Økologisk tilstand for ålegrasengene kartlagt i 2022 i vanntype 2 «Moderat eksponert kyst», beregnet fra ålegrasindeksen (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018). Gul farge viser «moderat» økologisk tilstand. Grønn farge viser «god» økologisk tilstand.

Ålegraseng	Langøy N	Reierbukta øst	Evjesundet
Vannforekomst	Eksefjorden	Midtre Oslofjord-øst	
Vanntype	Moderat eksponert kyst (S2)		
EQR-verdi	0,75	0,6	0,8
nEQR-verdi	0,7		

Ålegrasengene Jomfruland innsiden V, Sandøsund/Krukepynten, Gåsø, Verket og Bjørksund er i vanntype 3 «Beskyttet kyst/fjord». Jomfruland innsiden V, Sandøsund og Krukepynten og Gåsø har «svært god» økologisk tilstand (**Tabell 19**). Bjørksund har «god» økologisk tilstand, mens Verket har «moderat» økologisk tilstand. Årsaken til den reduserte tilstanden ved Verket er et relativt grunt nedre voksedyp (2,8 m). Referansedypet for ålegras er > 5 m i vanntype 3 i Skagerrak. Det ble også registrert vanlig forekomst av påvekstalgler på ålegraset.

I Evjesundet ble det gjort flere registreringer av spredte til dominerende forekomster av sekkyr (*Ciona intestinalis*) voksende på ålegraset (**Figur 37**). Høy forekomst av påvekst av dyr på ålegras omfattes ikke av ålegrasindeksen og er ikke nevnt som en variabel i rapporten fra Bekkby m.fl. (2022).



Figur 37. Sekkyr (*Ciona intestinalis*) på ålegras i Evjesundet, juni 2022.

Tabell 19. Økologisk tilstand for ålegrasengene kartlagt i 2022 i vanntype 3 «Beskyttet kyst/fjord», beregnet fra ålegrasindeksen (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018). Gul farge viser «moderat» økologisk tilstand. Grønn farge viser «god» økologisk tilstand. Blå farge viser «svært god» økologisk tilstand.

Ålegraseng	Jomfruland innsiden V	Sandøsund og Krukepynten	Gåsø	Verket	Bjørksund
Vannforekomst	Jomfrulandsrenna	Sandøsund	Røssundet	Drammensfjorden -ytte	Sandebukta og Langøya*
Vanntype	Beskyttet kyst/fjord (S3)				
EQR-verdi	1	0,95	0,9	0,53	0,7

*Ålegrasenga ligger i to ulike vannforekomster, men begge vannforekomstene har vanntype 3

I Bekkby m.fl. (2022) er forekomst av fremmede arter et forslag til primær tilstandsvariabel. Brunalgen japansk drivtang (*Sargassum muticum*) ble registrert i 6 av 13 ålegrasenger, og det ble gjort ett funn av skjell som trolig er stillehavsøsters (*Crassostrea gigas*) i Ørekroken (**Tabell 20**).

Tabell 20. Observasjoner av fremmede arter i de 13 undersøkte ålegrasengene i 2022. X betyr at arten er registrert.

Område	Japansk drivtang	Stillehavsøsters
Verket		
Gåsø	X	
Evjesundet	X	
Bjørkesund		
Langøy N	X	
Jomfruland innsiden V	X	
Reierbukta øst		
Reierbukta vest		
Neskilen		
Ørekroken		X
Sandøsund/Krukepynten	X	
Stråholmen	X	
Brattestø		

3.4.1 Kartleggingsmetodikk

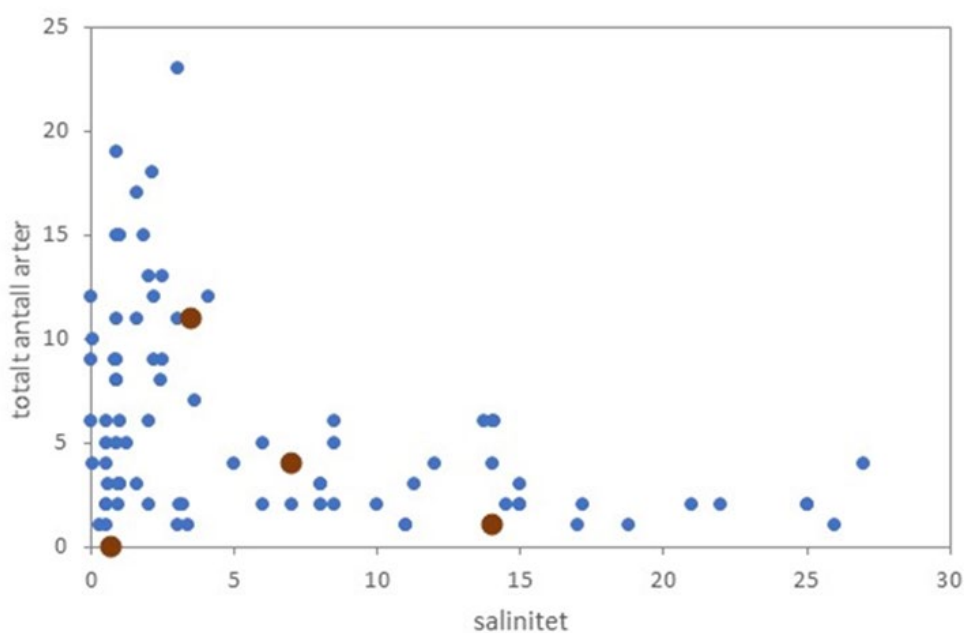
Det er etablert en god metodikk og praksis for kartlegging og avgrensning av ålegrasenger dominert av vanlig ålegras iht. DN-håndbok 19 (DN 2007). Tradisjonelt er det benyttet modellering av mulige ålegraslokaliteter og bruk av gode flyfoto for å identifisere undervannsenger, i tillegg til feltregistreringer for å identifisere eller verifisere forekomster. Det foregår nå testing om ålegras kan kartlegges ved bruk av luftdroner, kombinert med en flåte for ekkoloddregistreringer og undervannsdroner bl.a. i prosjektene Seabee (<https://seabee.no/>) og MASSIMAL (<https://www.facebook.com/MassimalProject>). Registreringer i felt er svært tidkrevende, men er nødvendige for å kunne vurdere tilstanden til ålegrasenger og for å kunne registrere innslag av fremmede eller truede arter.

3.5 Brakkvannsbunn

3.5.1 Undersøkelsene i 2022

Artsrikdom av vannplanter i brakkvannsområder

Salinitet er en av de viktigste miljøfaktorene for variasjoner i artsantall og artsdiversitet i brakkvann. En enkel sammenstilling av tilgjengelige data for vannplanter viser en kraftig nedgang i artsantall når saliniteten overstiger 3-4 promille (**Figur 38**). Ved salinitet lavere enn 3-4 promille finnes både noen typiske brakkvannsarter og arter som er vanligere i ferskvann.



Figur 38. Variasjoner i antall arter av vannplanter langs salinitetsgradienten. NB! De fleste salinitetsmålingene representerer enkeltmålinger, og sier ikke noe om variasjoner over døgn eller år. Områdene undersøkt i 2022 er vist ved brune sirkler, blå sirkler er data fra tidligere undersøkelser og litteratur.

Når saliniteten overstiger 3-4 promille forsvinner de fleste ferskvannsartene og typiske brakkvannsarter dominerer. Blant vannplantene omfatter dette karplanten *Najas marina* og kransalgene *Chara baltica*, *Chara canescens*, *Lamprothamnium papulosum*, *Tolypella nidifica* og *T. normanniana*. I tillegg karplanten *Stuckenia pectinata* og kransalgen *Chara aspera*, som også finnes i ferskvann, men sannsynligvis er vanligere i brakkvann. De fleste av disse artene ser ut til å forsvinne når vannet overstiger 14-15 promille, noen kanskje tidligere. *Ruppia marina* og *R. cirrhosa* inngår også i brakkvannsvegetasjonen, men er sannsynligvis vanligst ved omkring 15 promille og saltere. Her kan også *Zostera* spp. inngå, men disse artene er vanligst i marine områder. Brakkvannsområdene med salinitet ca. 5-15 ser også ut til å være de viktigste lokalitetene for den typiske brakkvannsarten brakkvannsreke *Palaemonetes varians* (Dolmen m.fl. 2004). Eksempler på brakkvannsarter i sterkt og middels brakt vann er vist i **Figur 39** og **Figur 40**.

Vannplanter i lokalitetene undersøkt i 2022

Artsantall og artssammensetning varierer mye mellom de 4 undersøkte lokalitetene (**Tabell 21**). I Reddalsvatn, som ved undersøkelsestidspunktet hadde en stabil salinitet på 3,4-3,5 i alle deler av vannforekomsten, ble det registrert 11 arter. Dette var først og fremst arter som er vanlige i ferskvann, men også stivt havfruegras *Najas marina* ble registrert i små mengder på flere stasjoner. Dette er sannsynligvis en obligat brakkvannsart, dvs. en art som bare vokser i brakkvann og som sannsynligvis ikke tåler ferskt eller salt vann.

I Østerøykilen hvor saliniteten var 6-8 promille ble det registrert 4 arter, dominert av de typiske brakkvannsartene stivt havfruegras *Najas marina* og busttkrans *Chara cf. aspera*, samt busttjønna *Stuckenia pectinata*, som også finnes i ferskvann, men er vanligst i brakkvann.

I Landvikvatn og Gjerstadvatn ble det registrert hhv. 1 og 0 arter. I begge innsjøene fantes det tidligere (inntil 2012, jf. **Tabell 22**) flere arter, bl.a. store mengder stivt havfruegras *Najas marina*,

men i 2022 framstår de som sterkt påvirket av salinitetsendringer eller eutrofiering, evt. en kombinasjon av disse, uten forekomst av *N marina*.

Tabell 21. Vannvegetasjon i Reddalsvatn (RED), Landvikvatn (LAN), Østerøykilen (ØST) og Gjerstadvatn (GJE) i 2022. Forekomst: 1=sjelden, 2=spredt, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende og 5=dominerer lokaliteten. Rødlistestatus iht. Artsdatabanken (2021): EN=sterkt truet, NT=nær truet.

Arter Latinske navn	Norske navn	Innsjøer			
		RED	LAN	ØST	GJE
ISOETIDER					
<i>Elatine hexandra</i> ^{EN}	skaftvejblom	3			
<i>Isoetes echinospora</i>	mjukt brasmegras	2			
ELOEIDER					
<i>Juncus bulbosus</i>	krypsiv	2			
<i>Myriophyllum alterniflorum</i>	tusenblad	3			
<i>Myriophyllum spicatum</i>	akstusenblad	2-3			
<i>Najas marina</i> ^{EN}	stivt havfruegras	2-3		5	
<i>Potamogeton berchtoldii</i>	småttjønnaks	2			
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	hertetjønnaks	2		2	
<i>Ruppia maritima</i>	småhavgras		2		
<i>Stuckenia pectinata</i> ^{NT}	busttjønnaks			4	
NYMPHAEIDER					
<i>Nymphaea alba</i>	hvit nøkkerose	3			
<i>Sparganium</i> sp.		1			
KRANSALGER					
<i>Chara</i> cf. <i>aspera</i> ^{NT}	bustkrans			3	
<i>Nitella</i> cf. <i>opaca</i>	mattglattkrans	3			
Totalt antall arter		11	1	4	0
salinitet		3,5	13,7	7	0,7

Endringer i forekomst av en obligat brakkvannsart; stivt havfruegras – indikasjon på hvor sårbare brakkvannsområder er?

Ifølge artsdatabanken (<https://artskart.artsdatabanken.no/>) har stivt havfruegras vært registrert i totalt 12 vannforekomster. Pr. 2022 er det bare tre sikre lokaliteter med funn av arten, mens den ser ut til å være forsvunnet fra de øvrige (Tabell 22, gir oversikt over lokalitetene med sikre funn av arten basert på gjennomgang av litteratur). To av innsjøene vi undersøkte i 2022, Landvikvannet og Gjerstadvannet, har tidligere hatt store bestander av arten, men den ble ikke registrert i denne undersøkelsen. Landvikvannet ser ut til å være eutrofiert (Solberg m.fl. 2022). Saliniteten er dessuten markert høyere enn tidligere (jfr. Solberg m.fl. 2022 og Dolmen 2004). I Gjerstadvannet er utløpet mot havet forsøkt stengt og saliniteten er muligens redusert de siste årene. Vi har ingen opplysninger om de øvrige lokalitetene hvor stivt havfruegras ser ut til å ha forsvunnet.

Ut fra våre sparsomme feltregistreringer sammenstilt med forekomstdata fra artskart og botanikknett (<http://www.botanikk.no/>) kan det se til at stivt havfruegras er tilpasset brakkvannsområder med middels brakt vann, salinitet kanskje i området (3)5-8, og «stabil» vannstand (kiler, innsjøer ol. uten store tidevannsforskjeller).

Tabell 22. Forekomst av stivt havfruegras *Najas marina* i de undersøkte lokalitetene i 2022.

Fylke	NVE-nr	Lokalitet	Første-siste funn*	kommentar
AA	11374	Østerøykilen	1882-2022	Flotte bestander i 2022
AA	1316	Reddalsvannet	1971-2022	Spredt forekomst i 2022
AA	1315	Landvikvannet	1999-2012	Ikke gjenfunnet i 2015, 2021, 2022. Utgått?
AA	10735	Gjerstadvannet	1894-2012	Ikke gjenfunnet i 2022. Utgått?

*: registrerte funn iht. Artsdatabankens artskart.

3.5.2 Hvor spesielle er brakkvannslokalitetene?

Overgangsområdet mellom ferskvann og sjøvann er et økosystem som tradisjonelt har hatt lite fokus i Norge og kunnskapen om brakkvann er svært begrenset i forhold til det vi vet om limnisk og marine naturtyper. På grunn av store kunnskapshull er brakkvannssystemer lite tilfredsstillende behandlet i NiN. Nåværende inndeling i hovedtyper og grunntyper må derfor betraktes som tentativ, med behov for framtidig revisjon.

Basert på en sammenstilling av våre data fra 2022 med tidligere data, blant annet oversikter fra artskart, tidligere rapporter og egne erfaringer, er det mulig at brakkvann bør skilles ut som egen hovedtypegruppe i NiN, på lik linje med ferskvann og marine områder. Hovedgrunnen til dette er salinitetens betydning for artssammensetning. Naturtypen brakkvannsbunn (med naturenhetene Brakkvannsundervannseng NE-12 og Kransalgebunn NE-13) i marine områder (Bekkby m.fl. 2021) og brakkvannssjø i ferskvann (Velle m.fl. 2021) vil kunne inngå her. Dette må imidlertid baseres på bl.a. GAD-analyser når gode nok data foreligger.

Som en første tilnærming kan man tenke seg å skille ut 3 typer i brakkvann; med omtrentlige grenseverdier: 1) svakt brakkvann, 0,5-3 promille (eventuelt 0,5-5), 2) moderat brakkvann 3(5)-10 promille og 3) sterkt brakkvann 10-18 promille. De fleste brakkvannslokalitetene antas å ha et overflatelag med brakt vann og markert høyere salinitet i dypere områder. Forslaget her gjelder overflatelaget. Grenseverdier mellom typene kan ikke fastsettes før mer data foreligger. Disse områdene omfatter sannsynligvis bare vannforekomster i mer eller mindre avstengte kiler, poller, innsjøer med lange kanaler mot sjøen o.l. Åpne områder innerst fjorder eller åpne kiler, f.eks. Nørholmkilen ser ut til å ha saliniteter på over 18-20 promille.

Brakkvannsdeltaer og estuarier, f.eks. Øra ved utløpet av Glomma, danner sannsynligvis helt spesielle habitater. Her er ferskvannstilførselen såpass stor gjennom hele året at saliniteten kanskje er lavere enn andre åpne områder (f.eks. Bokn 1984, Båtvik m.fl. 2001, 2005, Moy & Walday 1996).

3.5.3 Lokalitetskvalitetskriterier

Dataene fra 2022 indikerer at det biologiske mangfoldet i brakkvannslokaliteter er sterkt avhengig av nivå (og daglige/sesongmessige variasjoner?) av salinitet, og bekrefter således salinitet som en viktig variabel både for naturmangfold og for tilstand. Endringer i salinitet kan skyldes vassdragsreguleringer, men også endringer i ferskvannstilførselen som følge av klimaendringer, jf. økt salinitet i Drammensfjorden pga. sterkt redusert tilførsel fra Drammenselva (Staalstrøm, pers. med.). Brakkvannsområdenes beliggenhet nær kysten gjør dem også svært utsatt for arealendringer, f.eks. utgraving/igjenfylling av kanaler mellom kystvannet og brakkvannsområder innenfor, se Reddalsvatn/Landvikvatn i Agder.

Feltundersøkelsene i 2022 bekrefter forekomst av flere rødlistearter av vannplanter i brakkvannsområdene. Forekomst av arten stivt havfruegras *Najas marina* (sterkt truet EN) i noen av lokalitetene og manglende gjenfunn i andre lokaliteter kan muligens tyde på en svært snever salinitetstoleranse og/eller at den er svært sårbar for andre påvirkninger, f.eks. eutrofiering. Uansett viser feltundersøkelsene at habitatspesifikke arter bør opprettholdes som en viktig variabel for naturmangfold. Ellers viser vi til beskrivelse av vegetasjonstype U2 havgras/tjønnaks-undervannseng i Fremstad (1997).

Vi vil understreke at dette er en svært heterogen naturtype som det vil være utfordrende å fastsette naturmangfold og tilstand til. Imidlertid har feltundersøkelsene i 2022 sammenstilt med tidligere data/kunnskap gitt oss noen nyttige erfaringer og noe mer kunnskap om variasjonene innenfor brakkvannsbunn.

For å kunne vurdere naturmangfold og tilstand i brakkvannsbunn er det imidlertid helt nødvendig med en mer omfattende kartlegging. Kartleggingen må omfatte områder langs ulike gradienter, i forhold til geografi (bredde- og lengdegrad), salinitet, tidevann, sjøtemperatur, næringsinnhold, etc. Det er behov for mer kunnskap for å kunne definere både naturmangfold og tilstand for brakkvannsområder, og hvilke variabler som kan være relevante å kartlegge/måle.

3.5.4 Forslag til kartleggingsmetodikk

Arealutbredelse av undervannseng

Lysforholdene i de fleste brakkvannslokalitetene er sannsynligvis for dårlige til å identifisere undervannsenger ved bruk av flyfoto eller droner. Undervannsdroner kan imidlertid være et alternativ, jfr. testing i ålegrasenger, se kap. 3.4., og utbredelsen identifiseres vha. av modellering etter registrering av indre og ytre grenser.

Artssammensetning

Vi foreslår at det i første omgang fokuseres på kartlegging av vannplanter og bunndyr. Variasjon i vannvegetasjon i forhold til salinitet er vist i våre undersøkelser i 2022. Data fra fauna-undersøkelser i helofytt-sump indikerer at artssammensetningen av bunndyr kan variere med saltholdighet (se kap. 3.3.2). Det bør avklares om endringer i artssammensetning og innslag av henholdsvis ferskvannsarter og marine arter opptrer ved tilsvarende saliniteter for bunndyr som for vannplanter. Vannvegetasjonen som habitat for annen biodiversitet bør også kartlegges (jfr. Christie et al. 2009, 2022).

Brakkvannsområder med salinitet ca. 0,5-10

- Kartlegging av vannvegetasjon tilsvarende slik det gjøres i innsjøer (jfr. Direktoratgruppen vanddirektivet 2018)
- Bunndyr kartlegges tilsvarende det som er gjort i helofyttvegetasjon, se Rinde m.fl. (2022).

Brakkvannsområder med salinitet ca. 10-18

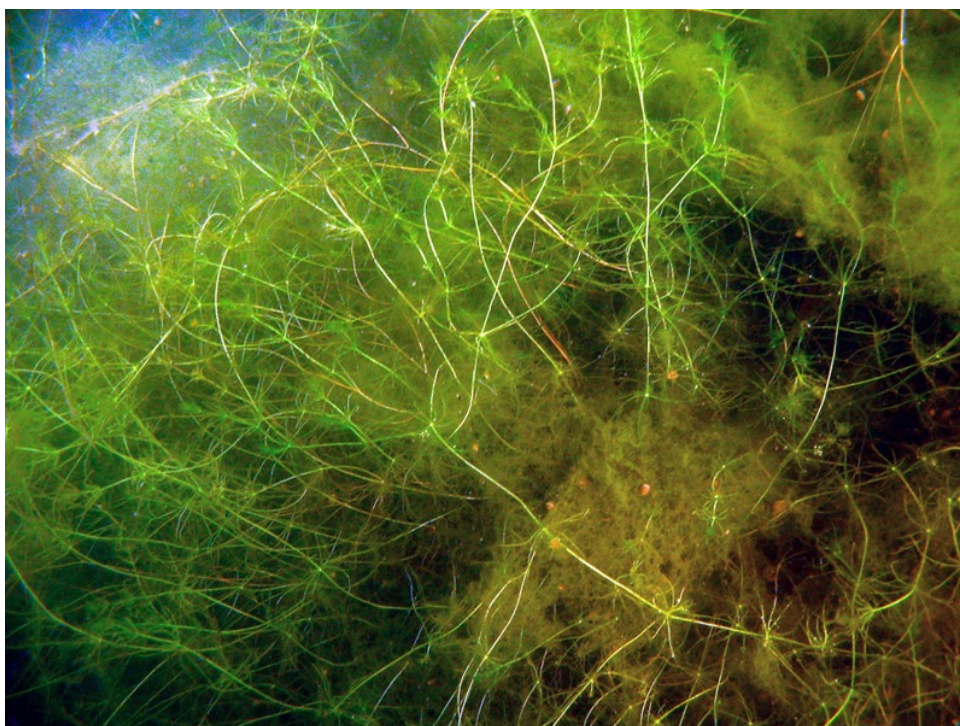
- Kartlegging av vannvegetasjon på samme måte som ålegrasundersøkelsene
- Kartlegging av dyr i vegetasjonen – jfr. ålegrasundersøkelser og helofyttvegetasjon

Brakkvannsdelta/estuarier

- Kartlegging av vannvegetasjon tilsvarende ålegrasundersøkelser samt artsregistreringer
- Kartlegging av dyr i vegetasjonen – jfr. ålegrasundersøkelser og helofyttvegetasjon



Figur 39. Eksempel på brakvannsendervannseng i områder sterkt brakt vann, > 15 promille). Karplanten skruerhavgras *Ruppia cirrhosa* Saltnes, Råde. Foto: Birna Rørslett.



Figur 40. Eksempel på brakvannsendervannseng i områder med temmelig brakt vann 5-18 promille). Kransalgen grønnkrans *Chara baltica* fra Drangsvann (Kristiansand, Agder). Foto: Janne K. Gitmark, NIVA.

3.6 Sukkertareskog

3.6.1 Gjenbesøkte sukkertarestasjoner

Det er funnet sukkertare i alle områder ved alle prøvetakingstidspunkt, men ikke på alle observasjonspunkter (**Figur 41**). Høsten 2020 pekte seg ut som et år med generelt lavere tetthet på de ytre stasjonene på begge sidene av fjorden (dvs. Jomfruland- og Hvalerområdet).

Når det gjelder begroingsalger/trådalger (lurv) på sukkertarebladene så viser resultatene at lurv er til stede hele tiden, stort sett med liten forskjell mellom vår og høst, men med relativ stor variasjon både i rom og mellom år. I 2020 pekte Hvaler seg ut med noe mindre lurv enn de andre områdene, men dette endret seg i 2022, fordi Nordre Sandøy ved Hvaler da hadde høye tettheter av lurv (**Figur 42**).

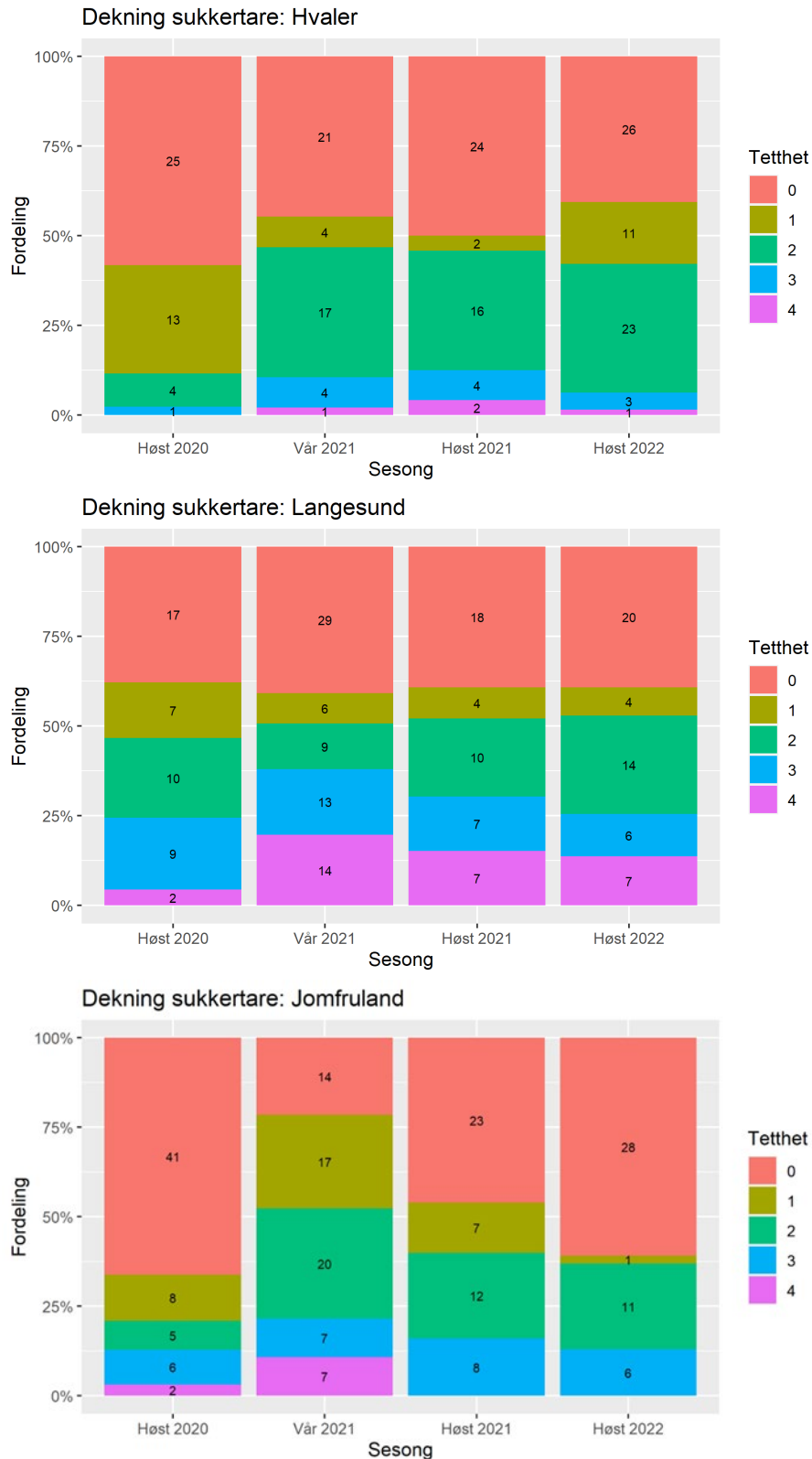
På 21 av de 161 punktene som ble undersøkt i 2022 var fremmedarten stillehavsøsters vanlig forekommende, men funnene ble utelukkende gjort ved Nordre Sandøy på Hvaler. Japansk drivtang ble funnet i alle tre områder, men kun med noen få funn. Begge disse artene trives best på grunt vann og det hadde sannsynligvis blitt gjort flere funn hvis det var flere observasjonspunkter på grunt vann; i 2022 var det kun seks punkter grunnere enn 1,5 meter. Vi kan ikke påvise eventuelle endringer over tid fordi dårlig sikt gjorde det vanskelig å observere forekomster av noen av de fokuserte artene på rødlista og fremmedartslista i 2020 og 2021.

3.6.1.1 Undersøkelsene i 2022

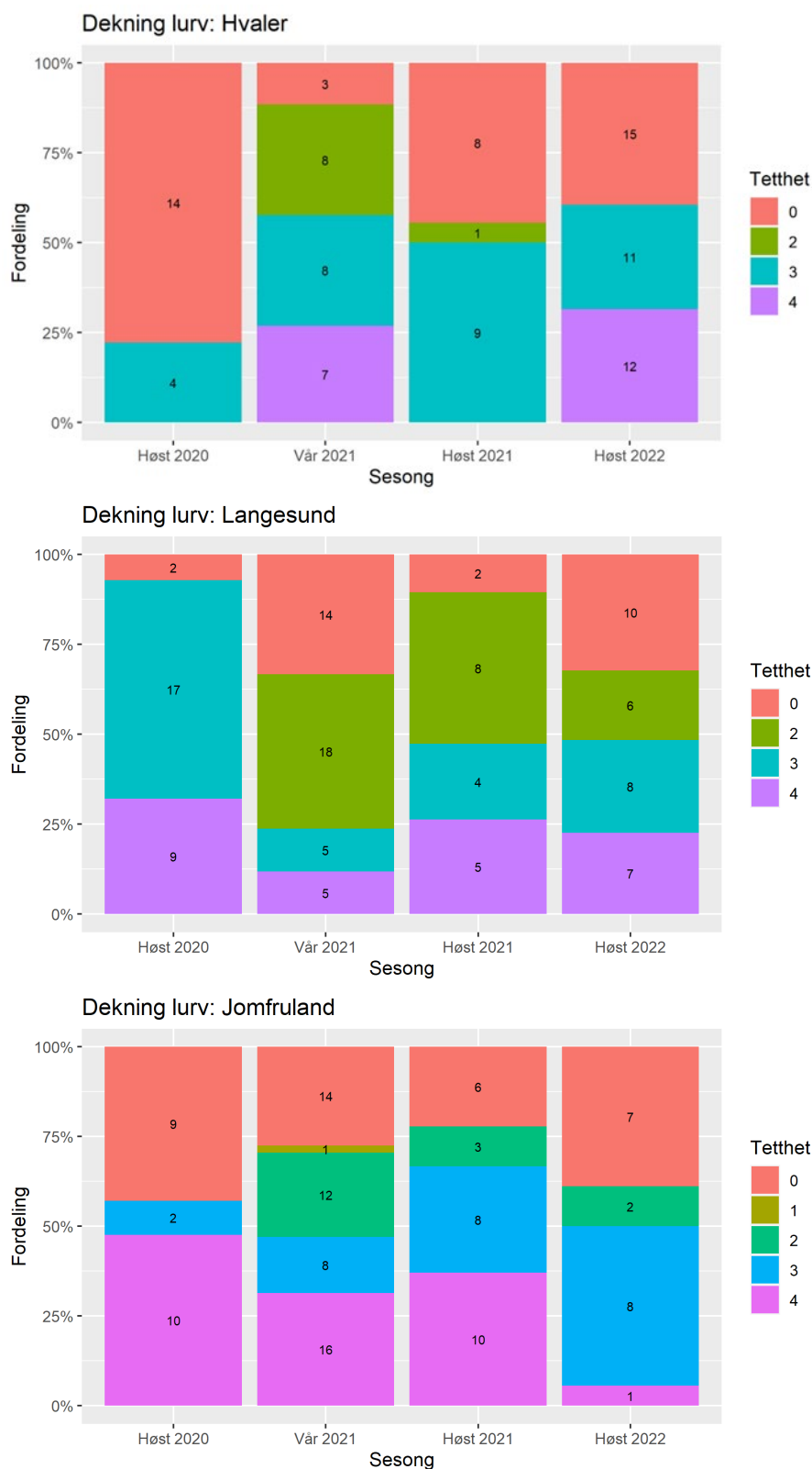
Resultatene fra registreringene av sukkertare og lurv i 2022 er her oppsummert for hvert av de tre områdene Hvaler, Langesund og Jomfruland.

I Langesundområdet ble det registrert de største forekomstene av sukkertare; på 25 % av punktene var det vanlig eller dominerende forekomst (**Figur 43**). Ved Hvaler var det mange observasjoner av bare spredt forekomst eller enkeltfunn av sukkertare, og bare 6 % av punktene hadde vanlig eller dominerende forekomster. Det var imidlertid ved Jomfruland det ble registrert flest punkter (61 %) helt uten sukkertare, og dermed også lavest forekomst av sukkertare totalt.

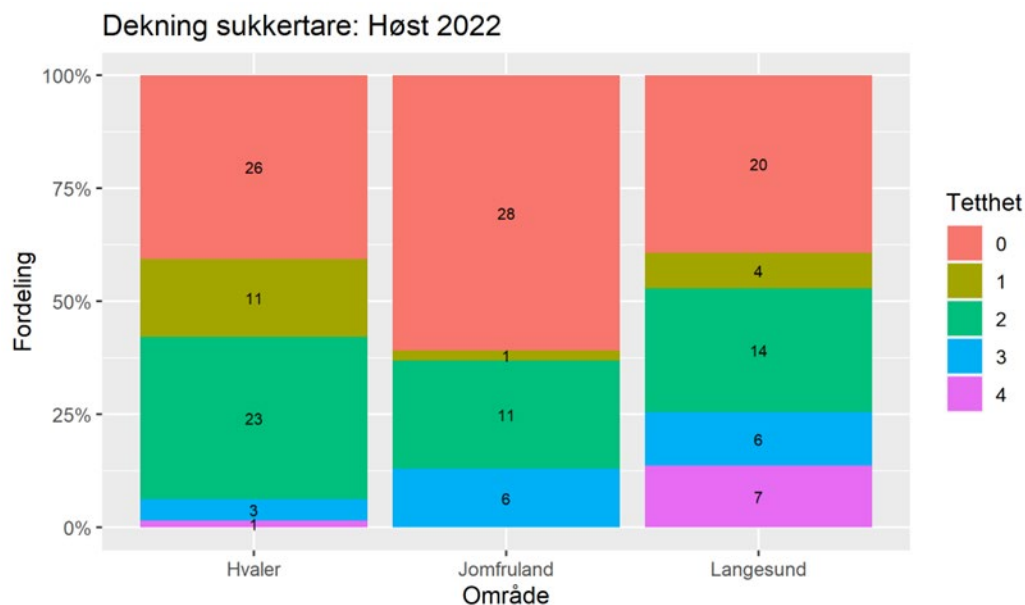
Ved Jomfruland og Langesund var det minst forekomst av lurv på sukkertaren, snaut 50 % av sukkertaren hadde vanlig eller dominerende mengder lurv på seg. Ved Hvaler var det vanlig eller dominerende med lurv på ca. 60 % av punktene med sukkertare, men samtidig var alle øvrige sukkertarestasjoner uten lurv (**Figur 44**).



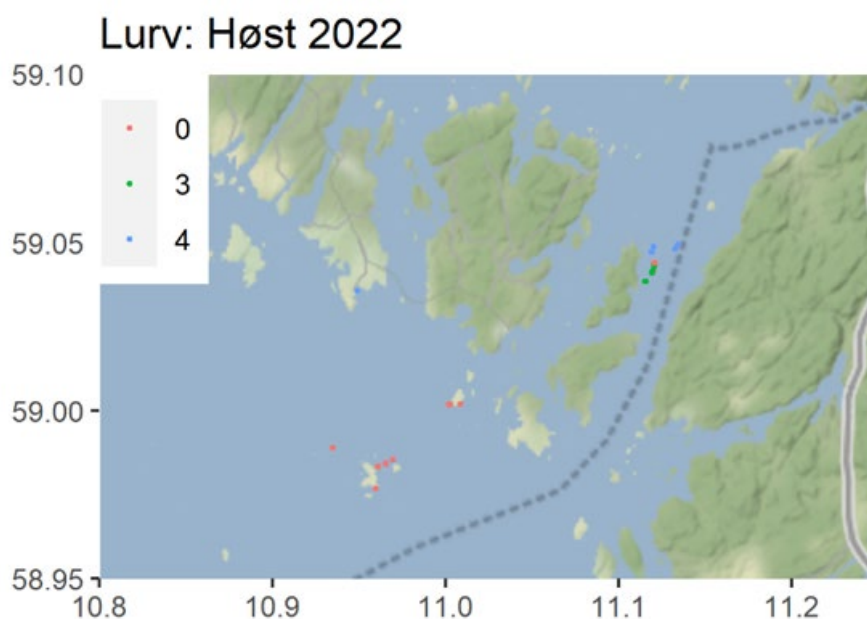
Figur 41. Tetthet av sukkertare (0-4) i tre områder av Ytre Oslofjord ved fire prøvetakingstidspunkt i perioden 2020-2022. 0=fravær, 1= enkeltfunn, 2= spredt forekommende, 3= vanlig forekommende, 4= dominerende forekomst.



Figur 42. Tetthet av lurv på sukkertaren i tre områder av Ytre Oslofjord ved fire prøvetakingstidspunkt i perioden 2020-2022. 0=fravær, 1= enkeltfunn, 2= spredt forekommende, 3= vanlig forekommende, 4= dominerende forekomst.

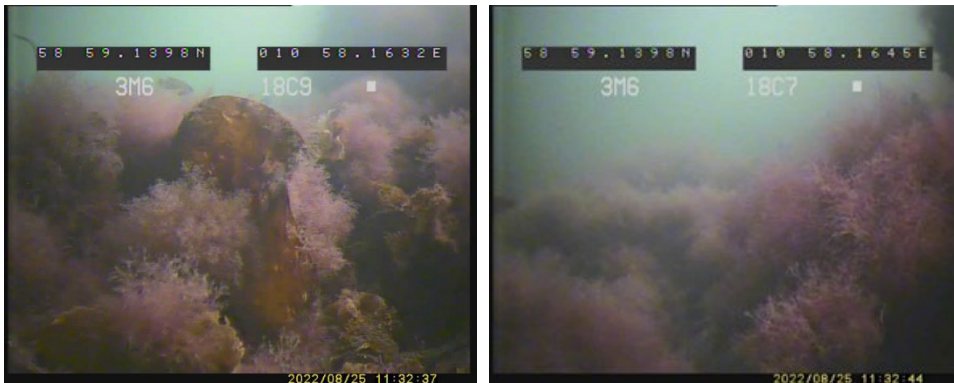


Figur 43. Tetthet av sukkertare i tre områder av Ytre Oslofjord høsten 2022. 0=fravær, 1= enkeltfunn, 2= spredt forekommende, 3= vanlig forekommende, 4= dominerende forekomst.



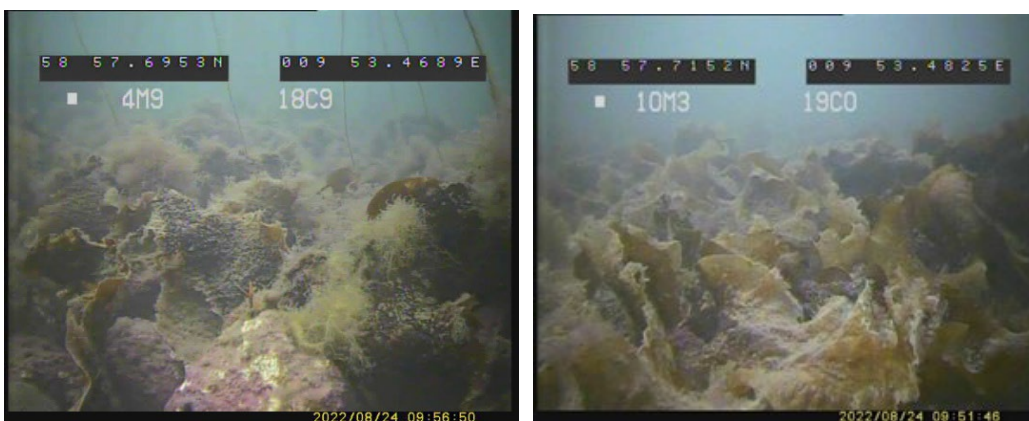
Figur 44. Mengde lurv på sukkertare i Hvalerområdet

Hvaler: I Hvalerområdet ble det gjort 64 punktregistreringer på mellom 0,7 og 11,6 meters dyp i 2022 (**Figur 43**). Sukkertare ble funnet på 38 av punktene (59 %), med i gjennomsnitt spredt forekomst (1,8). Lurv ble funnet i høy tetthet (snitt 3,6) på 23 punkter, men lite ved Lauer og Tisler (**Figur 44**). På 16 av punktene ble det funnet stortare, de fleste på bølgeeksponerte områder ved Lauer, med i gjennomsnitt spredt forekomst (2,2). Den fremmede arten stillehavsøsters var, i likhet med lurv, vanlig forekommende ved N. Sandøy, mens det ble gjort få funn av lurv og stillehavsøsters i de mer eksponerte områdene ved Tisler og Lauer. Japansk drivtang ble funnet på to punkter ved Tisler. **Figur 45** viser vanlig forekomst av sukkertare, rødalger og noe lurv på grunt vann ved Tisler i Hvaler.

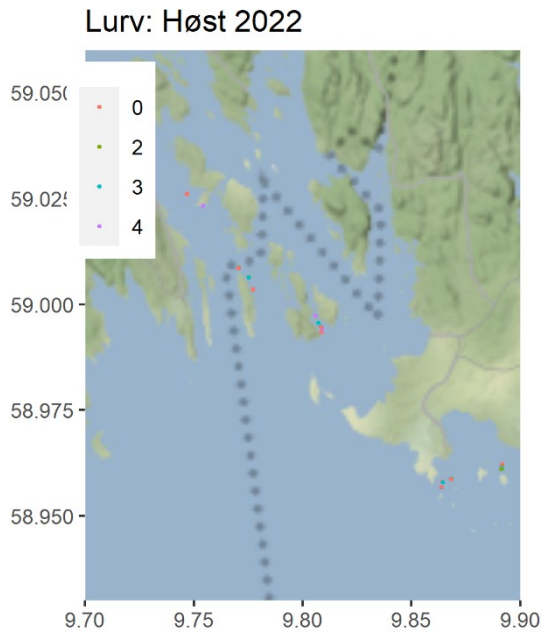


Figur 45. Klipp fra videofilm. Viser vanlig forekomst av sukkertare, rødalger og noe lurv på 3,6 m dyp ved Tisler i Hvaler 25.08.2022.

Langesund: I Langesundområdet ble det gjort 51 punktregistreringer på mellom 2 og 16,6 meters dyp i 2022. Sukkertare ble funnet på 31 av punktene, med i gjennomsnitt vanlig forekomst (2,5). **Figur 46** viser vanlig forekomst av sukkertare og noe lurv på ca. 5 og 10 m dyp ved Langesund. Lurv ble funnet på 21 av sukkertarepunktene og forekomsten var i gjennomsnitt vanlig (3,2), men det var altså 10 punkter hvor sukkertaren var uten lurv (**Figur 47**). På 14 av punktene ble det funnet stortare, med i gjennomsnitt vanlig forekomst (2,5). Det ble ikke funnet stillehavsøsters på de undersøkte punktene i Langesundområdet, og det ble kun gjort et par enkeltregistreringer av den fremmede brunalgen japansk drivtang.

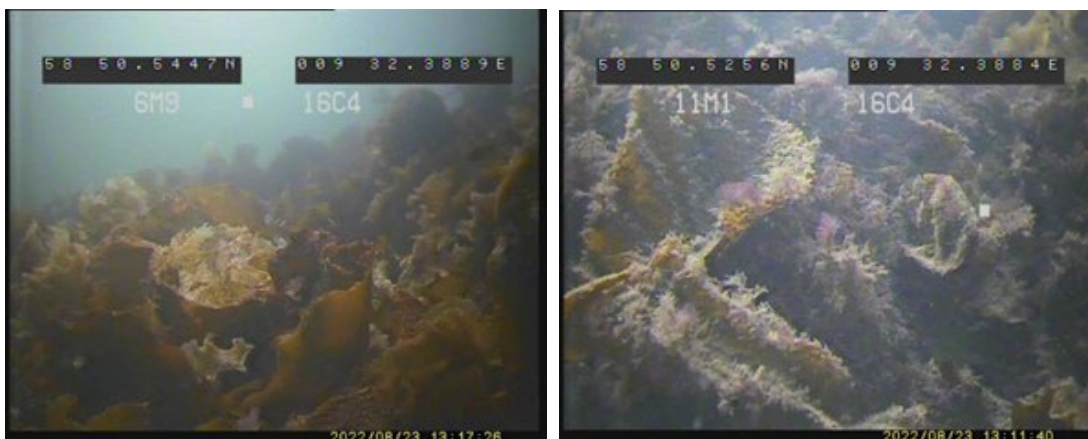


Figur 46. Klipp fra videofilm. Viser vanlig forekomst av sukkertare og noe lurv på 4,9 og 10,3 m dyp ved Langesund 24.08.2022

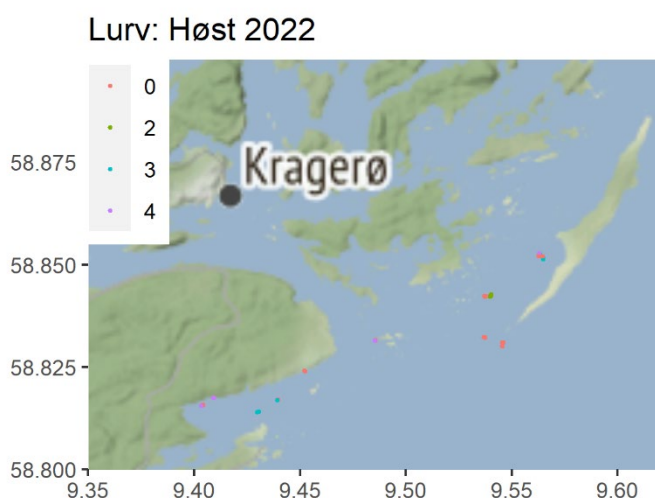


Figur 47. Mengde lurv på sukkertare ved Langesund

Jomfruland: I Jomfrulandområdet ble det gjort 46 punktregistreringer i 2022 på mellom 0,8 og 17,3 meters dyp. Sukkertare ble kun funnet på 18 av punktene (39 %), med i gjennomsnitt spredt forekomst (2,3). **Figur 48** viser eksempler på observasjon av vanlig forekomst av sukkertare ved Jomfruland. Lurv ble funnet med i gjennomsnitt vanlig forekomst på 11 av sukkertarepunktene (snitt 3,1). **Figur 49** viser mengde lurv på sukkertaren. På 17 av punktene ble det funnet stortare, i likhet med sukkertare hadde den i gjennomsnitt spredt forekomst (2,2). Det ble ikke funnet stillehavsøsters på de undersøkte punktene i Jomfruland-området, mens det ble funnet japansk drivtang på fire punkter.



Figur 48. Klipp fra videofilm. Viser vanlig forekomst av sukkertare på 6,9 og 11,1 m dyp ved Jomfruland 23.08.2022



Figur 49. Mengde lurv på sukkertare ved Jomfruland

3.6.2 Tetthet av sukkertare og lurv over tid

I **Figur 41** og **Figur 42** vises hhv. tetthet av sukkertare og lurv på sukkertare i de tre områdene Hvaler, Langesund og Jomfruland over perioden 2020-2022.

Våre analyser av feltinnsamlede data i perioden 2020-2022 viser at sukkertarens tetthet var relativt lik over tid, men høsten 2020 skilte seg noe ut med lavere tetthet på de ytre stasjonene på begge sidene av fjorden (dvs. Jomfruland- og Hvalerområdet). Høsten 2022 skilte seg i liten grad ut fra høsten 2021, kanskje unntatt Jomfrulandsområdet hvor det var noe nedgang i sukkertarens tetthet, slik at forholdene nærmet seg det vi registrerte høsten 2020. Ved Jomfruland ble det ved vårundersøkelsen i 2021 registrert høyere tetthet med sukkertare enn ved de tre høstundersøkelsene. I de to øvrige områdene var det mindre forskjeller mellom vår og høst.

Når det gjelder tettheten av begroingsalger/trådalger (lurv) på sukkertarebladene, så har resultatene vært ganske sprikende, med relativ stor variasjon både i rom og tid. Men i grove trekk viser undersøkelsene ingen tydelig variasjon med sesong, bortsett fra Langesund som hadde mindre lurv på sukkertaren om våren. Siden undersøkelsene kun inneholder en vårundersøkelse, er det lite grunnlag til å kunne utelukke eventuelle sesongvariasjoner. Når det gjelder forskjeller mellom områder, så pekte Hvaler seg ut som et område som virket å ha noe mindre lurv enn de andre områdene i 2020. Men dette endret seg i 2021, og særlig i 2022 da Nordre Sandøy ved Hvaler hadde høye tettheter av lurv.

3.6.3 Tilstand og naturmangfold i sukkertareskog undersøkt ved dykking

Ved lokalitetene som ble undersøkt med dykking finner vi variasjon i mengde trådformede begroingsalger knyttet til sesong, med høyere forekomst av begroingsalger i august sammenlignet med juni. Forekomst av begroingsalger (lurv) på sukkertaren ble kvantifisert etter en semikvitatativ fire-delt skala (hvor 1 tilsier enkeltvis forekomst, 2 tilsier spredt forekomst, 3 indikerer vanlig forekomst mens 4 indikerer dominerende forekomst av lurv). **Tabell 23** viser relativ forekomst av lurv summert for de ti undersøkte rutene på lokalitetene. Ved Havnevågholmen ble det ikke registrert begroingsalger på sukkertaren i juni mens i august ble mengde påvekstalger vurdert som vanlig forekommende. Tilsvarende vanlig forekomst av begroingsalger ble også registrert ved Haralden i august. Hverken Homborøya eller Makrellbukta ble gjenbesøkt i august. I juni ble det imidlertid registrert spredte forekomster av begroingsalger ved Homborøya, mens sukkertaren i Makrellbukta var ren og uten begroing av lurv.

Haralden var eneste lokalitet hvor det ble dykket i sukkertareskog både i juni og i august. Antall sukkertareplanter per kvadratmeter (basert på tellinger innenfor de ti undersøkte rutene) viser en halvering av antall voksne planter fra juni til august (**Tabell 23**). I juni ble det i snitt registrert 20 sukkertareplanter per m² mens det kun ble registrert 10 sukkertareplanter per m² i august. Ettersom sukkertaren har liten lengdevekst gjennom sommermånedene, og overskudd fra fotosyntese primært går til lagring, er det lite sannsynlig at reduksjonen i plantetetthet skyldes skyggelegging og intraspesifikk konkurranse mellom sukkertareindivider. Tilveksten av lurv kan derimot ha bidratt til reduksjon av planter gjennom økt begroing og neddynging av sukkertarens blad.

Tabell 23. Gjennomsnittlig forekomst av begroingsalger (lurv) og antall sukkertareplanter fra ruteundersøkelser (n=10) av dykkelokaliteter i juni og august 2022. Forekomst: 0=fraværende, 1=enkeltvis, 2=spredt, 3=vanlig, 4=dominerende).

Lokalitet	Tid for dykkerundersøkelse	Forekomst av lurv (skala 0-4)	Antall sukkertare per m ²
Homborøya	juni	2	12
Makrellbukta		0	18
Havnevågholmen		0	20
Haralden	august	3	11
Havnevågholmen		3	11

Det ble funnet et relativt høyt mangfold av arter og høy individtetthet av små dyr knyttet til sukkertareplantene. Totalt ble 11 387 individer fordelt mellom 378 ulike arter/taxa identifisert fra innsamlede sukkertareplanter (**Tabell 24**). Både antall individer og antall arter var høyere på høsten sammenlignet med våren. Dette er å forvente ettersom mange av artene som lever i sukkertareskogen har en ettårig livssyklus med økende rekruttering gjennom sommersesongen. I gjennomsnitt (\pm standardavvik) ble det funnet 230 (± 134) individer fordelt på 21 ($\pm 6,85$) arter per sukkertareplante i juni. Til sammenligning ble i snitt 1551 (± 901) individer fordelt på 31 ($\pm 3,72$) arter identifisert per plante i august. Ettersom forekomsten av lurv var høy ved begge stasjonene som ble besøkt i august (Havnevågholmen og Haralden, se **Tabell 23**) ble det forsøkt å finne planter med ulik grad av begroing på stasjonene for å kunne sammenligne artssamfunn på ren og nedlurvet sukkertare. Nedlurvede tareplanter ble derfor samlet fra Haralden mens det ble valgt ut planter med mindre grad av begroing fra Havnevågholmen. Et noe høyere artsmangfold ble identifisert fra de rene plantene fra Havnevågholmen sammenlignet med nedlurvede planter fra Haralden (**Tabell 24**). Datagrunnlaget er imidlertid for lite til at resultatene med sikkerhet kan knyttes til forekomst av lurv.

Tabell 24. Oversikt over antall individer og antall arter identifisert fra innsamlede sukkertareplanter (3 planter per undersøkelse) fra lokaliteter ved Homborsund i juni og august 2022. Innsamlingen ble foretatt av dykker. Fullstendig artsliste er gitt i **Vedlegg E**.

Stasjon	Havnevågholmen			Haralden			Havnevågholmen			Homborøya			Makrellbukta		
Dato	11.8.2022			12.8.2022			1.6.2022			1.6.2022			2.6.2022		
Tareplante	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Antall individer	3345	1421	1379	868	1203	1091	85	127	82	310	392	203	125	336	420
Antall arter	36	27	36	29	30	31	15	17	17	24	23	10	23	28	32
Sum antall individer totalt															11387
Sum antall Taxa totalt															378

3.7 Endringer i utbredelse og tilstand til stortareskog i ytre Oslofjord

Det ble totalt undersøkt forekomst av stortare på 277 stasjoner (**Tabell 25**). Blant disse var 147 kartlagt tidligere, og 130 var stasjoner som ble undersøkt i tillegg, enten for å finne nedre voksegrense eller for å supplere med undersøkelser i mindre eksponerte områder ved dårlig vær. Det ble funnet forekomst av stortare på 70 %, og høy nok tetthet til å kalles stortareskog på 54 % av de undersøkte stasjonene. På 80 % av stasjonene ble det funnet forekomst av enten stortare eller sukkertare, og 41 % av stasjonene hadde forekomst av sukkertare. Det ble funnet høy nok tetthet til å kalles sukkertareskog på 26 % av stasjonene.

Blant stasjonene som var kartlagt tidligere ble det funnet stortare på 91 % av stasjonene, men kun 74 % av disse hadde høy nok forekomst til å kunne bli kalt stortareskog. **Det innebærer en reduksjon i forekomsten av stortareskog på 26 % av stasjonene som tidligere hadde påvist forekomst av stortareskog. Blant disse har 17 % fått redusert tettheten til spredt eller enkeltvis forekomst, og 9 % av stasjonene hadde nå fravær av stortare.** Blant de ekstra stasjonene som ble undersøkt var det kun stortareskog på 31 %. Dette tallet gir ikke informasjon om tap av stortare i disse områdene, siden flere av punktene ble tatt på steder som kanskje heller egnet seg for sukkertareskog, eller som lå for dypt til at en kan forvente stortareskog.

Ved Jomfruland øst har en del av den tidligere kartlagte stortareskogen endret seg til sukkertareskog. Kun 56 % av de 32 undersøkte stasjonene hadde tett forekomst av stortare i juli 2022, mot 100 % da området ble kartlagt i 2008 og 2009. Dette tilsvarer en reduksjon på 44 %. Det ble observert sukkertareskog på 75 % av stasjonene, og enten stortareskog eller sukkertareskog på 84 % av stasjonene. På ca. halvparten av stasjonene (47 %) forekom det blandet skog av de to tareartene. Sukkertare er en opportunistisk art som kan dukke opp dersom stortaren har dårligere kår. Hyppigere frekvens av sterk vind som kuling og storm kan rive løs stortare på morenebunn, som preger området ved Jomfruland. Stortaren er en flerårig art (gjennomsnittlig alder er funnet å være 6-10 år, Rinde & Sjøtun 2005), og trenger flere år på å utvikle et klimakssamfunn. Arten trenger også lengre tid på å kolonisere et område enn sukkertaren, som er kortlivet og gjerne ikke lever i mer enn 3-4 år. Stortaren vil derfor være mer sårbar for slike hendelser enn sukkertaren, som kan reetablere seg raskere etter en stormhendelse. Stormen 19. november 2021 (Skattør m.fl. 2021) er en typisk

hendelse som i tillegg til å føre til trefelling på land, kan ha forårsaket løsrivelse av tare knyttet til sterk bølgepåvirkning. Sukkertaresporer som har slått seg ned vinteren 2021/2022 kan ha rukket å vokse seg til fullvoksen størrelse fram til juli 2022.

Det er klare forskjeller mellom områdene når det gjelder reduksjonen i forekomsten av stortareskog nå, i forhold til tidligere kartlagt utbredelse. Ved Jomfruland vest ble det funnet fortsatt forekomst av stortareskog på 78 % av undersøkte stasjoner. Her var det suk kertareskog på kun 15 % av stasjonene, og blandingskog (dvs. skog av begge de to artene) på 11 % av stasjonene. Feltobservasjonene viser større forekomst av steinbunn på Jomfruland øst i forhold til Jomfruland vest, som har mer forekomst av fjellbunn. Det styrker antagelsen om at stortaren i det østlige området kan være mer sårbar for løsrivelse ved stormhendelser.

Flere av stasjonene hadde forekomst av frisk tareskog med fine tareblader som ikke var overgrodd av mosdyr eller trådalger, men enkelte steder var bladene fullstendig dekket av mosdyr. På Jomfruland øst, som har mistet mye av stortareskogen, var det relativt lite mosdyr på tarebladene. Kun 11 % av stasjonene på dette området hadde forekomst av mosdyr i kategori vanlig eller tett forekomst. På Jomfruland vest, var denne andelen 45 %. Det kan være at stortareplantene på Jomfruland øst består av yngre individer, pga. en høyere dødelighet knyttet til «løst» substrat. Men siden tarebladet skiftes ut hvert år, er det ikke sikkert at en forskjell i alder kan forklare denne forskjellen i mengde mosdyr på tarebladene. Totalt hadde 21 % av stasjonene vanlig eller tett forekomst av mosdyr på stortarebladene. Det var for mye vind til å få gjennomført gode transekter for å fastsette nedre voksegrense. To transekter ved Jomfruland vest ga hver 19 m, og et transekt ved Hvaler ga 14.5 m som nedre voksegrense for stortare. I 2009 ble det registrert tre nedre voksegrenser ved Jomfruland vest (20, 20 og 19 m), og tre ved Hvaler (14.8, 14.8 og 18 m). Dette er for få datapunkter til å konkludere med noen endring i nedre voksegrense.

Stortareskogene ved de eksponerte lokalitetene ved Heia og Verdens ende ble ikke re-kartlagt i 2022. Det vil være interessant å finne ut om også disse har fått en reduksjon i forekomsten av stortare, og om stortareskogene der har blitt erstattet av de mer opportunistiske suk kertareskogene tilsvarende som ved Jomfruland øst.

Tabell 25. Oversikt over antall stasjoner (ant. st.) med forekomst av stortare og suk kertare (dvs. fra enkelt til tett forekomst), antall stasjoner med tett nok forekomst til å kalles tareskog for begge artene tare, og antall stasjoner som hadde forekomst av enten den ene eller andre tarearten. Det er skilt mellom tidligere kartlagte stasjoner og stasjoner som ble undersøkt i tillegg til disse (disse er kalt ekstra stasjoner).

Type stasjoner	Ant. st.	Ant. st. med stortare	Ant. st. med stortareskog	Ant. st. med suk kertare	Ant. st. med suk kertareskog	Ant. st. med suk kertare eller stortare
Re-kartlagte stasjoner	147	134 (91%)	109 (74%)	69 (47%)	42 (28%)	140 (95%)
Ekstra stasjoner	130	62 (48%)	40 (31%)	44 (34%)	29 (22%)	82 (63%)
Totalt	277	196 (71%)	149 (54%)	113 (41%)	71 (26%)	222 (80%)

3.8 Ruglbunn

3.8.1 Metodikk for kartlegging av ruglbunns utbredelse

Utprøvingen av metodikk for å feltvalidere drone-bilder over ruglbunn ved Søla (Vega kommune) i MASSIMAL-prosjektet, og forhåndskartleggingen av aktuelle områder for undersøkelser ved Tromsø basert på flyfoto fra Norge i bilder, viser at flyfoto gir en god oversikt over potensielle områder med ruglbunn på grunt vann. Disse kan benyttes som grunnlag for å planlegge plassering av transekter for å avgrense forekomsten(ene)s ytterkanter og indre grenser, samt skaffe oversikt over hvordan utbredelsen styres av viktige variabler som dyp og bølgepåvirkning. Det bør undersøkes nærmere om bruk av ekkolodd plassert på en selvgående farkost som Ottern, som blir testet ut i NFR-prosjektet MASSIMAL, evner å skille ut ruglbunn fra andre bunntyper (**Figur 50**). Det vil i så fall være et relativt effektivt verktøy for å få detaljkartlagt grunne områder som ikke egner seg for store fartøy utstyrt med multistråleekkolodd. Kartleggingen av ruglbunn ved Musvær illustrerer også problemstillinger knyttet til avgrensing av en ruglbunnforekomst i et komplekst landskap, med store variasjoner i tettheten til ruglbunnen (**Figur 51**). Det er tydelig at en del av de mørke feltene på sjøbunnen i flyfotoet av området, er ruglbunn, og som er identifisert i felt ved bruk av droppkamera, men også lysere partier kan ha høy tetthet. Bruk av droppkamera kan ikke gi informasjon om tykkelsen til ruglbunn-laget. Det er mulig dette bedre kan sees fra fly- og drone-foto, gjennom variasjoner i fargetonene (mørkere farge tyder på tykkere ruglbunn). Dette må imidlertid undersøkes nærmere. Ruglforekomstene ved Musvær viser også behov for å fastsette hvor stor avstand det bør være mellom to kontinuerlige forekomster, som tilsier at forekomstene bør anses som to og ikke en forekomst. Basert på flyfoto kan en også skille mellom tette og mer glisne forekomster av rugl basert på forskjeller i fargetonene i bildet. Det er ønskelig å avgrense forekomster som ser ut til å ha ulik tetthet/tykkelse i form av separate polygoner. Rinde m.fl. (2022) foreslo å definere ruglbunn som en stabil dekning på minimum 25 % av levende løstliggende rugl sett ovenfra innenfor et areal som utgjør minimum 100 m². Som for ålegras ble det foreslått at forekomster med større avstand enn 50 m skal defineres som adskilte forekomster. Dette krever imidlertid at metodene og feltinnsatsen gjør det mulig å separere forekomster som ligger kun 50 m fra hverandre. Dette har vist seg å være svært tidskrevende å gjennomføre med bruk av droppkamera for ålegrasenger (jf. kap 3.4), og vil ikke være mindre krevende for ruglbunn som dekker et mye større miljøvariabelrom enn ålegrasenger, og som forekommer i et mer krevende miljø å kartlegge (grunne områder nær land, i tidevanns- og bølgepåvirka, komplekse landskap).



Figur 50. Den ubemanna farkosten Ottern i aksjon ved Søla nær Vega, utstyrt med gopro-kamera, sensorer for å registrere vannkvalitetsparametre, og ekkolodd for å kartlegge bunntyper.



Figur 51. Oversikt over registrert forekomst av rugl med ulik dekningsgrad ved Musvær. Dess mørkere lilla, dess høyere tetthet. Åpne sirkler betyr fravær av rugl. For det turkise punktet (17 m dyp) var det ikke mulig å utelukke forekomst av rugl. Bakgrunn: Norge i bilder.

3.8.2 Lokalitetskvalitetskriterier

I tillegg til å prøve ut metodikk for å verifisere og avgrense ruglbunner, undersøkte vi også variasjoner i dekningsgrad og tykkelse av ruglbunner både ved Tromsø (**Tabell 26**) og ved Søla. Det ble også registrert forekomst av tilstandsvariable som mengde fintrådige alger/skulpetang, mengde død rugl, og mengde fremmede arter. Det ble ikke registrert fintrådige alger eller skulpetang på ruglbunnene ved Tromsø, så tilstanden mht. disse parameterne var god. Det samme gjelder forekomst av fremmede arter. På Vega observerte vi store mengder med skulpetang og fintrådige alger på enkelte lokaliteter, noe som indikerer dårlig tilstand. Basert på disse observasjonene ble skulpetang inkludert som tilstandsparameter i Bekkby m.fl. (2022). Hvordan disse tilstandsvariablene varierer med miljøvariabler vil bli undersøkt i MASSIMAL. For lokalitetene ved Tromsø fant vi høyest dekningsgrad av rugl langs transektet på Musvær (81 %) og lavere dekningsgrad, ca 50 %, langs de to transektene ved sørsiden av Tromsøya. Tykkelsen på ruglbunnen var ca 3,5 cm ($\pm 2,3$) ved Musvær og ca 1,5 cm ($\pm 0,5$) på sørspissen av Tromsøya. Andelen av levende rugl, var imidlertid høyere for lokalitetene ved Tromsøya sør (> 80 %) enn for Musvær (65 %). Dette skyldes hovedsakelig at det på Musvær ble valgt å plassere transektet i et område med stor variasjon i dekningsgrad, for å vurdere metodikken, og ikke i et homogent område med høy dekningsgrad. Hvordan forekomst av død rugl skal operasjonaliseres som en tilstandsvariabel for ruglbunn må gis en god beskrivelse i kartleggingsveilederen. Det må gjøres en god avveining av hvordan forekomst av død rugl vil bli brukt til å separere forekomster av levende ruglbunn, versus hvordan forekomst av død rugl innad i en ruglbunn skal benyttes til å beskrive tilstand. Det kan være vanskelig å skille mellom ruglgrus (knust rugl) og døde ruglklumper, både ved bruk av droppkamera og ROV. Det er også mulig at rike ruglbunnområder, som ved Musvær, ut fra naturlige årsaker har et høyt innslag av død ruglbunn, uten at dette reflekterer dårlig tilstand. Bruk av mengde død rugl som tilstandsvariabel for ruglbunn bør derfor evalueres gjennom ytterligere undersøkelser av ruglbunner fra ulike regioner og miljøforhold.

Tabell 26. Oversikt over gjennomsnittsverdier (standard avvik i parentes) av dekningsgrad av rugl, forekomst av annet type substrat, samt andel levende og død rugl, observert i 40 ruter (20x20 cm) langs de undersøkte transektene ved Tromsø; en lokalitet ved Musvær og to lokaliteter på sydspissen av Tromsøya.

	Musvær	Tromsø syd fra land	Tromsø syd langs land
Dekningsgrad rugl (%)	81.0 (29.5)	50.6 (28.2)	47.3 (24.9)
Skjellsand	0.0	0.0	14.3 (28.1)
Sand (ruglsand)	17.0 (28.8)	4.0 (10.1)	2.1 (12.5)
Stein	19.5 (28.4)	41.4 (28.6)	38.0 (25.6)
% levende rugl	65.4 (28.3)	87.8 (18.0)	84.0 (22.2)
% død rugl	34.6 (28.3)	21.2 (19.3)	10.5 (9.6)

Erfaringene fra ruglbunnundersøkelsene i dette og i MASSIMAL-prosjektet, viser at det kan være vanskelig å verifisere naturmangfoldet og tilstanden til deler av ruglbunnen. Det bør derfor være mulig å rapportere inn sannsynlige forekomster som ikke er verifisert i felt, samt informasjon om deler av forekomsten som basert på miljøforhold som dybde, eller basert på feltundersøkelser har god eller dårlig tilstand. Dette innebærer at lokalitetskvaliteten til rapporterte forekomster av ruglbunn (og andre naturtyper) må kunne vurderes ut fra kun areal, eller av areal kombinert med en indikator for tilstand. Hvilke metodikk som anvendes (fly- eller dronefoto, punktvis registreringer med droppkamera, heldekkende kartlegging ved bruk av multistråle-ekkolodd), vil ha stor betydning for hvor detaljert arealavgrænsingen og beskrivelsen av de kartlagte ruglbunnenes lokalitetskvaliteter kan gjøres.

3.9 Andre naturtyper

3.9.1 Korallskog og korallrev

For naturenhetene Hardbunnskorallskog (NE-23), Bløtbunnskorallskog (NE-24) og Korallrev (NE-26) er det et stort behov for sammenstilling av data og kunnskap for å kunne si noe hvilke variabler som er viktig for tilstand og naturmangfold, og hvordan disse skal trinninndeles for å kunne definere en lokalitets kvalitet. Vi har likevel valgt å integrere den kunnskapen vi har hatt tilgjengelig, men anbefaler på det sterkeste at det lages et prosjekt som håndterer disse typene separat. Generelt har faggruppen vurdert av *arealutbredelse* og bekreftet tilstedeværelse av rødlistede arter er av betydning for naturmangfoldskomponenten av lokalitetskvalitet. *Fremmedartsinnslag* (NiN-variabel 7FA) er av faggruppen regnet som en viktig variabel for *tilstand*. En annen variabel av relevans for tilstand kan være *forsuring*. NiN-variabelen *forsuring* (7SU) marint omfatter effekter av økt CO₂-nivå i atmosfæren på marine organismer som har kalkstrukturer i et eller flere av livsstadiene. Tydelige tegn på *forsuring* kan f.eks. være korallbleking som et resultat av at korallrevene dør. *Forsuring* kan trinninndeles ved bruk av R7-skalaen i Fig. A1–2, s. 23, NiN Artikkel 3. Men dette er gjerne vanskelig å observere i felt. Men korallbleking er en indikator, og man kan se for seg at dette kan inkluderes som et ekstremtrinn som tilsvarer svært redusert tilstand, noe som innebærer at naturmangfoldskomponenten ikke skal vurderes. At blekingen skyldes *forsuring* er ikke nødvendigvis

så enkelt å konkludere med, så man bør ha en diskusjon på årsakssammenhengene før denne variabelen benyttes.

For både korallskog og korallrev er *bunntråling eller fiske med garn og line* regnet som en viktig påvirkningsfaktor (Norsk Rødliste for naturtyper 2018). Man kan tenke seg at man klassifiserer variabelen knyttet til spor av friske med garn og line på samme måte som NiN trinnindeler spor av bunntråling (7BU). Her deles det inn i tre trinn: tilstedeværelse av spor, spor i 12,5–50 % av rutene/området, trålspor i > 50 % av rutene/området. Se A4b-skalaen i Fig. A1–1, s. 25, NiN Artikkel 3.

Korallskog

Korallskog kan bestå av både hardbunnskorallskog og bløtbunnskorallskog og er vanligst i enkelte fjorder og langs kontinentalsokkelkanten (Eggakanten). Hardbunnskorallskog finnes på temmelig og litt beskyttet hardbunn, der hornkoraller eller lærkoraller dominerer. Bløtbunnskorallskog finnes på bløtbunn i atlantisk og intermediært vann (DM-ab) og er dominert av hornkoraller og solitære steinkoraller. Faggruppen (Bekkby m. fl. 2021) har spilt inn at NiN-variabelen *Vannmassene* burde vært definert direkte som vannmasser og ikke knyttet til dybde (som de er med DM). Dette blir ifølge Rune Halvorsen (NHM, UIO) endret i NiN versjon 3, som lanseres i 2023.

Variabler viktige for naturmangfold:

Endringer i arealutbredelsen av de ulike naturtypene som utgjør korallskog er regnet som enten ukjent eller i reduksjon. Dette er gjerne basert på observasjoner av skadde kolonier, dødt korallskjellett, tapte fiskeredskap som henger fast i korallrester (Buhl-Mortensen 2018a), observerte trålspor og VMS-data (Buhl-Mortensen 2018b). Faggruppen foreslår at følgende variabler inkluderes i vurdering av naturmangfold:

- Arealutbredelse
- Bekreftede observasjon av rødlistede arter (Artsdatabanken 2021), f.eks.
 - *Paragorgia arborea*, sjøtre (NT)
 - *Anthomastus grandiflorus*, Kjøttkorall (NT)
 - *Radicipes gracilis*, grisehalekorall (VU)
 - *Stylaster norvegicus* (NT)
 - *Stylaster gemmascens* (NT)
 - *Pliobothrus symmetricus* (NT)
 - *Anthothela grandiflora* (NT)
 - *Isidella lofotensis* (NT)
 - *Swiftia pallida* (VU)

Variabler viktige for tilstand:

Korallskog består av ulike naturtyper som er truet i forskjellig grad. Bunntrål, fiske med garn og line er regnet som de viktigste kjente påvirkningsfaktorene (Buhl-Mortensen 2018a, b). Bunntråling er typisk på sedimentbunn, og foregår som regel ikke på fastbunn, der er det stort sett line og garn som er problemet. Selv om potensielt skadeomfang per fiskeri-innsats er lavt for line og garn, sammenliknet med bunntrål, så vil skader akkumuleres siden disse artene vokser svært langsomt. Faggruppen foreslår at følgende variabler inkluderes i vurdering av tilstand:

- Tydelige spor av bunntråling eller fiske med garn og line
- Tydelig spor av forsuring
- Innslag av fremmede arter

Korallrev

Man finner korallrev både ute i havet og mer kystnært, og er spesielle økosystemer bygd opp av samfunnsdannende steinkorallers kalkskjelett. Øyekorall (*Desmophyllum pertusum* = *Lophelia pertusa*) er den viktigste revbyggende dypvannskorallen i norske farvann. Denne naturtypen finnes over store deler av verden, men hovedandelen av registreringer er gjort i Norge. Disse korallrevene forekommer stort sett på dyp fra 40 m (i Trondheimsfjorden) til ca. 600 m dyp.

Variabler viktige for naturmangfold:

For korallrev er arealreduksjonen de siste 50 år anslått til <20 %. Flere (anslag på ca. 20 %) av korallrevene er vernet (f. eks. ved Hvaler, Røst og Tautra), men man antar likevel en betydelig arealreduksjon for de havtilknyttede korallrevene. For de kystnære revene har man mindre kunnskap om arealreduksjon. Vern og økt fokus på korallrev gjør at arealreduksjonen ikke forventes å overstige 20 % kommende 50 år (Buhl-Mortensen 2018d).

Faggruppen foreslår at følgende variabler inkluderes i vurdering av naturmangfold:

- Arealutbredelse
- Et mål for volum og/eller tredimensjonal struktur
- Bekreftede observasjon av rødlistede arter (Artsdatabanken 2021), f. eks.
 - *Stylaster gemmascens* (NT)
 - *Pliobothrus symmetricus* (NT)
 - *Anthothela grandiflora* (NT)
 - *Anthelia fallax* (NT)
 - *Desmophyllum pertusum*, øyekorall (NT)

Variabler viktige for tilstand:

Korallskog består av ulike naturtyper som er truet i forskjellig grad. MAREANO-prosjektet har påvist flere skader på korallrev. Det er anslått at 30-50 % av alle rev utenfor Norskekysten er skadet av bunntråling i større eller mindre grad (Buhl-Mortensen 2018d). Faggruppen foreslår at følgende variabler inkluderes i vurdering av tilstand:

- Tydelige spor av bunntråling
- Tydelig spor av forsuring
- Innslag av fremmede arter

Hvordan skal korallskog og korallrev kartlegges

Korallskog og korallrev kartlegges som en del av MAREANO-programmet (og delvis også Frisk Oslofjord 2), der arbeidet med den biologiske kartleggingen er ledet av Havforskningsinstituttet. Det er derfor naturlig at disse prosjektene bidrar med kunnskap om hvordan disse kartlegges i dag og hvordan kartlegging i framtiden skal foregå.

3.9.2 Samfunn i sterke tidevannsstrømmer

Sterke tidevannsstrømmer er preget av tett begroing av filtrerende dyr og makroalger som er tilpasset å tåle sterk strøm og kraftige vannbevegelser. Typiske filtrerende organismer er sjøanemoner, svamp, brunpølser, og mykkoraller. På grunt vann kan en finne stortare og fingertare.

Hvilke variabler er viktige for å definere lokalitetskvalitet

Basert på ekspertkunnskap har man vurdert at tettheten og mangfoldet av arter, spesielt arter som er spesifikke og karakteristiske for sterke tidevannsstrømmer, er svært relevant for å definere naturmangfoldkomponenten av lokalitetskvalitet. Dette vil kunne variere avhengig av om man ser på bratte bergvegger eller slakere bergknausområder, lukkede fjorder, poller eller bassenger, sund eller

mer åpne kystområder, områder med og uten ferskvannspåvirkning, ulike typer substrat (f.eks. fast fjell eller stein). Størrelse (arealet) på økosystemet knyttet til området med sterke tidevannsstrømmer anses som en viktig del av naturvariasjon, da større områder kanskje inneholde mer naturvariasjon og flere arter enn mindre forekomster. Men dette vet en lite om. Bekreftet tilstedeværelse av en eller flere truede arter som har sitt leveområde på i sterke tidevannsstrømmer bør også inkluderes.

Vi har lite kunnskap om hvilke trusler som virker på samfunn i sterke tidevannsstrømmer. Men DNS håndbok 19 (DN 2007) nevner inngrep for å gjøre strømrrike områder mer farbare for trafikk, konstruering av kanaler for skipsfart, og broer og moloer som viktige trusler, da disse kan endre strømforholdene kraftig. Det samme kan gjelde for brygger, båthavner og annet. Også fremmedartsinnslag og søppel anses som relevante. Hvordan tilstanden for samfunnene i sterke tidevannsstrømmer påvirkes av disse variablene er ukjent.

Forslag til kartleggingsmetodikk

Naturenheten Samfunn i sterke tidevannsstrømmen er vanskelig å operasjonalisere, da den går på tvers av mange grunntyper (bestemt av strømforholdene) og flere hovedtyper (da den f.eks. dekker både grunne og dype hovedtyper). Kartlegging av denne naturtypen krever god planlegging, både i forhold til tidevannssyklusen og strømstyrken, men også med hensyn til hvilke deler av naturenheten som skal kartlegges og hvor det er hensiktsmessig og mulig å gjennomføre kartlegging i felt. Generelt bør følgende registreres

- Dyp (DL-variabelen i NiN)
- Tørrleggingsvarighet (TV) hvis man befinner seg i fjæresonen
- Helning (HF-variabelen i NiN, dvs. om det er flatt, svakt eller sterkt hellende bergknaus, eller bergvegg)
- Substrattypen som inkluderer stein og blokk, S3-variabelen i NiN)
- Salinitet (SA), strømforhold og bølgeeksponering (VF med VR for å skille bølger og strøm)
- Tetthet av ulike arter makroalger og andre alger og dyr, inkludert fremmede og rødlistede arter
- Tetthet av fintrådige påvekstalger
- Fysiske forstyrrelser/arealbruk fra skipsfart og veiutbygging, brygger, båthavner, moloer og annet, og løse gjenstander, som søppel og større hensatte gjenstander (5XG)

Basert på erfaringene fra kartlegging i sterke tidevannsstrømmer i felt mener vi metodene må tilpasses om kartleggingen er i grunne og smale sund, eller om den dekker store og dype områder.

Grunne og smale tidevannsstrømmer

Grunne og smale tidevannsstrømmer kan kartlegges ved bruk av snorkling når strømhastigheten er på laveste nivå.

Registreringer fra båt

Registrering av bunnhabitater fra båt i grunne og smale tidevannsstrømmer kan være vanskelig eller umulig. Strømforhold og tilstedeværelse av holmer og skjær må undersøkes nøye slik at en forsikrer seg om registrering fra båt er mulig. Dersom trygg manøvrering er mulig, kan en feste et kamera (f.eks.) en gopro til en stang (som i MASSIMAL), og filme habitatene ned til maks lengde av staven (5 m). Dette vil være utfordrende hvis strømmen er stri og stangen er lang. Tilsvarende som for transekter ved snorkling bør man registrere GPS-posisjonen ved start og slutt. Det er også mulig å synkronisere tidspunktet til en GPS festet til stangen og klokken på videoen, slik at det kan hentes ut bilder fra videoen til gitte tidspunkter som en vet posisjonen til. En slik metodikk gjør det mulig å

undersøke transekter som kan avvike fra en rett linje, og som likevel gir informasjon om hvor bildene er tatt.

Det er også mulig å gjøre observasjoner fra båt ved bruk av droppkamera. Posisjonene kan registreres underveis, men ved rask strøm vil det være utfordrende å registrere artene som blir observert ved en gitt posisjon både fordi en flytter seg veldig raskt og fordi kamera vil henge etter båten og ikke være der GPS-en registrerer posisjonen. Det vil også kunne være vanskelig å tilpasse høyden til droppkamera ved sterk strøm, og det vil bli utsatt for store belastninger dersom det treffer sjøbunnen i rask tempo. Droppkamera anses derfor som uegnet metode i grunne og smale tidevannsstrømmer.

Grunne og smale tidevannsområder kan kartlegges ved bruk av snorkling når strømhastigheten er på laveste nivå. Da bør GPS-posisjon registreres ved start og slutt av undersøkt transekt. Det bør gjøres (minst) et transekt der man *filmer* sjøbunnen mens man snorkler med strømmen. Tilsvarende bør man også gjøre et transekt der man tar *bilder*. Det er mulig å ta bilder med fast avstand til substratet ved f.eks. å ha festet en stang til kamera og gjøre bildeanalyser i etterkant. Fast avstand gjør at man vet hvor stort areal som er fanget opp på bildet, og at dette er det samme for alle bildene. Tilsvarende som for ruglbunntrasektene er det mulig å lage et transekt ved å feste et tau i begynnelsen av strømmen, som er merket f.eks. hver 5. meter. Hver 5. meter kan man forsøksvis ta bilde med fast avstand til substratet. Dette vil gi en mer nøyaktig posisjonering av bildene og det man registrerer langs transektet.

Store og dype tidevannsstrømmer

Store og dype tidevannsstrømmer kan undersøkes fra land ved bruk av ROV og ved bruk av både båt, snorkling og dykking. På grunt vann kan en utføre de samme registreringene ved snorkling som nevnt over, dvs. filme og ta bilder langs transekter med håndholdt kamera, eller ved å filme sjøbunnen med kamera festet til en stang.

På dypere og roligere vann (timet midt mellom flo og fjære) kan det være mulig å utføre registreringer ved *bruk av droppkamera*. Kamera kan eventuelt festes til en tyngre rigg enn vanlig for å stabilisere utstyret, og for å få det til å henge mest mulig rett ned under båten. I tillegg kan kameraet tiltes, slik at det peker skrått nedover mot bunnen, og dermed fanger opp mer av bunnsforholdene og artsdiversiteten. Det vil ikke være mulig å bruke droppkamera fra båt nær land, i kupertede områder. Men dersom kystlinja er rett og dybdeforholdene tilsier å kjøre båten nær land, vil det være mulig å drifte langs land og ta opp video fra et kjent startpunkt til et egnet slutt punkt for et valgt transekt.

Det kan også være utfordrende å få gode registreringer av eventuelle vegger i dype tidevannsstrømmer. Et alternativ kan være å feste en ROV til en kabel å bruke denne som et droppkamera. Dette vil trolig gi økt kontroll på retningen til kameraet, da operatøren til en viss grad kan styre ROV'en.

Når strømrretningen skifter og strømforholdene er relativt rolige, kan det være mulig å bruke en ROV fra land, og filme transekter av sjøbunnen fra et gitt startpunkt. GPS-posisjonen bør registreres ved start og slutt av det undersøkte transektet. Transektets lengde vil begrenses av lengden på ROV'ens kabel, som ofte er 100 m lange. Bruk av ROV fra båt vil kunne gi lengre transekter, men vil også være mer krevende å gjennomføre.

Registreringer ved bruk av dykking kan være utfordrende da vi maks kan dykke 100 m lange transekter grunnet kommunikasjonskabel. Bruk av dykkere kan gi bilder og film av sjøbunnen av

høyere kvalitet enn bruk av droppkamera og ROV. Dykkeren kan ta bilder med fast avstand til sjøbunnen (som foreslått ved snorkling), og bildene vil da egne seg til bildeanalyse i etterkant. Det vil være vanskelig å legge ut faste transekter i områder med sterk strøm. Det vil derfor være vanskelig å posisjonere observasjonene som man registrerer.

3.9.3 Littoralbassengbunn

Denne naturtypen forekommer på hardbunn i fjæresonen, langs hele kysten, men er fysisk avgrenset fra havet (Bekkby m.fl. 2022). Disse bassengene er utsatt for store svingninger i miljøforhold som blant annet tørrlegging, salinitet og temperatur. Artene som finnes her, er tilpasset disse endringene. Det er gjort lite kartlegging av artsmangfold i littoralbassengbunn. I veileder 02:2018 (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018) blir fjærepytter kartlagt sammen med tangsamfunnet. Det blir tatt høyde for fjærepytter ved at de fysiske karakteristikkene ved fjæra beskrives og gjennom en beregning av fjærepotensialet. Beregning av fjærepotensialet ble også gjort i dette prosjektet, og det ble registrert forekomst av fjærepytter tilknyttet tangsamfunn ved Vega, Østre Bolæren og Akerøya i Oslofjorden samt på Grøneskjæret ved Ulsteinvik. Fjærepytter vil kunne forekomme som en mosaikk i et tangsamfunn. Derfor vil målestokken for kartleggingsoppdraget bestemme om littoralbassengbunn skal kartlegges som en egen enhet eller inkluderes i tangsamfunnet på en gitt lokalitet.

Fjærepytter er utsatt for invasjon av fremmede arter. NIVA fant blant annet store innslag av stillehavsøsters og japansk drivtang i littoralbassenger ved ytre Oslofjord tilknyttet undersøkelser i en global fjærepytt-studie ledet av Louise Firth ved Universitetet i Plymouth (**Figur 52**).



Figur 52. Japansk drivtang (til venstre, registrert 24. mars 2022) og stillehavsøsters (registrert 21. september 2019) i littoralbasseng ved Tjøme. Foto: Eli Rinde (NIVA).

4 Viktige forskjeller mellom marin og terrestrisk kartlegging

Erfaringene fra dette prosjektet og tidligere kartleggingsprosjekter av marin natur viser at det er noen viktige forskjeller mellom marin og terrestrisk kartlegging som må hensyntas når arbeidet skal planlegges, gjennomføres og rapporteres til eksisterende databaser. For flere av naturtypene er det ikke mulig å få feltverifisert hele forekomsten. Dette gjelder særlig de dype forekomstene som ikke er synlige fra flyfoto eller dronebilder, men også forekomster som dekkes av trådalger eller andre makroalger som skjuler den habitatdannende arten. Slik verifisering blir ekstra vanskelig for store forekomster, men vil også være et problem for mindre forekomster på dypt vann.

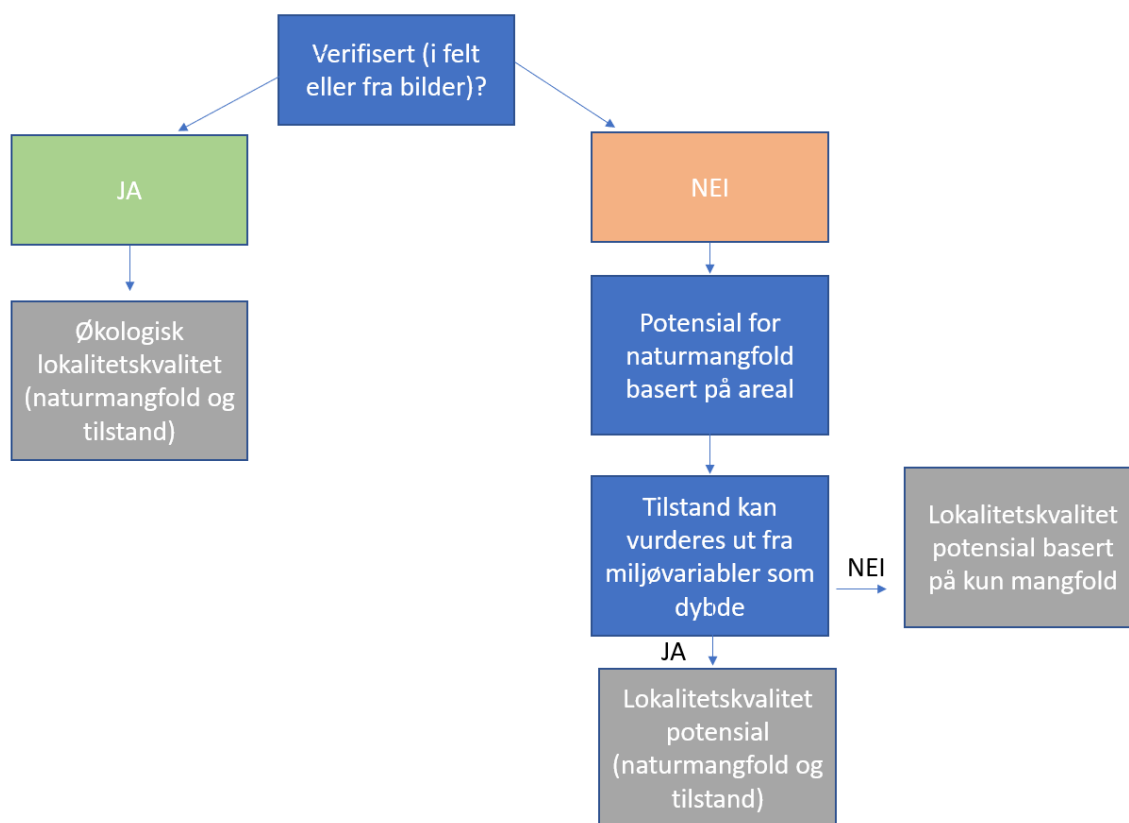
4.1 Konsekvenser av manglende feltinformasjon

For enkelte naturtyper som ruglbunn og tareskog, vil det f.eks. ikke være mulig å se om bunnen under et lag med skulpetang eller trådalger har rugl eller tareskog uten at det dykkes på lokaliteten. Dykking er kostnadskreven og utfordrende å gjennomføre gitt Arbeidstilsynets nye retningslinjer (Forskrift om utførelse av arbeid, kapittel 26). Dessuten finnes det per i dag svært få marinbiologer som har den nødvendige lisensen for å utføre slikt arbeid. Det er derfor urealistisk å få feltverifisert alle ruglbunner som går ut på dypt vann, eller tareskoger som er neddyngnet av lurv, ved bruk av dykking. Ved hjelp av Norge i bilder, kombinert med informasjon om dybdeforholdene på en lokalitet, vil det ved bruk av dropp-kamera derimot være mulig å identifisere deler av forekomsten som:

1. med (høy) sikkerhet har naturtypen og som i liten grad er dekket av trådalger eller skulpetang (basert på foto eller feltobservasjoner)
2. med sikkerhet har naturtypen med noe forekomst av trådalger eller skulpetang (flyfoto/feltobservasjoner)
3. har potensiale for å ha naturtypen, men som ikke er verifisert i felt enten fordi bunnen er dekket av trådalger eller skulpetang, eller fordi det ikke er utført feltundersøkelser

Informasjon om alle disse delene av en ruglbunn burde bli tilgjengeliggjort i Miljødirektoratets økologiske grunnkart. Det innebærer at det er behov for å kunne skille mellom **verifiserte forekomster** av naturenhetene for en lokalitet (i felt eller ved bruk av bilder), og **forekomster som har potensiale** for å kunne huse en gitt naturtype. Videre bør det være mulig å kunne avgrense og rapportere inn en mulig forekomst av en marin naturenhet til Miljødirektoratets database for økologiske grunnkart med **kun informasjon om forekomstens areal**. Dette er relevant for marine naturtyper som egner seg for utbredelsesmodellering, som stortareskog (som ble modellert i Nasjonalt program for kartlegging av biologisk mangfold – kyst), eller som lar seg identifisere og avgrense ved bruk av fly- eller dronebilder som grunne bløtbunnsstrender og helofytt-saltvannssumper. Størrelsen til disse forekomstene kan relativt lett avgrenses ved hjelp av tolking av slike bilder, men detaljerte egenskaper om naturmangfold og tilstand krever at det gjennomføres undersøkelser i felt. Manglende mulighet til å rapportere inn slike forekomster til økologiske grunnkart før felldata foreligger, vil være **lite hensiktsmessig og kunne føre til en ineffektiv forvaltning av marin natur**. Ved å kunne rapportere inn modellerte (som stortareskog) eller fly- eller dronebaserte avgrensinger av viktige naturtyper (som grunn bløtbunn og helofytt-saltvannssump) vil kommunene og regional og nasjonal forvaltning få verdifull informasjon om disse viktige marine naturtypene, som kan hensyntas selv om felldata mangler. **Dette krever at det må være mulig å bestemme en lokalitets økologiske kvalitet kun basert på lokalitetens potensiale for**

naturmangfold. En konseptuell skisse for framgangsmåten for å fastsette lokalitetskvalitet for verifiserte forekomster av marine naturtyper, og lokalitetskvalitet-potensial for lokaliteter som mangler slik verifisering, er gitt i **Figur 53**. For å fange opp denne forskjellen bør økologisk lokalitetskvalitet ha en egenskap kalt f.eks. 'status', som får verdien 'verifisert' eller 'potensiell' basert på om kvaliteten er verifisert eller ikke. For modellerte forekomster er det viktig å inkludere informasjon om modellens treffsikkerhet i metadata til forekomsten, slik at de som skal bruke dataene kan vurdere hvor pålitelig informasjonen er.



Figur 53. Konseptuell skisse for fastsettelse av økologisk lokalitetskvalitet for forekomster av marine naturtyper som er verifisert enten fra undersøkelser i felt eller fra bilder, og lokalitetskvalitet-potensial for lokaliteter som mangler slik verifisering. Verifiseringstypen (felt eller bildet) bør inkluderes som en egenskap til den kartlagte forekomsten.

4.2 Modellering som basis for planlegging, prioritering og avgrensing av marine naturtyper

Modellering kan brukes både som hjelp til planlegging og prioritering av områder som skal kartlegges i felt, og i etterarbeidet med å avgrense forekomstene. Dette gjelder for alle naturtypene som står som kandidater til Miljødirektoratets instruks og som er vist i **Tabell 1**.

Bruk av ny metodikk som luftdroner og tolking av satellitt-bilder gjør at det kan planlegges for kartlegging av flere naturtyper i et fokusert område. Det vil være kostnadseffektivt å kunne planlegge innsamling av feltdata for flere av naturtypene når feltarbeid utføres, både mht. logistikk (leie av båter, utstyr, sensorer etc.) og mannskap.

Bruk av bilder fra droner og satellitter er stort sett kun relevant for kartlegging av naturtyper i strandsonen og i gruntvannsområder. Men bilder tatt fra luftdroner kan også fange opp grunne forekomster av naturtyper som ruglbunn og tareskog som også lever på dypere vann. For begge disse naturtypene er det grunn til å tro at den økologiske tilstanden er bedre på grunt enn på dypt vann, pga. redusert fotosyntese til plantene med økende dybde. Bruk av bilder fra droner og satellitt vil da kunne benyttes til å avgrense forekomster med særlig god økologisk tilstand for disse naturtypene. Også slike forekomster bør det være mulig å rapportere inn til økologiske grunnkart. For terrestrisk kartlegging gjelder det at dersom deler av en lokalitet med en naturtype er i svært redusert tilstand skal dette arealet avgrenses i et eget polygon (jf. Miljødirektoratet 2018). Resten av lokaliteten, som da vil ha lav eller bedre lokalitetskvalitet, skal avgrenses i et samlet polygon. Tilsvarende bør også være mulig for deler av en lokalitet som har svært god tilstand.

Vi anbefaler at utbredelsesmodellering bør utnyttes i framtidig kartlegging av marine naturtyper både for arealdekkende kartlegging og for naturtypespesifikk kartlegging.

5 Referanser

- Alve E, Hess S, Bouchet, VM, Dolven JK, Rygg B. (2019). Intercalibration of benthic foraminiferal and macrofaunal biotic indices: an example from the Norwegian Skagerrak coast (NE North Sea). *Ecological Indicators*, 96, 107-115. DOI:10.1016/j.ecolind.2018.08.037.
- Anglès d'Auriac MB, Le Gall L, Peña V, Hall-Spencer JM, Steneck RS, Fredriksen S, Gitmark JK, Christie H, Husa V, Grefsrud E, Rinde E. (2019). Efficient coralline algal psbA mini barcoding and High Resolution Melt (HRM) analysis using a simple custom DNA preparation. *Scientific reports*, 9(1), 1-9. DOI:10.1038/s41598-018-36998-6.
- Artsdatabanken. (2018). Norsk rødliste for naturtyper 2018. Hentet (24.11.2022) fra <https://www.artsdatabanken.no/rodlistefornaturtyper>
- Baugen T. (2016). *Najas marina* in Norway. *Blyttia*, 74(4), 225-240.
- Bekkby T, Moy F, 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 6446-2012, 45s.
- 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.
- Bekkby T, Rinde E, Kvile KØ, Brkljacic MS, Thormar J, Mjelde M, Gitmark JK, Moy SR, Schneider S, Oug E. 2022. Forslag til variabler for økologisk kvalitet for lokaliteter av forvaltningsrelevant marin natur. NIVA-rapport 7797-2022 (M-2430|2022), 116s + vedlegg.
- Bern-konvensjonen. (2020). <https://www.coe.int/en/web/bern-convention>, Liste over nabitater mottatt fra Miljødirektoratet Oktober 2020.
- Bokn T. (1984). Basisundersøkelse i Hvalerområdet og Singlefjorden. Gruntvannsorganismer 1980-1982. NIVA-rapport 1615-1984, 49s.
- Buhl-Mortensen P. (2018a). Strømpåvirket fastbunn atlantisk vann og øvre sublitoral med dominans av hornkoraller, Marint dypvann. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken, Trondheim. Hentet (15.11.2022) fra: <https://artsdatabanken.no/RLN2018/310>
- Buhl-Mortensen P. (2018b). Afotisk finmateriale rik sedimentbunn i intermedært vann, med hornkorall, Marint dypvann. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken, Trondheim. Hentet (15.11.2022) fra: <https://artsdatabanken.no/RLN2018/311>
- Buhl-Mortensen P. (2018c). Afotisk finsediment- og finmaterialebunn, med hornkorall i Nordsjøen og Skagerrak, Marint dypvann. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken, Trondheim. Hentet (15.11.2022) fra: <https://artsdatabanken.no/RLN2018/11>
- Buhl-Mortensen P. (2018d). Korallrev, Marint dypvann. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken, Trondheim. Hentet (15.11.2022) fra: <https://artsdatabanken.no/RLN2018/3>
- Båtvik JII, Karlsten LR, Fredriksen ÅS, Johansen MV. (2005). Naturfaglige undersøkelser i Øra naturreservat 2004. Fylkesmannen i Østfold, miljøvernadv. rapport 3-2005.
- Båtvik JII, Pethon P, Fredriksen ÅS, Johansen PA, Viker M. (2001). Naturfaglige undersøkelser i Øra naturreservat. Fylkesmannen i Østfold, miljøvernadv., rapport 4-2001.
- Christie H, Norderhaug KM, Fredriksen S. (2009). Macrophytes as habitat for fauna. *Marine Ecology Progress Series*, 396, 221–233. DOI: 10.3354/meps08351.
- 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 Fluctuations Between Different Opportunistic Seaweed Species? *Front. Mar. Sci.* 6:72. DOI: 10.3389/fmars.2019.00072
- Christie H, Andersen GS, Tveiten L.A, Moy FE. (2022). Macrophytes as habitat for fish. *ICES Journal of Marine Science*, 79, 435–444. DOI: 10.1093/icesjms/fsac008.
- Christie H, Rinde E. (2022). Undersøkelse av potensielle næringsorganismer for ærfugl i strandsonen innenfor Vega Verdensarvomsråde. NIVA-notat 0492/22, 11s.
- Direktoratsgruppa Vanndirektivet. (2018). Veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver.
- DN 2007. Kartlegging av marint biologisk mangfold. DN håndbok 19-2001. Revidert i 2007. Direktoratet for naturforvaltning.

- Dolmen D, Hindley JD, Kleiven E. (2004). Distribution of *Palaemonetes varians* (Leach) (Crustacea, Decapoda) in relation to biotope and other caridean shrimps in brackish waters of southern Norway and southwestern Sweden. *Sarsia*, 89(1), 8-21, DOI: 10.1080/00364820310003244.
- Dolven JK, Hess S, Hylland K, Alve E. (2018). Foraminiferer som miljøindikator for vannkvalitet og levevilkår på sjøbunnen i Indre Oslofjord. Fagrådets rapport nr. 114, 23s.
- Edvardsen H. (2011). Fjæresone. I: Lindgaard, A. og Henriksen, S. (red.) 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken, Trondheim.
- Eilertsen L. (2022). Kartlegging av vannvegetasjon i Landvikvannet 2021. Rådgivende biologer. Notat 8.2.2022.
- Elven R, Johansen V. (1983). Havstrand i Finnmark. Flora, vegetasjon og botaniske verneverdier. Miljøverndepartementets rapport T-541, 357 s.
- 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, 334s.
- Elven R, Alm T, Edvardsen H, Fjelland M, Fredriksen KE, Johansen V. (1988b). Botaniske verdier på havstrender i Nordland. B. Beskrivelser for regionene Nord-Helgeland og Salten. Økoforsk rapport 1988: 2B. 418s.
- Engesmo A, Staalstrøm A, Norli M, Selvik JR, Gitmark JK. (2020). Overvåking av Ytre Oslofjord 2019-2023 - Årsrapport 2019. NIVA-rapport 7532-2020, 69s.
- Fagerli CW, Gundersen H, Gitmark JK, Staalstrøm A, Christie HC. (2015). Naturtyper i Saltstraumen marine verneområde. NIVA-rapport 6841-2015, 38s.
- Fremstad E. (1997). Vegetasjonstyper i Norge. NINA temahefte 12: 1-279.
- Halvorsen R. m.fl. (2016). NiN - typeinndeling og beskrivelsessystem for natursystem-nivået. *Natur i Norge*, Artikkel 3 (versjon 2.1.0). Artsdatabanken, Trondheim, 528s.
- Langangen A. (2007). Kransalger og deres forekomst i Norge. Saeculum Forlag, Oslo.
- Lid J, Lid DT. (2005). Norsk flora. Det Norske Samlaget. 6. utg. ved Reidar Elven.
- Lundberg A, Rydgren K (1994a). Havstrand på Sørøstlandet. Regionale trekk og botaniske verdier. NINA Forskningsrapport 047.
- Lundberg A, Rydgren K. (1994b). Havstrand på Sørlandet. Regionale trekk og botaniske verdier. NINA Forskningsrapport 59: 1-127.
- Miljødirektoratet. (2018). Kartleggingsinstruks. Kartlegging av viktige naturtyper for naturmangfold etter NiN2 i 2018. Nedlasting [her](#).
- Mjelde M, Rørslett B, Langangen A. (2022). Fotoflora for norske vannplanter. Versjon 1. Norsk institutt for vannforskning. <https://www.niva.no/en/projectweb/fotoflora-for-norske-vannplanter>
- Mjelde M. (2014). Vannvegetasjon i brakkvann, med spesiell vekt på Gunneklevfjorden i Telemark. NIVA-rapport 6767-2014, 23s.
- Moy F, Walday M. (1996). Overvåking av Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990-1994. Hardbunnundersøkelser i 1992-1994. NIVA-rapport 3443-1996, 146s.
- OSPAR. List of threatened and/or declining species and habitats. Liste mottatt fra Miljødirektoratet Oktober 2020. www.ospar.org/work-areas/bdc/species-habitats/list-of-threatened-declining-species-habitats/habitats
- Oug E, Næss R, Brkljacic M. (2022). Bunnfauna i litoral bløtbunn. Undersøkelser på Skagerrak-kysten og i Trøndelag 2022. NIVA-notat 0442/22, 23s.
- Riera O, Vasconcelos J, Baden S, Gerhardt L, Sousa R, Infantes E. Severe shifts of *Zostera marina* epifauna: Comparative study between 1997 and 2018 on the Swedish Skagerrak coast. *Marine Pollution Bulletin*, Volume 158, 2020, 111434, ISSN 0025-326X, <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111434>.
- Rinde E, Sjøtun K. (2005). Demographic variation in the kelp *Laminaria hyperborea* along a latitudinal gradient. *Marine Biology* 146(6): 1051-1062.
- Rinde E, Rygg B, Bekkby T, Isæus M, Erikstad L, Sloreid S-E, Longva O. (2006) Dokumentasjon av modellerte marine naturtyper i DNS Naturbase. Førstegenerasjonsmodeller til kommunenes startpakker for kartlegging av marine naturtyper 2007. NIVA Rapport 5321-2006
- Rinde E, Bekkby T, Kvile KO, Sogn Andersen G, 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.
- Rinde E, Moy SR, Tveiten LA, Kvile KØ, Walday MG, Christie H, Brkljacic MS, Kile MR, Bekkby T, Gitmark JK, Mjelde M, Fagerli CW, Oug E, Anglès d'Auriac MB. (2022) Feltbasert kunnskap, metodikk og kriterier for økologisk kvalitet til et utvalg av marine naturtyper. NIVA-rapport 7691-2022.

- Skattør HB, Mamen J, Mjelstad H, Berger AC, Walløe TA. (2021). Svært kraftige vindkast i Agder og på Østlandet fredag 19. november 2021. Hendelsesrapport. METinfo nr 25/2021.
- Solberg B, Axelsen M, Lydersen E. (2022). Miljøovervåking i Landvikvannet i Grimstad, 2021. Rambøll - Overvåkingsrapport 35s + vedlegg
- Velle G, Dervo B, Erikstad L, Mjelde M, Schartau AK, Skarbøvik E. (2021). Forslag til naturtyper prioritert for kartlegging i ferskvann. NORCE LFI-rapport 418, Miljødirektoratet rapport M-2050|2021. Norwegian Research Center LFI, Bergen, 66s.

Vedlegg A. Tangsamfunn

Samlet artsliste fra undersøkelsene av tangsamfunn.

Grønnalger	Rødalger	Dyr
<i>Acrosiphonia arcta</i>	<i>Ahnfeltia plicata</i>	<i>Acmaea</i> sp.
<i>Blidingia minima</i>	<i>Audouinella</i> sp.	<i>Alcyonidium</i> sp.
<i>Chaetomorpha linum</i>	<i>Callithamnion corymbosum</i>	<i>Alcyonidium gelatinosum</i>
<i>Chaetomorpha melagonium</i>	<i>Ceramium tenuicorne</i>	<i>Alcyonidium hirsutum</i>
<i>Cladophora albida</i>	<i>Ceramium virgatum</i>	Ascidacea indet.
<i>Cladophora rupestris</i>	<i>Ceramium shuttleworthianum</i>	<i>Asterias rubens</i>
<i>Codium fragile</i>	<i>Chondrus crispus</i>	<i>Balanus improvisus</i>
Grønnalgebelegg på fjell	<i>Coccotylus truncatus</i>	<i>Balanus</i> sp. Juvenil
<i>Rhizoclonium riparium</i>	Rød skorpeformet kalkalge	Bryozoa indet.
<i>Spongomorpha aeruginosa</i>	<i>Corallina officinalis</i>	Bryozoa indet. encrusting
<i>Ulothrix</i> sp.	<i>Cystoclonium purpureum</i>	<i>Cancer pagurus</i>
<i>Ulva fenestrata</i>	<i>Dumontia contorta</i>	<i>Carcinus maenas</i>
<i>Ulva flexuosa</i>	<i>Furcellaria lumbricalis</i>	<i>Clava multicornis</i>
<i>Ulva compressa</i>	<i>Hildenbrandia rubra</i>	<i>Ciona intestinalis</i>
<i>Ulva intestinalis</i>	<i>Lomentaria articulata</i>	<i>Crassostrea gigas</i>
<i>Ulva linza</i>	<i>Leptosiphonia brodiei</i>	<i>Dynamena pumila</i>
Brunalger	<i>Leptosiphonia fibrillosa</i>	<i>Echinus esculentus</i>
<i>Alaria esculenta</i>	<i>Membranoptera alata</i>	<i>Electra pilosa</i>
<i>Ascophyllum nodosum</i>	<i>Osmundea oederi</i>	<i>Gibbula cineraria</i>
<i>Asperococcus fistulosus</i>	<i>Palmaria palmata</i>	<i>Halichondria (Halichondria) panicea</i>
Brun skorpeformet alge - mørk	<i>Phyllophora pseudoceranooides</i>	<i>Laomedea</i> sp.
<i>Chorda filum</i>	<i>Plumaria plumosa</i>	<i>Littorina littorea</i>
<i>Chordaria flagelliformis</i>	<i>Polysiphonia elongata</i>	<i>Littorina obtusata</i>
<i>Cladostephus spongiosum</i>	<i>Polyides rotunda</i>	<i>Littorina saxatilis</i>
<i>Desmarestia aculeata</i>	<i>Polysiphonia stricta</i>	<i>Littorina</i> sp. Juvenil
<i>Desmarestia viridis</i>	<i>Porphyra umbilicalis</i>	<i>Pagurus</i> sp.
<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>	<i>Ptilota gunneri</i>	<i>Patella</i> sp.
<i>Ectocarpus fasciculatus</i>	<i>Rhodomela confervoides</i>	<i>Patina pellucida</i>
<i>Ectocarpus</i> sp.	<i>Rhodochorton purpureum</i>	<i>Polyplacophora</i> indet.
<i>Elachista fucicola</i>	<i>Scagelia pylaisaei</i>	<i>Pomatoceros triquetter</i>
<i>Fucus serratus</i>	<i>Spermothamnion repens</i>	<i>Membranipora membranacea</i>
<i>Fucus spiralis</i>	<i>Trailliella intricata</i> , Sporofytt til <i>B. hamifera</i>	<i>Metridium senile pallidus</i>
<i>Fucus vesiculosus</i>	<i>Vertebrata fucoides</i>	<i>Mytilus edulis</i>
<i>Fucus</i> sp.	<i>Vertebrata lanosa</i>	<i>Nucella lapillus</i>
<i>Halidrys siliquosa</i>		<i>Ophiocomina nigra</i>
<i>Haplospora globosa</i>		<i>Semibalanus balanoides</i>
<i>Laminaria digitata</i>		<i>Spirorbis (Spirorbis) spirorbis</i>
<i>Laminaria kimplanter</i>		<i>Spirorbis spirillum</i>
<i>Laminaria hyperborea</i>		<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>
<i>Laminaria</i> sp.		<i>Styela rustica</i>
<i>Leathesia marina</i>		
<i>Myriotrichia clavaeformis</i>		
<i>Pelvetia canaliculata</i>		
<i>Petalonia fascia</i>		
<i>Pylaiella littoralis</i>		
<i>Saccharina latissima</i>		
<i>Scytosiphon lomentaria</i>		
<i>Sphacelaria cirrosa</i>		
<i>Spongonema tomentosum</i>		

Vedlegg B. Faunasamfunn grunn bløtbunn

Artslister for bunnfauna fra grunne bløtbunnsområder undersøkt i 2022. Nummereringen i stasjonskoden angir nivået i tidevannssonen, der 1 = Litoral og 2 = Sublitoral. Replikate prøver er angitt som G1 = replikat 1, G2 = replikat 2

STASJON	GRUPPENAVN	FAMILIENAVN	ARTSNAVNTAKSA	G1	G2
ANØ1	OLIGOCHAETA	Enchytraeidae	Enchytraeidae		1
ANØ1	AMPHIPODA	Gammaridae	Gammaridae indet	1	
ANØ2	POLYCHAETA	Spionidae	Pygospio elegans	1	2
ANØ2	POLYCHAETA	Spionidae	Spio gonocephala		1
ANØ2	POLYCHAETA	Magelonidae	Magelona mirabilis		2
ANØ2	POLYCHAETA	Capitellidae	Capitella capitata kompleks	14	13
ANØ2	POLYCHAETA	Arenicolidae	Arenicola marina	1	1
ANØ2	OLIGOCHAETA		Tubificoides cf. pseudogaster		1
Dim1	POLYCHAETA	Nereididae	Hediste diversicolor	3	5
Dim1	POLYCHAETA	Orbiniidae	Scoloplos armiger		1
Dim1	POLYCHAETA	Spionidae	Malacoceros tetracerus	2	5
Dim1	POLYCHAETA	Spionidae	Pygospio elegans	30	16
Dim1	POLYCHAETA	Capitellidae	Capitella capitata kompleks	3	29
Dim1	POLYCHAETA	Capitellidae	Capitellidae indet		1
Dim1	OLIGOCHAETA		Tubificoides benedii	1	3
Dim1	BIVALVIA	Cardiidae	Cerastoderma edule	1	3
Dim2	POLYCHAETA	Phyllodocidae	Phyllodocidae indet		1
Dim2	POLYCHAETA	Nereididae	Hediste diversicolor		1
Dim2	POLYCHAETA	Orbiniidae	Scoloplos armiger	6	26
Dim2	POLYCHAETA	Spionidae	Malacoceros tetracerus	3	
Dim2	POLYCHAETA	Spionidae	Pygospio elegans	8	13
Dim2	POLYCHAETA	Capitellidae	Capitella capitata kompleks	13	10
Dim2	OLIGOCHAETA		Tubificoides benedii	1	4

Dim2	BIVALVIA	Cardiidae	Cerastoderma edule	2	7
Liss1	POLYCHAETA	Spionidae	Pygospio elegans	35	9
Liss1	POLYCHAETA	Spionidae	Spionidae indet	1	
Liss1	POLYCHAETA	Capitellidae	Capitella capitata kompleks	2	1
Liss1	OLIGOCHAETA	Enchytraeidae	Enchytraeidae	30	26
Liss1	BIVALVIA		Bivalvia indet		1
Liss1	BIVALVIA	Cardiidae	Cerastoderma edule	7	12
Liss1	BIVALVIA	Cardiidae	Laevicardium crassum	1	
Liss1	BIVALVIA	Veneridae	Venerupis corrugata	1	
Lønn1	POLYCHAETA	Phyllodocidae	Eteone longa	2	
Lønn1	POLYCHAETA	Nereididae	Hediste diversicolor	2	
Lønn1	POLYCHAETA	Spionidae	Pygospio elegans	11	18
Lønn1	POLYCHAETA	Arenicolidae	Arenicola marina	6	1
Lønn1	OLIGOCHAETA	Naididae	Baltidrilus costatus	2	
Lønn1	OLIGOCHAETA		Tubificoides benedii	3	8
Lønn1	PROSOBRANCHIA	Littorinidae	Littorina littorea	4	1
Lønn1	PROSOBRANCHIA	Hydrobiidae	Peringia ulvae	188	165
Lønn1	BIVALVIA	Mytilidae	Mytilus edulis	1	2
Lønn1	BIVALVIA	Cardiidae	Cerastoderma edule	14	6
Lønn1	BIVALVIA	Tellinidae	Macomangulus tenuis	33	26
Lønn1	BIVALVIA	Myidae	Mya arenaria	2	
Lønn2	NEMERTEA		Nemertea indet		1
Lønn2	POLYCHAETA	Nephtyidae	Nephtys hombergii		2
Lønn2	POLYCHAETA	Spionidae	Pygospio elegans		3
Lønn2	POLYCHAETA	Capitellidae	Capitella capitata kompleks		1
Lønn2	POLYCHAETA	Capitellidae	Mediomastus fragilis		5
Lønn2	OLIGOCHAETA		Tubificoides benedii	6	40
Lønn2	PROSOBRANCHIA	Littorinidae	Littorina littorea	2	
Lønn2	PROSOBRANCHIA	Hydrobiidae	Peringia ulvae	64	29

NIVA 7805-2022

Lønn2	PROSOBRANCHIA	Rissoidae	Rissoa membranacea		7
Lønn2	PROSOBRANCHIA	Nassariidae	Tritia reticulata	2	
Lønn2	BIVALVIA	Mytilidae	Mytilus edulis	2	5
Lønn2	BIVALVIA	Cardiidae	Cerastoderma edule	1	2
Lønn2	BIVALVIA	Mactridae	Spisula elliptica	1	
Lønn2	BIVALVIA	Tellinidae	Macomangulus tenuis		12
Lønn2	BIVALVIA	Myidae	Mya arenaria	1	
Lønn2	AMPHIPODA	Gammaridae	Gammarus locusta		1
ØB1	POLYCHAETA	Protodrilidae	Protodrilus sp.	1312	680
ØB1	OLIGOCHAETA	Enchytraeidae	Enchytraeidae	3392	532
ØB1	OLIGOCHAETA		Tubificoides sp.	32	16
ØB1	ISOPODA	Parasellidae	Jaera sp.		1
ØB1	AMPHIPODA	Talitridae	Orchestia sp.		4
ØB1	AMPHIPODA	Gammaridae	Chaetogammarus sp.		5
ØB2	POLYCHAETA	Protodrilidae	Protodrilus sp.	7	3
ØB2	POLYCHAETA	Polynoidae	Harmothoe sp.	1	5
ØB2	POLYCHAETA	Nereididae	Alitta virens	14	28
ØB2	POLYCHAETA	Nereididae	Hediste diversicolor	1	1
ØB2	POLYCHAETA	Spionidae	Malacoceros tetracerus	5	6
ØB2	POLYCHAETA	Spionidae	Prionospio sp.		1
ØB2	POLYCHAETA	Spionidae	Pygospio elegans	1	3
ØB2	POLYCHAETA	Capitellidae	Capitella capitata kompleks	2	1
ØB2	OLIGOCHAETA	Naididae	Baltidrilus costatus	57	96
ØB2	OLIGOCHAETA	Enchytraeidae	Enchytraeidae	10	7
ØB2	OLIGOCHAETA		Oligochaeta indet	2	1
ØB2	OLIGOCHAETA	Naididae	Paranais litoralis	5	3
ØB2	OLIGOCHAETA		Tubificoides benedii	2	4
ØB2	OLIGOCHAETA		Tubificoides cf. pseudogaster		6
ØB2	ISOPODA	Parasellidae	Jaera sp.	25	8

ØB2	AMPHIPODA		Amphipoda indet	1	
ØB2	AMPHIPODA	Gammaridae	Gammaridae indet		1
ØB2	AMPHIPODA	Gammaridae	Gammarus sp.	13	1
ØB2	AMPHIPODA	Aoridae	Aoridae indet		1
ØB2	AMPHIPODA	Aoridae	Microdeutopus gryllotalpa	12	
ØB2	AMPHIPODA	Corophiidae	Corophiidae		1
ØLN1	OLIGOCHAETA	Enchytraeidae	Enchytraeidae	3	2
ØLN2	POLYCHAETA	Nereididae	Hediste diversicolor	2	6
ØLN2	POLYCHAETA	Spionidae	Malacoceros tetracerus	1	
ØLN2	POLYCHAETA	Spionidae	Pygospio elegans		1
ØLN2	POLYCHAETA	Spionidae	Spio filicornis	3	
ØLN2	POLYCHAETA	Capitellidae	Capitella capitata kompleks	5	19
ØLN2	POLYCHAETA	Arenicolidae	Arenicola marina		5
ØLN2	BIVALVIA	Tellinidae	Macomangulus tenuis	1	
ØLN2	AMPHIPODA	Corophiidae	Monocorophium insidiosum		2
ØLS1	ANIMALIA		ANIMALIA	0	0
ØLS2	POLYCHAETA	Polynoidae	Harmothoe cf. fragilis		1
ØLS2	POLYCHAETA	Nereididae	Hediste diversicolor	3	3
ØLS2	POLYCHAETA	Spionidae	Pygospio elegans	2	1
ØLS2	POLYCHAETA	Capitellidae	Capitella capitata kompleks	42	22
ØLS2	POLYCHAETA	Arenicolidae	Arenicola marina	2	1
ØLS2	PROSOBRANCHIA	Littorinidae	Littorina littorea	1	
ØLS2	PROSOBRANCHIA	Nassariidae	Tritia reticulata		2
ØLS2	BIVALVIA	Cardiidae	Cerastoderma edule	1	
ØLS2	DECAPODA	Paguridae	Pagurus bernhardus	3	
ØLS2	PHORONIDA		Phoronis muelleri		3
Ørn1	POLYCHAETA	Nereididae	Hediste diversicolor	49	38
Ørn1	POLYCHAETA	Spionidae	Malacoceros tetracerus	12	12
Ørn1	POLYCHAETA	Spionidae	Pygospio elegans	36	61

Ørn1	POLYCHAETA	Sabellidae	Fabricia stellaris	7	1
Ørn1	OLIGOCHAETA	Naididae	Baltidrilus costatus	22	7
Ørn1	PROSOBRANCHIA	Hydrobiidae	Peringia ulvae	2	1
Ørn1	BIVALVIA	Cardiidae	Cerastoderma edule	1	1
Ørn1	BIVALVIA	Tellinidae	Macomangulus tenuis	2	
Ørn2	POLYCHAETA	Nereididae	Hediste diversicolor	40	41
Ørn2	POLYCHAETA	Spionidae	Malacoceros tetracerus	3	12
Ørn2	POLYCHAETA	Spionidae	Prionospio sp.	3	
Ørn2	POLYCHAETA	Spionidae	Pygospio elegans	19	10
Ørn2	POLYCHAETA	Capitellidae	Capitella capitata kompleks	1	1
Ørn2	POLYCHAETA	Sabellidae	Fabricia stellaris	2	3
Ørn2	OLIGOCHAETA	Naididae	Baltidrilus costatus	29	30
Ørn2	OLIGOCHAETA	Enchytraeidae	Enchytraeidae	1	
Ørn2	OLIGOCHAETA		Tubificoides benedii	8	6
Ørn2	OLIGOCHAETA		Tubificoides heterochaetus		1
Ørn2	PROSOBRANCHIA	Hydrobiidae	Peringia ulvae		1
Ørn2	BIVALVIA	Cardiidae	Cerastoderma edule	4	2
Ørn2	BIVALVIA	Tellinidae	Macomangulus tenuis	1	2
Sto1	ANIMALIA		ANIMALIA	0	
Sto1	OLIGOCHAETA	Enchytraeidae	Enchytraeidae		1
Sto2	ANIMALIA		ANIMALIA	0	
Sto2	POLYCHAETA	Nereididae	Nereididae indet		1
Sto2	POLYCHAETA	Nephtyidae	Nephtys sp.		4
Sto2	POLYCHAETA	Spionidae	Spio gonocephala		1
Sto2	POLYCHAETA	Arenicolidae	Arenicola marina		1

Vedlegg C. Artslister fra helofyttsumpundersøkelsene

Artslister for bunnfauna prøvetatt inne i helofyttsummer og på sedimentbunnen rett utenfor.

		Sjø stort tidevann						Sjø lite tidevann			Brakkvann		
		Hjellosen		Litleiret		Storleiret		Nørholmkilen			Mellomk.	Songevann	Nævestadjf.
		Sump	Sjø	Sump	sjø	Sump	sjø	Sump	Sump	sjø	Sump	Sump	Sump
Hovedgruppe	Artsnavn	Takrør		Havsivaks		Havsivaks		Takrør	Havsivaks		Takrør	Takrør	Takrør
Cnidaria	Cerianthus lloydi		1										
Nemertinea	Nemertea indet											1	
Polychaeta	Arenicola marina				2								
	Capitella capitata				3	2							
	Eteone longa/flava		5		16		1						
	Hediste diversicolor	4	77	7	11	67	16			6		29	26
	Mediomastus fragilis						1						
	Pygospio elegans		7	1	118	4	2						
Oligochaeta	Baltidrilus costatus	103	44	7	2	129	3		61	3			
	Clitellio (Clitellio) arenarius								8				
	Enchytraeidae indet	97	14	45				6	12				
	Monopylephorus irroratus												1
	Nais elinguis										2		
	Paranais litoralis		1								1		1
	Tubificoides benedii		58		432								
	Tubificoides cf. amplivasatus								3				
	Tubificoides cf. pseudogaster												2
	Tubificoides sp	1											
Crustacea	Bathyporeia sp											1	

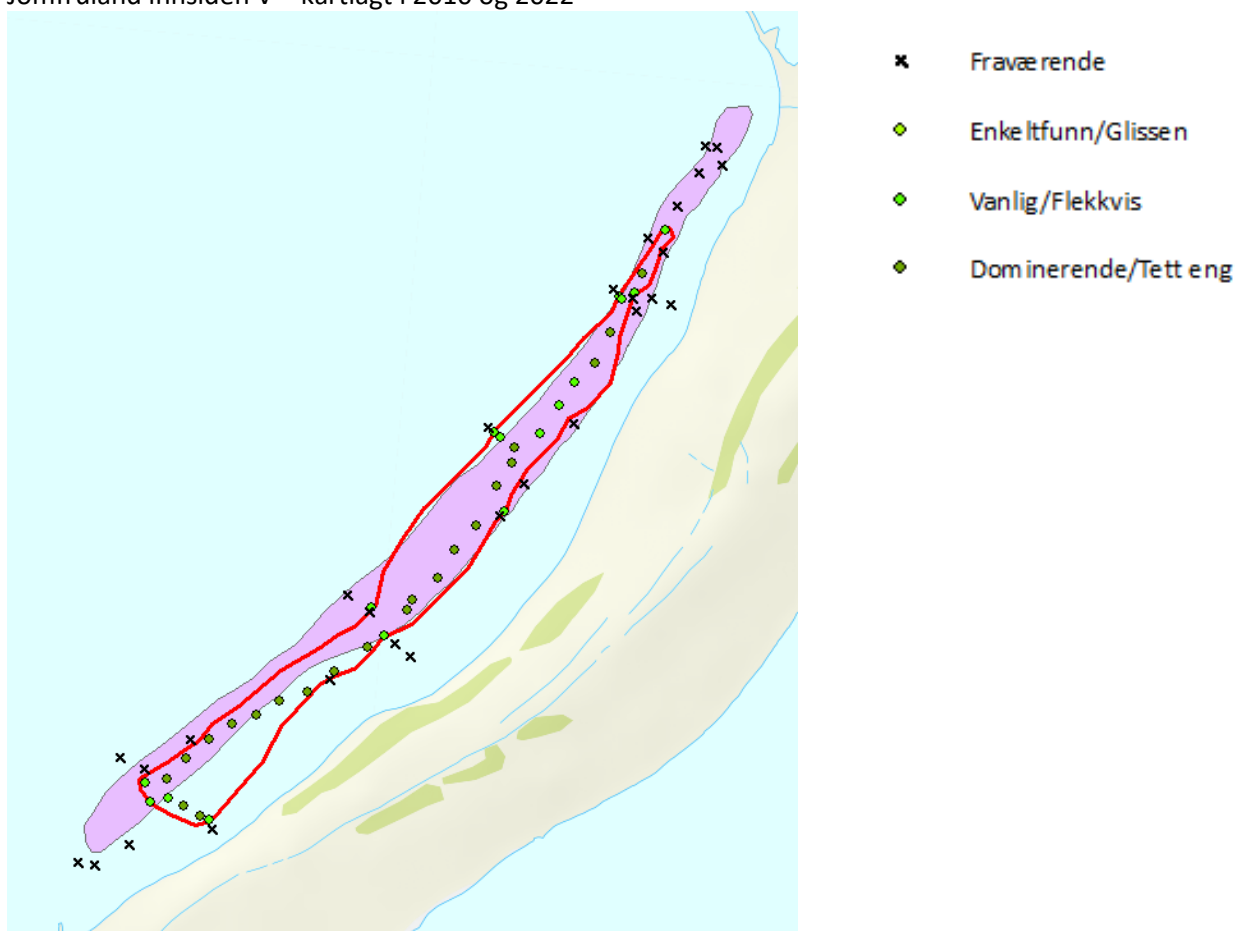
NIVA 7805-2022

	Corophium sp		1						1				
	Gammarus sp	1					1	1		6			
	Heterotanais oerstedii											1	
	Jaera sp				19								
	Praunus flexuosus				1								
	Carcinus maenas							1					
Gastropoda	Littorina littorea			6		2							
	Peringia ulvae	1	409	23	692		161	29	50	135		40	11
	Potamopyrgus antipodarum										22		
Bivalvaia	Cerastoderma edule			8		1						1	
	Mya arenaria		21	26	3	3						1	
	Mytilus edulis		3	4	4	1				1		6	1
	Tellina tenuis	2	47	48	3	48							
Insecta	Chironomidae indet	27	3	10	4					2	53		
	Dytiscidae										1		
	Insecta indet										1		
	Antall arter	8	14	6	14	10	10	3	7	6	7	7	7
	Sum individer	236	691	87	1378	233	238	36	136	148	86	79	43

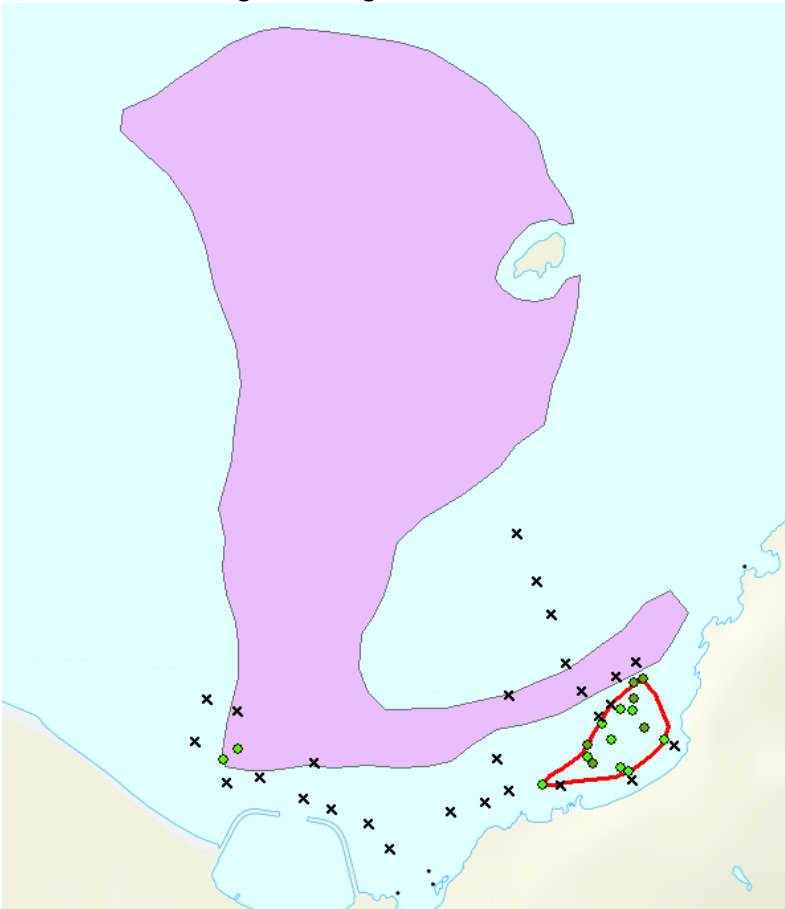
Vedlegg D. Re-kartlagte ålegrasenger

Endringer i utbredelse av ålegrasenger re-kartlagt i 2022. Lilla skravering viser utbredelsen til ålegrasenger ved forrige kartlegging. Rødt omriss viser utbredelsen av ålegrasengene i 2022. Punktregistreringene viser tettheten av ålegras i 2022-kartleggingen.

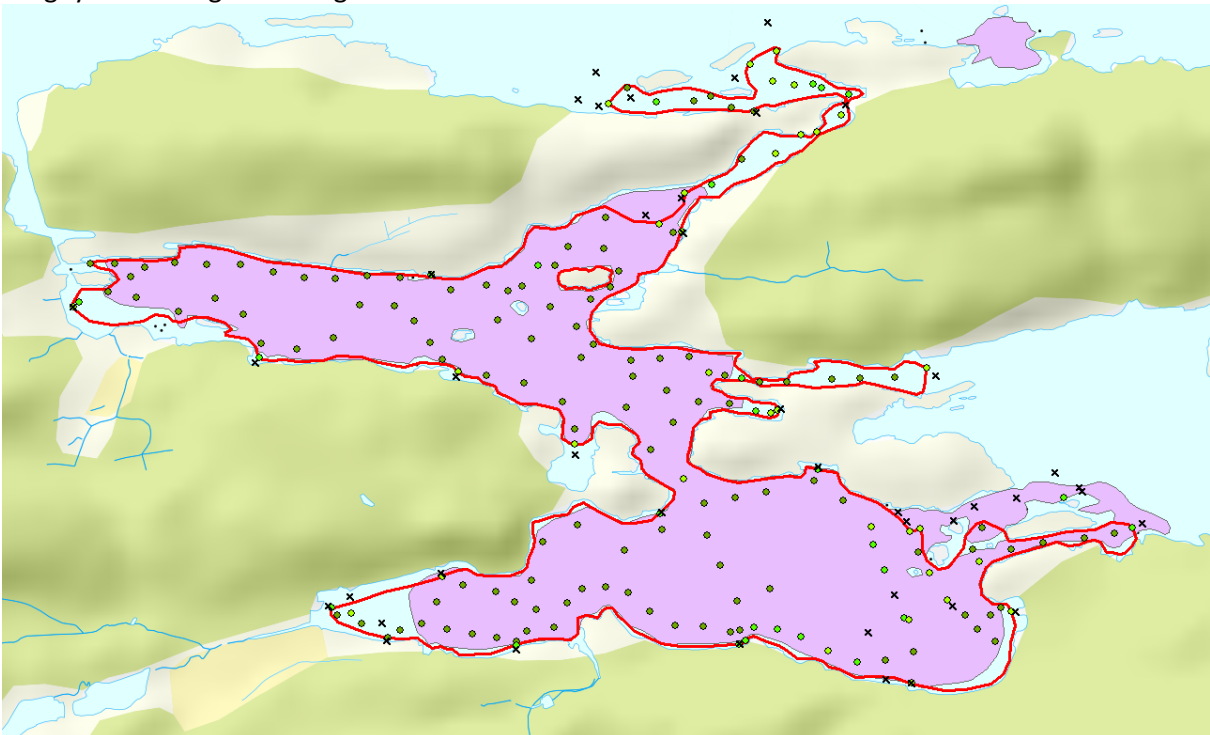
Jomfruland innsiden V – kartlagt i 2010 og 2022



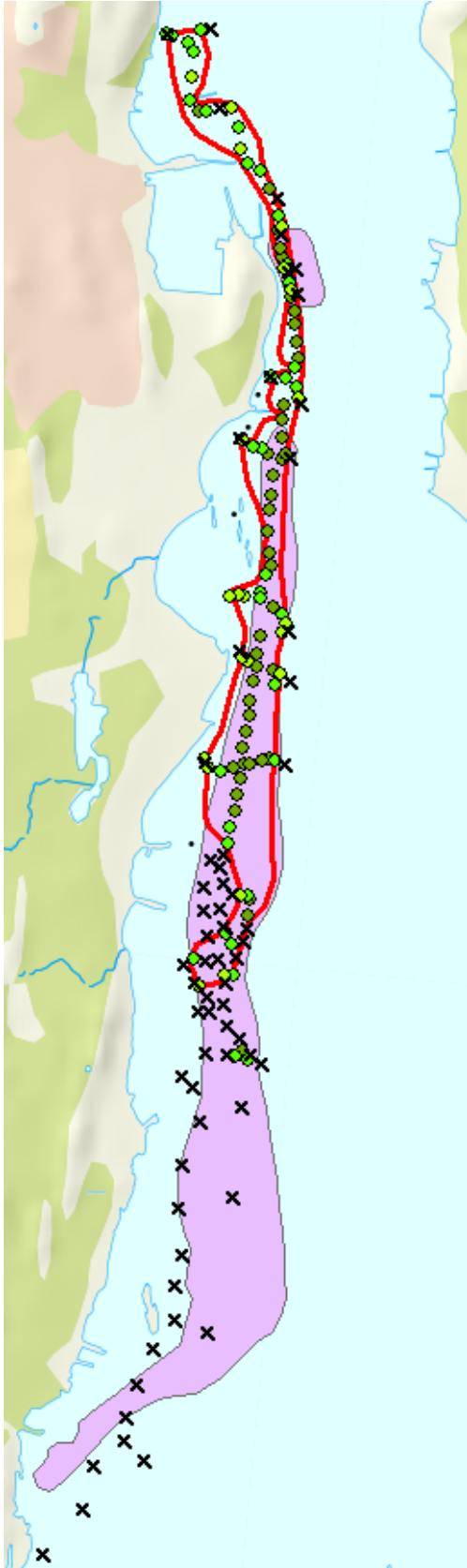
Stråholmen – kartlagt i 2010 og 2022



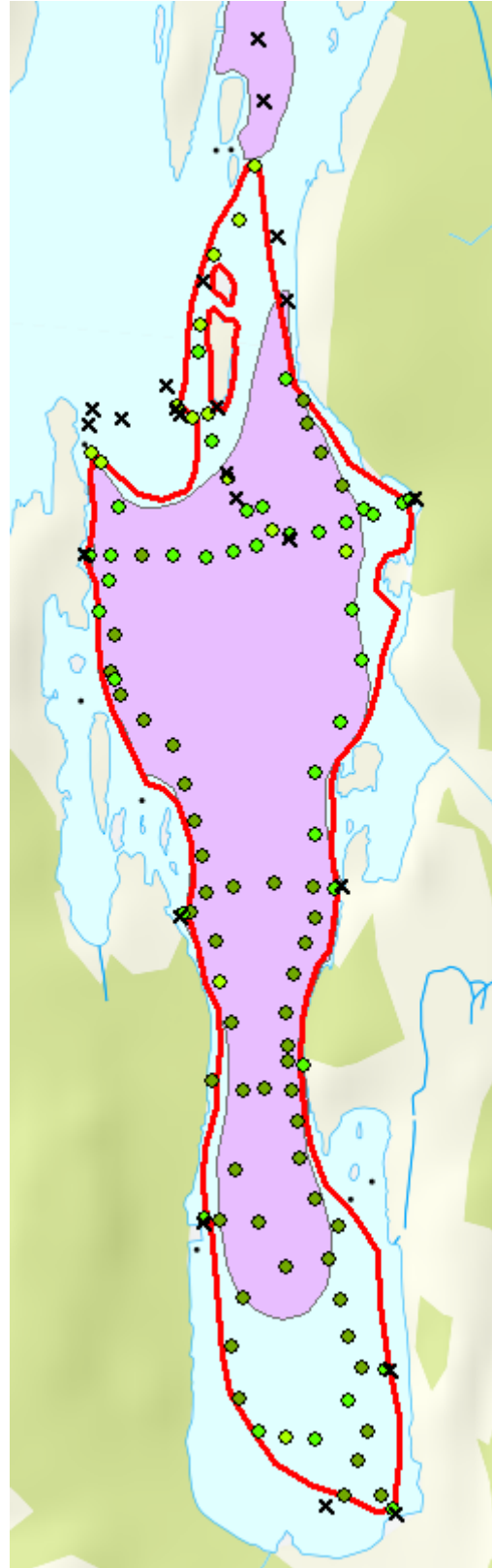
Langøy N – kartlagt i 2009 og 2022



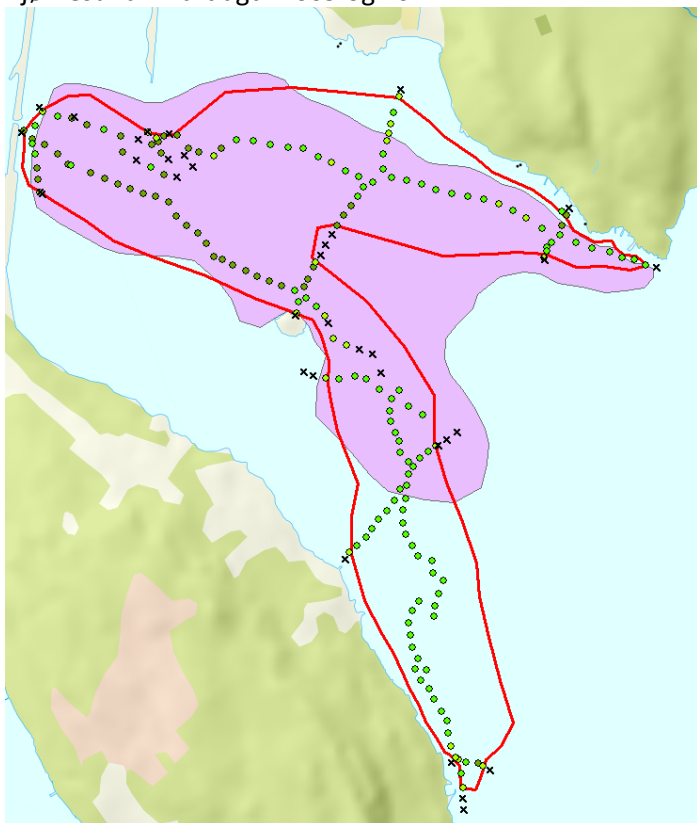
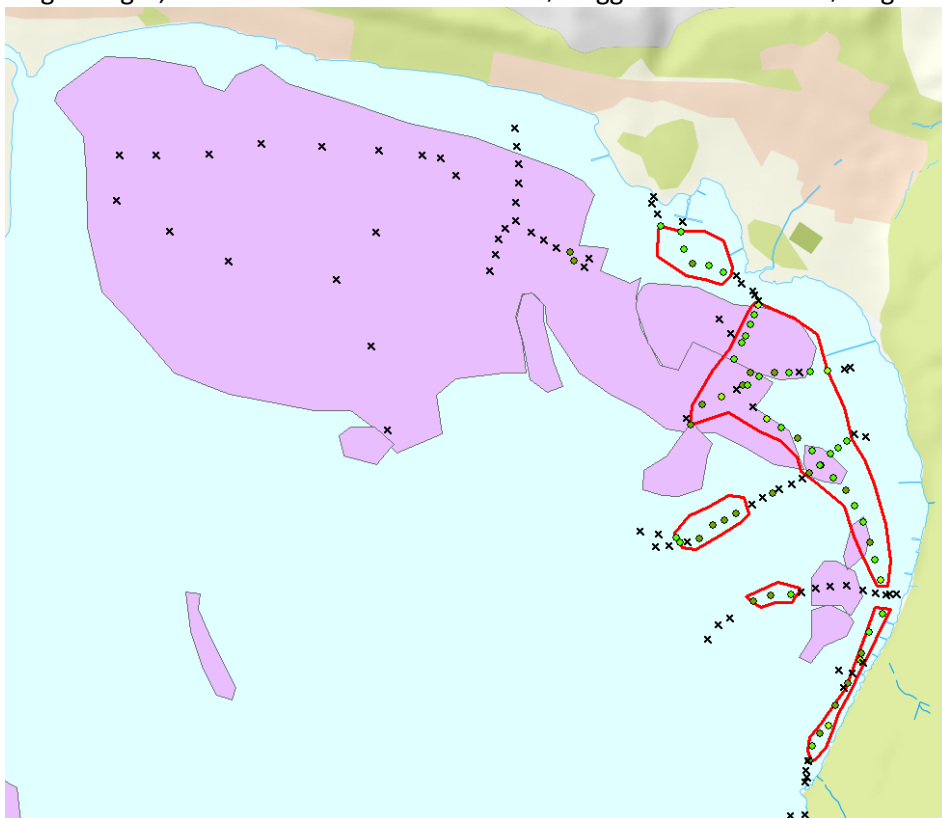
Sandøsund og Krukepynten –
kartlagt i 2008 og 2022



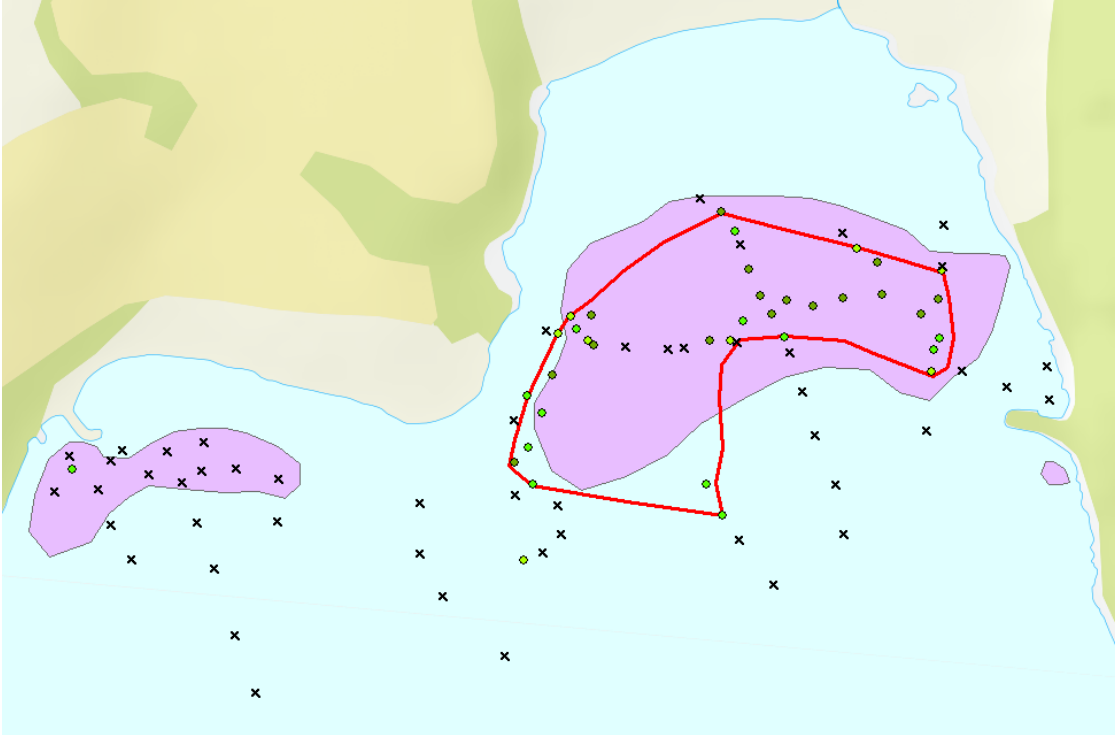
Gåsø –
kartlagt i 2008 og 2022



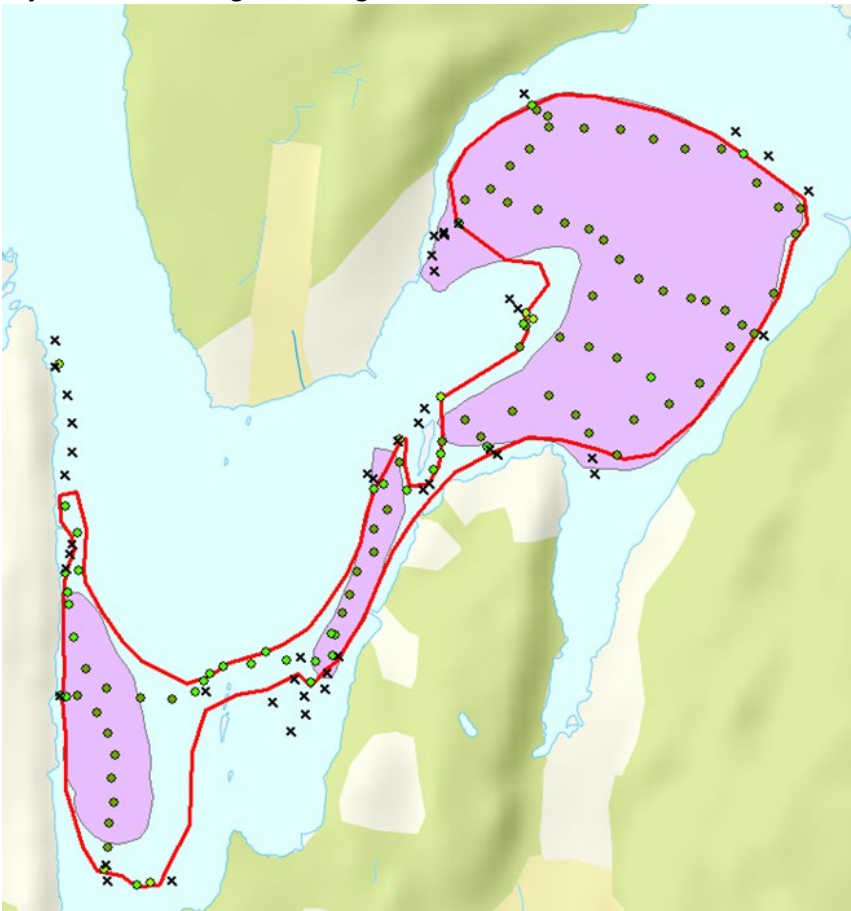
Bjørkesund – kartlagt i 2009 og 2022

Verket – kartlagt i 2008 og 2022 (I Verket stor og Verket liten ble det i 2008 ikke registrert ålegrasenger, men tette forekomster av den løstliggende formen av rødalgen svartkluft. Se **Figur 34**)

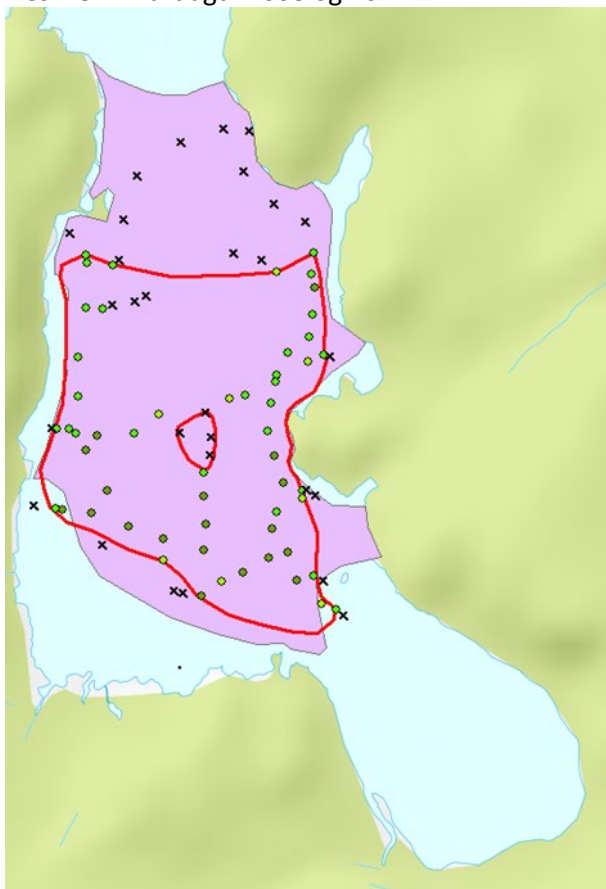
Reierbukta vest og Reierbukta øst – kartlagt i 2009 og 2022



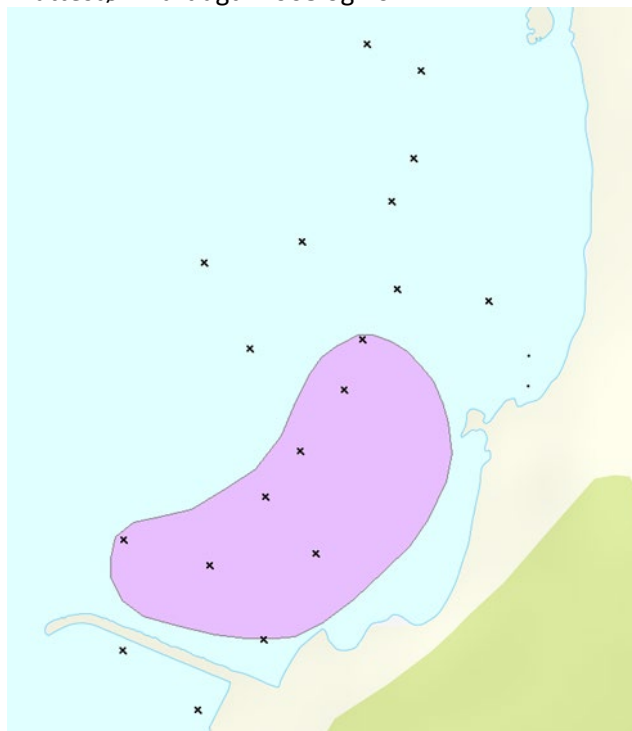
Evjesundet – kartlagt i 2009 og 2022



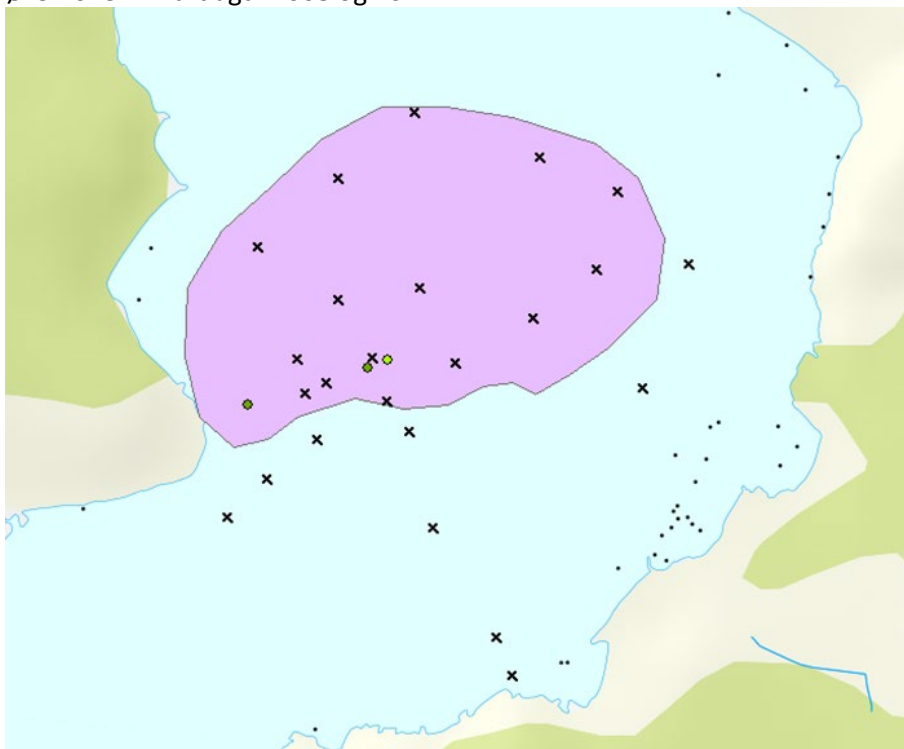
Neskilen – kartlagt i 2008 og 2022



Brattestø – kartlagt i 2008 og 2022



Ørekroken – kartlagt i 2008 og 2022



Vedlegg E. Sukkertarefauna

Artslister for sukkertarefauna samlet på fire lokaliteter ved Homborsund, juni og august 2022

Stasjon	Havnevågholmen			Haralden			Havnevågholmen			Homborøya			Makrellbukta		
Dato	11.8.2022			12.8.2022			1.6.2022			1.6.2022			2.6.2022		
Tareplante	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
<i>Acanthocardia echinata</i>	1				1										
<i>Testudinalia testudinalis</i>	1														
<i>Amphithoe rubricata</i>				3		2			2					1	1
<i>Amphipoda indet</i>	36	10	13	3	13	17	3	1	4	4	7	1		8	33
<i>Amphipoda indet</i>			7												
<i>Patella pellucida</i>	5	5	2	20	13	7	1		1	1	1				
<i>Aora typica</i>	2	1	8			3				1			1		
<i>Aoridae indet</i>	13	3	37	1	1	8			1	4	1	1	1		
<i>Apherusa bispinosa</i>	4		3								2				
<i>Apherusa sp</i>										1				1	2
<i>Asteroidea juvenil</i>	2		2										4	3	3
<i>Asterias rubens</i>	2		1	1	2	2								3	1
<i>Asteriidae indet</i>								1		1	1	1			
<i>Bittium reticulatum</i>	115 6	219	257	55	258	80	1	17	4	1	5	2	20	77	133
<i>Bivalvia indet</i>								1	1		3				
<i>Brachyura larve</i>					2										
<i>Capitella capitata</i>				1											
<i>Caprella sp</i>	14	1	13		1								2		2
<i>Cardiidae juvenil</i>				1				1							
<i>Caridea indet</i>	1	3	1												
<i>Chironomidae indet</i>	5	5	4	3	2			1			1		1	2	7
<i>Circeis spirillum</i>	118	54	64	29 4	261	432							21	18	17
<i>Corophiidae indet</i>	23	5	9	2	8	9	2		2	1	1			1	2
<i>Crassicorophium bonellii</i>										1			1		
<i>Dexamine thea</i>										3			1	1	10
<i>Dexamine sp</i>	149	103	102	4	13	25	2			1	6	1	6	5	29
<i>Echinoidea indet</i>															1
<i>Exogone naidina</i>													2		1
<i>Exogone sp</i>										1	5				
<i>Fabricia stellaris</i>					1		1			4					
<i>Gammaridae indet</i>											2				
<i>Gammarus sp</i>						1									
<i>Gastropoda indet</i>	263	275	189	6	58	80	6 3	66	41	26 0	27 5	18 5	40	16 0	112
<i>Steromphala cineraria</i>	1	4	2	3	5	5								3	
<i>Harmothoe imbricata</i>			1	2		1								2	
<i>Harmothoe sp</i>															5
<i>Hediste diversicolor</i>			1		1										
<i>Hiatella arctica</i>	6	4	6	4	2	9	1	3	7	11	15	9	4	12	10
<i>Hippolyte varians</i>	2	2	3												
<i>Idothea sp</i>							1			1	1			2	2
<i>Ischyroceridae indet</i>				2				2							
<i>Jaera sp</i>			1											1	

Stasjon	Havnevågholmen			Haralden			Havnevågholmen			Homborøya			Makrellbukta		
Dato	11.8.2022			12.8.2022			1.6.2022			1.6.2022			2.6.2022		
Tareplante	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
<i>Jassa sp</i>				1	2										
<i>Kurtiella bidentata</i>				1											
<i>Lacuna vincta</i>	67	311	100	97	119	37				1			6	7	4
<i>Littorina littorea</i>					1										
<i>Macropodia rostrata</i>	1														
<i>Marshallora adversa</i>	1				1	1									
<i>Microprotopus cf. maculatus</i>	2	1				3									
<i>Musculus subpictus</i>	1			1	2	1	1	4	3	3	2				2
<i>Mya arenaria</i>			1												
<i>Mysida indet</i>							1	1	2		3	2			
<i>Mytilus edulis</i>	8	1	2	1	2	4									3
<i>Mytilidae indet</i>											1				
<i>Nereidae indet</i>										3	50	1	1		1
<i>Nudibranchia indet</i>							1	1		1	1				1
<i>Omalogyra atomus</i>	6	1		1	23	13							2	4	6
<i>Onchidorididae indet</i>													2	1	1
<i>Onoba semicostata</i>			2			6									
<i>Pholoe sp</i>														1	
<i>Phtisica marina</i>	3	2	3										1		1
<i>Phyllodocidae indet</i>														1	1
<i>Pisces indet</i>										1		1	4	2	1
<i>Pisidia longicornis</i>								3							
<i>Platynereis dumerilii</i>	28	11	7	8	19	16			1	4	1				
<i>Polychaeta indet</i>								1	1		2		1		
<i>Polynoidae indet</i>							2	2	5	1	7				
<i>Spirobranchus triqueter</i>						1									
<i>Retusa truncatula</i>	1			1		2									
<i>Rissoa lilacina</i>	201	70	150	27	43	51	3	7						1	17
<i>Rissoa parva</i>	270	142	109	15	66	33								2	1
<i>Rissoa sp</i>	871	173	233	30	148	103									8
<i>Rissoidae indet</i>								12	1	1					
<i>Schistomysis ornata</i>													1	8	
<i>Skeneopsis planorbis</i>		1													
<i>Skeneidae indet</i>							2	7	3						
<i>Spirorbis (Spirorbis) spirorbis</i>	5	7	14	14	131	129							2	8	2
<i>Spiralina spiralis</i>	1		1												
<i>Stenothoidae indet</i>			1												
<i>Syllidae indet</i>			1										1	1	
<i>Turtonia minuta</i>					4	1									
<i>Velutina velutina</i>	75	7	29			9									
Antall individer	334	142	137	86	120	109	8	12	82	31	39	20	12	33	420
	5	1	9	8	3	1	5	7		0	2	3	5	6	
Antall arter	36	27	36	29	30	31	1	17	17	24	23	10	23	28	32
Sum antall individer totalt															1138
Sum antall Taxa totalt															378

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