FORSLAG TIL METODE FOR KARTLEGGING AV SÅRBARE ARTER OG NATURTYPER PÅ GRUNT VANN (0-50 METERS DYP) TIL SØKNADER OM AKVAKULTUR I SJØ

Kunnskapsleveranse til Fiskeridirektoratet

Vivian Husa og Tina Kutti (HI)



RAPPORT FRA HAVFORSKNINGEN NR. 2022-9

Tittel (norsk og engelsk):

Forslag til metode for kartlegging av sårbare arter og naturtyper på grunt vann (0-50 meters dyp) til søknader om akvakultur i sjø

Suggested methods for mapping of vulnerable species and habitat i shallow waters (0-50 meters depth) in connection with applications for aquaculture facilities in sea

Undertittel (norsk og engelsk):

Kunnskapsleveranse til Fiskeridirektoratet

Knowledge advice to Directorate of Fisheries

Rapportserie:	År - Nr.:	Dato:
Rapport fra havforskningen	2022-9	31.03.2022
ISSN:1893-4536		

Forfatter(e):

Vivian Husa og Tina Kutti (HI)

Forskningsgruppeleder(e): Carsten Hvingel (Bentiske ressurser og prosesser) Godkjent av: Forskningsdirektør(er): Geir Lasse Taranger Programleder(e): Jan Atle Knutsen og Terje Svåsand

Distribusjon:

Åpen

Prosjektnr:

14900

Oppdragsgiver(e):

Fiskeridirektoratet

Oppdragsgivers referanse:

20/16132

Program:

Miljøeffekter av akvakultur

Kystøkosystemer

Forskningsgruppe(r):

Bentiske ressurser og prosesser

Antall sider:

34

Forord:

Denne rapporten er en del-leveranse på bestilling 20/16132 «Kunnskapsstøtte: forslag til metodikk for kartlegging av sårbart naturmangfold». Denne rapporten komplementerer rapporten: *Forslag til metode for kartlegging av sårbare arter og naturtyper på dypt vann til søknader om akvakultur i sjø* (https://imr.brage.unit.no/imr-xmlui/handle/11250/2825884). Fiskeridirektoratet er oppdragsgiver på begge rapportene.

Rapporten anbefaler prosedyrer for kartlegging av bunnsamfunn i et område eller ved en lokalitet som ønskes tatt i bruk til ulike akvakulturformål. Hensikten med en slik undersøkelse er å kartfeste forekomst og tetthet, samt å estimere omfang av arter som bidrar til å danne grunne naturtyper som står på Norsk rødliste for naturtyper (Artsdatabanken 2018) eller på OSPARS liste over truede og/eller minkende habitat (OSPAR, Reference Number: 2008-6). Spesielle grunne naturtyper jfr. Håndbok for kartlegging av marint mangfold (DN- 2007) og forvaltningsrelevante marine naturenheter (Bekkby mfl. 2021) kan også omfattes av en slik undersøkelser. En slik kartlegging kan også avdekke spredte forekomster av arter med rødlistestatus som ikke danner en naturtype.

Ord og definisjoner

CSV fil: lagrer tabelldata i ren tekstform med komma mellom hvert informasjonselement, og brukes ved overføring av data mellom databaser.

GIS: Geografisk informasjonssystem

GPS system: Geografisk posisjoneringsutstyr

HD kamera: High definition kamera, standard som sikrer god oppløsning på opptak

Laser: To laserstråleinnretninger som sender ut stråler som ender i to lyspunkt på bunnen, brukes til å estimere størrelse på individ, tetthet og arealberegninger

NiN: Natur i Norge, kartleggingsverktøy og beskrivelsessystem for natur bygd opp av hovedtyper og grunntyper

Metadata: Data om data, informasjon som beskriver annen informasjon

OSPAR: Oslo-Paris (konvensjon), konvensjonen om beskyttelse av det marine miljø i det nordøstlige Atlanterhavet

ROV: Remotely operated vehicle, bevegelig undervannsfarkost som styres via en kabel fra båt

Sammendrag (norsk):

Dette er et forslag til metodikk for kartlegging av grunne sårbare naturtyper og arter (0-50 m) ved søknader om akvakultur i sjø og er et supplement til rapporten som foreslår metodikk for kartlegging av dype sårbare naturtyper. Mens dype naturtyper i svært liten grad er kartlagt i kystnære områder i Norge, er en del av naturtypene i grunne områder kartlagt og modellert gjennom Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold. I 2021 ble det lagt frem forslag om forvaltningsrelevante marine naturenheter, som omfatter truede og nær truede naturtyper og arter, dårlig kartlagte naturtyper, naturtyper med viktig økologisk funksjon og naturtyper med internasjonale forpliktelser. Mange av naturtypene som er foreslått forekommer i grunne områder. Metodikken som vi foreslår, vil kunne registrere de fleste av disse naturtypene og vi har i tillegg tatt med noen ressursarter som lever i grunne områder som potensielt kan påvirkes av utslipp fra akvakultur.

Kartleggingen av sårbare naturtyper foretas enklest ved hjelp av analyse av undervannsvideo. Avhengig av hvor topografisk komplekst området som skal kartlegges er, kan kartleggingen foretas enten med fjernstyrt undervannsfarkost eller slepevideo. Høy kvalitet på bildene er nødvendig for analysearbeidet, og det stilles derfor krav til kamera med høy oppløsning og godt lys, noe som bidrar til å optimalisere bildekvaliteten. For å sikre at bildekvaliteten egner seg til identifiseringsarbeid, anbefales det at det blir krav til at en med taksonomisk ekspertise er med under selve karleggingen og innsamling av videomateriale. Laser må brukes for å estimere hvor stort område man har observert på bildene og for å estimere tetthet av arter som bygger naturtypen.

Vi anbefaler at man kartlegger bunnen under det planlagte akvakulturanlegget og 250 meter fra anleggets ytterkant i alle retninger. Videre anbefaler vi at området ut til 500 meters distanse fra merdkant undersøkes i hovedstrømretning/retninger. Ved enhver kartlegging anbefales det at minst 3-4 % av undersøkelsesområdets areal over dyp 0- 50 meter undersøkes. Ved søknad om utvidelse av anlegget er det vanskelig å kartlegge under anlegget og vi foreslår derfor ett design der man kan undersøke nærområdet til anlegget uten å komme i konflikt med fortøyninger. Metodikken kan kombineres med undersøkelser i dypere områder og vi foreslår at i slike tilfeller undersøkes minst 3% av det grunne området og 3% av dypere områder.

Undersøkelseslinjer planlegges av den ansvarlige kartleggeren og kan følge ulike mønster som parallelle transekt, transekt i rutemønster eller transekt som følger dybdekotene eller går på tvers av disse. Rapporten beskriver også hvordan billedmaterialet bør analyseres og hvordan data bør behandles og presenteres.

Sammendrag (engelsk):

This report is a management advice for Norwegian authorities on methods for mapping of vulnerable habitats and species in shallow areas (0-50 meters) before situating a aquaculture facility. This report is a supplement to the report that suggest methods for mapping of deeper habitats. While deep habitats are poorly mapped in coastal areas in Norway, some shallow habitats have been mapped within the project National program for mapping and monitoring of biodiversity. In 2021 a suggestion on marine habitats which should be a subject to management was published. This suggestion harbours habitats and species which are threatened, habitats which is poorly known, habitats which have a high ecological importance and habitats with international obligations.

Mapping of vulnerable habitats is generally undertaken using underwater video surveys. Video surveys can be conducted using either a towed video sledge or a small ROV, dependent on the complexity of the seabed. Image annotations require high quality photographs; hence all video surveys must be undertaken using high resolution cameras, sufficient lighting and at a slow pace ensuring the acquisition of photo images suitable for taxonomic analysis. To ensure the acquisition of high-quality images we request that an experienced image annotator participates on all survey cruises. Lasers are required for the scaling of images and density estimations.

We recommend that mapping should be conducted under the planned farm and in an area stretching from the edge of the farms and 250 meters outwards in four cardinal directions. Furthermore, we recommend that the area within a distance of 500 meters from the edge of the farm is examined in the dominant surface current directions. The survey lines must cover at least 3 % of the survey area (shallower than 50 meters). We also present an option for surveying operating farms without conflicting with mooring lines. In cases where both shallow and deep areas are subject to mapping at least 3% of the area in each category should be covered. Survey lines should be well planned by the responsible person and can follow different patterns depending on the topography of the locality such as parallel lines, crossing lines, vertical og horizontal lines to the depth isolines. The report also gives advice on video analysis, data analysis and presentation.

Innhold

1 Innledning 6

2 Kunnskapsstatus-grunne naturtyper på hardbunn og bløtbunn 8

2.1 Hardbunn 8

2.1.1 *Tareskog* 8

2.2 Bløtbunn 10

2.2.1 *Bløtbunnsområder i strandsonen* 10

2.2.2 *Ruglbunn* 11

2.2.3 *Marin undervannseng* 12

2.3 Skjell 13

2.3.1 *Eksponert blåskjellbunn* 13

2.3.2 *Østers* 14

2.3.3 *Kamskjellforekomster* 14

2.4 Koraller, svamp og sjøfjær på grunt vann 15

2.5 Rødlistede arter på grunt vann 16

2.6 Oversikt over naturtyper som kan inngå i undersøkelsen 16

3 Kartleggingsmetodikk 19

3.1 Kompetansekrav til personell 19

3.2 Krav til utstyr 20

3.2.1 *Billedkvalitet, lys og nærhet til bunn* 20

3.2.2 *Laser* 20

3.2.3 *Posisjonering* 20

3.2.4 *Logging av metadata og lagring av data* 20

4 Kartleggingsområde og design 22

4.1 Kartleggingsområde 22

4.2 Kartleggingsdesign 24

4.3 Kartleggingsinnsats 25

5 Video og bildeanalyser 27

5.1 Kontinuerlig analyse 27

5.2 Diskontinuerlig analyse 27

5.3 Registrering av arter og naturtyper 27

5.4 Registrering av substrat 28

5.5 Programvare og lagring av data 29

5.6 Dataanalyse 29

5.6.1 *Datapunkt* 29

5.6.2 *Beregning av tetthet* 29

6 Rapport 30

6.1 Kart og dataformat 30

7 Referanser 31

1 - Innledning

I Norge har det så langt ikke vært en etablert praksis å kartlegge forekomst av verdifulle naturtyper og unike naturtyper i forbindelse med akvakultursøknader i sjø. I de seinere årene har det vært økt fokus på dette, og sammen med nye forskningsresultater som viser negative effekter på sårbare og rødlistede naturtyper og arter, har dette ført til at forvaltningsmyndighetene i en rekke tilfeller har krevd en naturtypekartlegging for å vurdere lokalitetens egnethet.

En del naturtyper i grunne områder i kystsonen er kartlagt gjennom Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold som startet opp i 2003 for å følge opp Stortingsmeldingen om biologisk mangfold (St.meld. 42, 2000-2001). Kartleggingen i marine områder startet opp i 2007 og ble sluttført i 2018. Hovedfokus har vært på naturtypene tareskog, skjellsand, israndavsetninger, bløtbunnsområder, ålegrasenger og på nøkkelområder for spesielle arter og bestander: østersforekomster, større kamskjellforekomster og gytefelt for kysttorsk. Dataene kan hentes fra databasene Naturbase og Yggdrasil (Fiskeridirektoratet). I 2020 startet prosjektet «Marine grunnkart i kystsonen» opp i tre pilotområder (Rogaland, Møre og Troms) og vil gi mer detaljert kunnskap om naturtyper også i dypere områder.

Natur i Norge (NiN) er et kartleggingsverktøy som ble innført i 2009 og skal sikre at kartlegging av natur gjennomføres på en sammenlignbar måte og med felles begrepsapparat. NiN er et beskrivelsessystem som er bygd opp av hovedtyper og grunntyper av natur. Det er utgitt en kartleggingsveileder for marin natur, men denne er ennå under utprøving (Andersen mfl. 2019).

I 2021 ble det fremmet forslag om forvaltningsrelevante naturenheter som omfatter truede eller nær truede naturtyper (CR, EN, VU og NT i Rødlista for naturtyper), dårlig kartlagte naturtyper (DD i Rødlista for naturtyper), naturtyper med viktig økologisk funksjon (levested for truede eller nær truede arter, eller viktig for mange arter), naturtyper med internasjonale forpliktelser (Bekkby mfl. 2021).

Akvakultur i sjø kan omfatte mange typer anlegg der type og kvantitet av utslipp kan variere, ulike typer utslipp vil også ha ulikt spredningsmønster. Utslipp fra matfiskanlegg i sjø og på land vil omfatte løste næringssalter, organiske partikler, legemidler og andre fremmedstoff. Landbaserte anlegg vil kunne ha lavere mengde utslipp av organsiske partikler og løste næringssalter avhengig av hvilken renseteknologi som brukes. Utslipp fra tareanlegg vil i hovedsak bestå av lett nedbrytbart materiale som faller av anleggene. Ved normal drift vil det være lite tap av tarebiomasse fra anlegget, men stormhendelser kan føre til større tap. Undersøkelser etter slike hendelser viser at materialet er nedbrutt etter tre måneder, og man konkluderer derfor med at bunnpåvirking fra tareanlegg er lav (Norderhaug mfl. 2021). Utslipp fra blåskjellanlegg er i hovedsak løste næringssalter fra skjellenes metabolisme og nedfall av knuste skjell. Slike skall vil i hovedsak falle rett til bunns under anleggene og kan ha en lokal effekt på bunnsamfunn rett under anlegget dersom større mengder skjell faller ned (Chamberlain mfl. 2001).

Topografi, strøm og spredningsmønster for utslipp vil variere mye fra lokalitet til lokalitet langs norskekysten. Vi har derfor foreslått ulike design for kartleggingen, selv om det totale arealet som vi mener bør undersøkes ved lokaliteten står fast. Dette vil gi et stort ansvar til den som skal planlegge en slik undersøkelse, men også frihet til å velge et fornuftig design basert på lokalitetens egenskaper. Derfor har vi også foreslått høye krav til kompetanse hos den som skal lede arbeidet.

I denne rapporten anbefaler vi at tolkninger av resultatene og vurdering av lokalitetens egnethet for akvakultur gjøres av forvaltningsmyndighetene, gjerne i samråd med fagfolk, da det ennå ikke finnes retningslinjer for karakterisering og verdisetting av naturtyper som ikke er kartlagt gjennom Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold. For de kartlagte naturtypene er det nylig foreslått en revisjon av de eksisterende verdisettingskriteriene (Bekkby mfl. 2020).

Vi er klar over at det kan ta noe tid før man får opparbeidet god tilgjengelighet på alle tekniske spesifikasjoner som er foreslått her, slik som for eksempel mini-ROV, drone eller videorigg med GPS system og laser. Vi foreslår at det i en overgangsperiode kan godtas lavere krav til slike tekniske løsninger. Likeledes at ulike selskaper får litt tid til å lære opp

personell til å planlegge og gjennomføre arbeidet og analysene.

Vi gjør oppmerksom på at denne rapporten ikke må anses som en veileder for slik kartlegging, men et forslag til metodikk som skal danne basis for en slik veileder.

2 - Kunnskapsstatus-grunne naturtyper på hardbunn og bløtbunn

2.1 - Hardbunn

2.1.1 - Tareskog

Tareskog opptrer oftest på hardbunn og finnes i hele den eufotiske sonen (sone med nok lys til fotosyntese) fra fjøra og ned til 30-40 meters dyp langs kysten. Tare kan også finnes på små stein og blokker på sandbunn. Den mest fremtredende tareskogen i Norge er stortareskog som finnes langs hele kysten, men er mest velutviklet på bølgeeksponerte lokaliteter fra Rogaland og nordover. I Skagerrak og i fjordområdene langs kysten er stortaren mer spredt og mindre av vekst. Sukkertare trives best på middels bølgeeksponerte til beskyttede lokaliteter, mens fingertare utkonkurreres av de andre tareartene og er ofte forvist til et smalt belte øverst i sjøsonen. Tareskogen kan ofte opptre som blandingsskog og kan ha innslag av flere andre tarearter som butare og draugtare. Tareskog står på OSPARs liste over truede og/eller minkende habitat (OSPAR 2008) og flere av tareskogtypene våre er på Norsk rødliste for naturtyper (Artsdatabanken 2018). Tareskog kan påvirkes både av utslipp av næringssalter, organiske partikler og badebehandlingsvann inneholdende legemidler for bekjempelse av lakselus. En studie av effekter på stortareskogsamfunn i nærheten av matfiskanlegg på bølgeeksponerte grunne lokaliteter viste at stortareskogen er motstandsdyktig mot påvirkning fra næringssalter og organiske partikler i dette miljøet (Taraldset Haugland mfl. 2021). Direkte effekter på sukkertareskog er ikke undersøkt, men en studie av vekst hos sukkertare i umiddelbar nærhet til matfiskanlegg viste at veksten hos sukkertare ikke var påvirket verken positivt eller negativt av ekstra næringssalt fra anlegget (Taraldset Haugland mfl. i arbeid). Utslipp av hydrogenperoksid fra akvakulturanlegg eller brønnbåt kan derimot ha en kraftig negativ effekt på overlevelse og fotosyntesekapasitet hos unge sukkertare (Taraldset Haugland mfl. 2019). Tareskog reetablerer seg relativt raskt etter en ytre påvirkning, dersom forholdene ligger til rette for det (eg. fravær av kråkeboller og forurensing, ledig substrat).



Figur 1. A. Stortareskog. B. Sukkertareskog. C. Fingertarebunn, D. Butarebunn. Foto: Erlings Svensen

2.1.1.1 - Stortareskog

Større stortareskogsforekomster (Figur 1a) er kartlagt og sannsynlig utbredelse for tett og middels tett stortareskog er modellert langs kysten. Norsk rødliste for naturtyper 2018 (Artsdatabanken 2018) vurderer nordlig stortaretareskog (Norskehavet og Barentshavet) som nær truet på grunn av kråkebollebeiting, mens sørlig stortareskog (Nordsjøen og Skagerrak) ikke er rødlistet (Gundersen mfl. 2018).

Stortareskog er foreslått verdisatt etter størrelse, nærhet/overlapp med samhørende arter eller naturtyper, funksjonsområde for rødlistede arter og avvik fra naturtilstand (Bekkby mfl. 2020).

2.1.1.2 - Sukkertareskog

Sukkertareskog (Figur 1b) i Norge har ikke blitt systematisk kartlagt eller modellert under Nasjonalt kartleggingsprogram-kyst, og kun en grov modell foreligger som indikasjon på utbredelse (Gundersen mfl. 2011). Norsk rødliste for naturtyper 2018 (Gundersen mfl. 2018) vurderer nordlig sukkertareskog (Norskehavet og Barentshavet) og sørlig sukkertareskog (Nordsjøen og Skagerrak) som sterkt truet. I nord er det på grunn av vedvarende kråkebollebeiting de siste 50-60 årene og i sør angis økende sjøtemperaturer og utslipp av løste næringssalter i kystvannet som årsak til nedgang i populasjonene.

2.1.1.3 - Fingertarebunn

Fingertarebunn (Figur 1c) i Norge har ikke blitt systematisk kartlagt eller modellert under Nasjonalt kartleggingsprogram-kyst. Norsk rødliste for naturtyper 2018 (Gundersen mfl. 2018) vurderer nordlig fingertarebunn (Norskehavet og Barentshavet) som sårbar på grunn av kråkebollebeiting, mens sørlig fingertarebunn ikke er vurdert for rødlisten (Gundersen mfl. 2018).

Stortareskog, sukkertareskog og fingertarebunn langs hele kysten, samt sørlig butarebunn (Figur 1d) er foreslått som

forvaltningsrelevante marine naturenheter (Bekkby mfl. 2021).

2.2 - Bløtbunn

2.2.1 - Bløtbunnsområder i strandsonen

Bløtbunnsområder i strandsonen kan være bølgepåvirkede strender av ren sand, strandflater med mudderblandet sand eller strandflater med bløtt mudder i beskyttede områder. Slike områder kan være svært artsrike med mange ulike typer skjell, børstemark og små krepsdyr (Figur 2). Mange arter lever nedgravd i sedimentet. Slike bløtbunnsområder er et godt matfat for fugl og fisk og regnes som viktige rasteplasser for trekkfugler. Vi finner mindre bløtbunnsområder langs hele kysten, mens større områder er mer sjeldne. Slike bløtbunnsområder er ikke vurdert som truet i norsk rødliste for naturtyper, men står på OSPARS liste over sårbare og minkende habitat. Bløtbunnsområder i strandsonen er foreslått verdisatt etter størrelse, nærhet/overlapp med samhørende arter eller naturtyper, produksjonsrate, funksjonsområde for rødlistede arter og avvik fra naturtilstand og sjeldenhet (Bekkby mfl. 2020). Ulike varianter av bløtbunnsområder i strandsonen som tidevannsmudderflate, grunne sandområder, tidevannseng og tidevannssump er foreslått som forvaltningsrelevante marine naturenheter (Bekkby mfl. 2021).



Figur 2. Bløtbunnsområde med fjæremark. Foto: Erling Svensen

Negative effekter av utslipp av næringssalter og organisk materiale på samfunn i grunne bløtbunnsområder er godt dokumentert fra land som Sverige, Danmark, Tyskland og Frankrike som har store slike områder. For mye løste næringssalter, særlig i form av nitrogen, kan føre til økt planteplanktonproduksjon i grunne beskyttede områder. Dette vil igjen føre til økt nedfall av plankton-detritus som skaper dårlige oksygenforhold på bunnen når det nedbrytes (Rosenberg mfl. 2001). I tilfeller med høye næringssaltkonsentrasjoner kan man også få tette matter av grønnalger som dekker området (Pihl mfl. 1999). Tilførsler av små organiske partikler kan ha samme effekt ved at det øker

produksjonen i faunasamfunn og fører til for stort oksygenforbruk. Studier fra grunne bløtbunnsområder i Sverige viser at overgjødsling i slike habitat fører til redusert biomasse og artsmangfold i dyresamfunnene (Rosenberg & Nilsson 2005). Bølgeeksponerte grunne områder er mindre utsatt enn mer beskyttede områder med mindre vannutveksling. På grunn av tidevannets betydning for utskifting av vann i grunne beskyttede områder, vil områder i sørlige deler av Norge være mer utsatt enn grunne områder i nord, der tidevannsforskjellen kan være flere meter. Slike områder kan også potensielt påvirkes av badebehandlingsvann inneholdende legemidler, siden rekkevidden av disse kan være stor hvis de slippes fra merder eller brønnbåt nærme slike bløtbunnsområder (Næverlid mfl. 2021). Det er ikke gjort undersøkelser av slike effekter i naturen, men en rekke studier viser effekter på arter som er vanlige i slike områder (Escobar 2021). Grunne bløtbunnsområder i Norge er kartlagt og modellert i nasjonalt program og kartlag er tilgjengelige i Naturbase og Yggdrasil.

2.2.2 - Ruglbunn

Ruglbunn er forekomster av kalkalger (også kalt rugl/mergel) som vokser løst på bunnen (Figur 3). Ruglbunn har ikke blitt systematisk kartlagt i Norge, men man antar at naturtypen er vanlig nord i landet, og mer sjelden i sør. De forekommer ofte på sand, mudder eller grus, og særlig i områder med moderat høy vannbevegelse (f.eks. tidevannsstrøm), men beskyttet fra sterke bølger. Ruglbunn kan bestå av flere nærstående arter, der *Lithothamnion glaciale* og *Lithothamnion soriferum* trolig er de mest vanlige i Norge (Pena-Martin 2021). En av ruglartene, *Phymatolithon calcareum*, er kun funnet på noen få plasser i Vestland og Rogaland og står som rødlistet art. Ruglbunn står på OSPARs liste over truede og/eller minkende habitat (OSPAR 2008-6). Ruglbunn står på Norsk rødliste for naturtyper 2018 (Gundersen mfl. 2018) med datamangel, da forekomsten av denne naturtypen ikke er kartlagt i Norge. Sediment som inneholder hydrogensulfid (H_2S), som gjerne dannes ved oppdrettsanlegg, har vist seg å være fatalt for kalkalger, og 14 dagers dekke av slikt sediment førte til 100 % dødelighet (Wilson mfl. 2004). Utslipp av organisk materiale påvirker også dyresamfunnene i naturtypen ved at de fleste krepsdyr forsvinner og blir erstattet med opportunistiske børstemark (Sanz-Lazaro mfl. 2011, Hall-Spencer mfl. 2006). Eksperimentelle studier av effekter av utslipp fra matfiskanlegg på kalkalger som danner ruglbunn viser at både organiske partikler (Legrand mfl. 2021) og utslipp av hydrogenperoksid (Legrand mfl. innsendt) har negative effekter på overlevelse og fotosynteserate. Ruglbunn er en naturtype som rehabiliterer seg svært langsomt dersom det blir ødelagt, i noen tilfeller kommer den ikke tilbake i det hele tatt. Dette er årsaken til at denne naturtypen er vernet mange steder i Europa. Det er ikke etablert noe verdisettingssystem for ruglbunn i Norge. Ruglbunn er foreslått som forvaltningsrelevant marin naturenhet som dårlig kartlagt naturtype (Bekkby mfl. 2021).



Figur 3. Ruglbunn. Foto: Erling Svensen

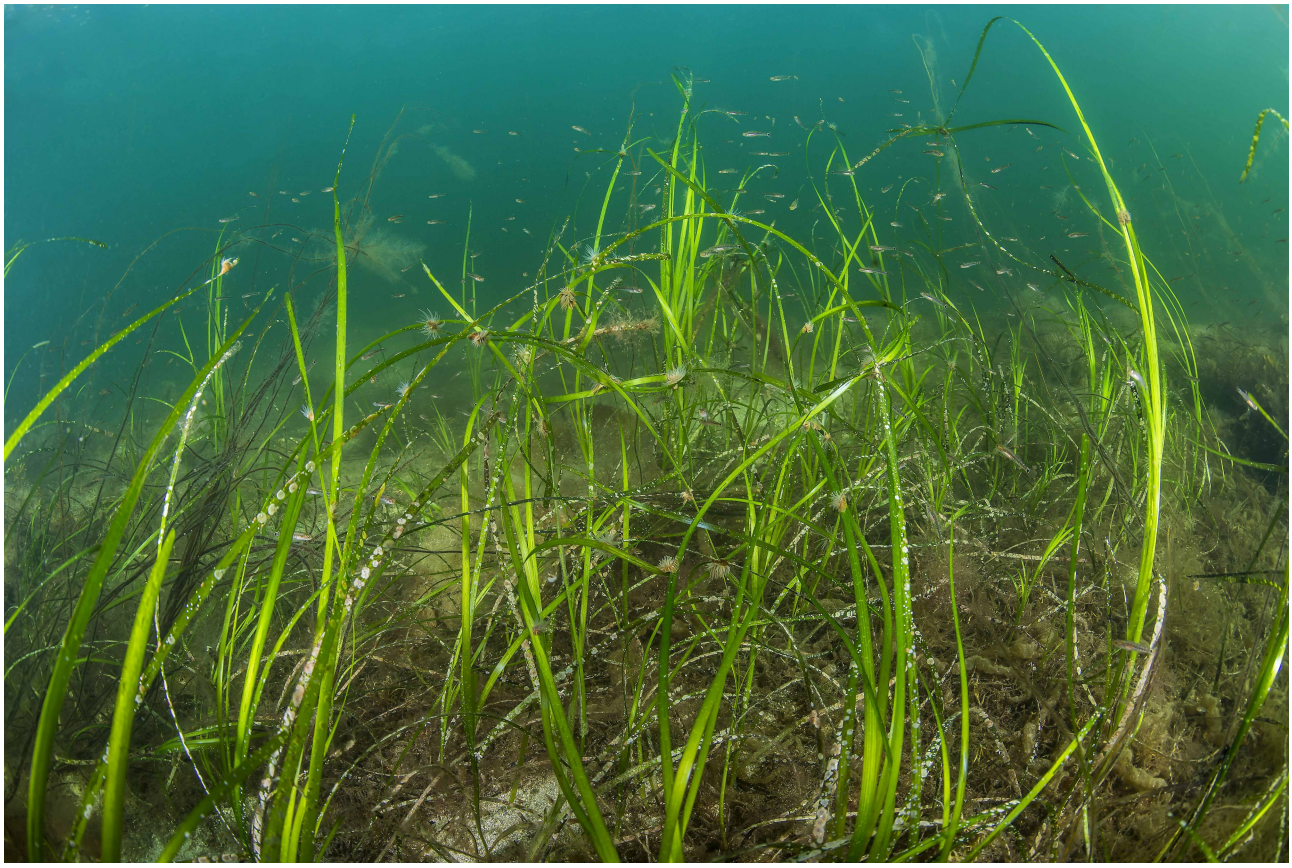
2.2.3 - Marin undervannseng

Marin undervannseng består i Norge først og fremst av ålegras *Zostera* spp. (Figur 4), men en rekke andre marine karplantearter kan også dominere eller inngå. Marin undervannseng finnes på bløtbunn fra helt grunne områder og så langt ned det er nok lys til fotosyntese langs kysten. Kartleggingen i nasjonalt program har hatt hovedfokus på vanlig ålegras *Zostera marina*, som er den vanligste arten som former naturtypen i Norge. Den rødlistede arten dvergålegras *Zostera noltii* finnes i noen områder som et smalt belte nesten helt opp i fjæresteinene. Store ålegrasområder er mer vanlig i sør enn i nord, men flekkvise mindre områder finnes også i nord. Disse mindre forekomstene er gitt en høyere verdi i sør på grunn av sjeldenhet. Ålegrasenger er definert som en sårbar og minkende naturtype av OSPAR (OSPAR 2008-06), men i Norge finnes det ikke nok data på populasjonsutviklingen til at den er vurdert av rødlisten for naturtyper. Ålegrasområder er foreslått verdisatt etter størrelse, tetthet, sjeldenhet, nærhet/overlapp med samhørende arter eller naturtyper, funksjonsområde for rødlistede arter og avvik fra naturtilstand (Bekkby mfl. 2020).

Ålegrassenger kan påvirkes av næringssalter fra oppdrettsanlegg, ved at man får økte mengder påvekstalger på ålegraset som skygger for lyset og kan føre til redusert vekst og forekomst av planter (Munda 1996, Worm & Sommer 2000). Dersom utslippene av næringssalter skjer i delvis innelukkede områder med dårlig vannutskiftning, kan man få en klassisk eutrofisituasjon der økte mengde planteplankton fører til redusert lystilgang og dårlige oksygenforhold på bunn. Utslipp av finpartikulært materiale fra oppdrett kan også føre til redusert lystilgang for ålegress og dermed redusert dybdeutbredelse. Negative effekter av små organiske partikler på ålegrasenger er dokumentert fra Middelhavet, der man har funnet nedsatte vekstrater og redusert forekomst av ålegras i nærsonen til akvakulturanlegg (inntil 400 m) (Diaz-Almela mfl. 2008, Duarte mfl. 2008).

Ålegrasbunn, dvergålegrasbunn og brakkvannsundervannseng er foreslått som forvaltningsrelevante marine naturtyper

(Bekkby mfl. 2021).



Figur 4. Vanlig ålegras Zostera marina. Foto: Erling Svensen

2.3 - Skjell

2.3.1 - Eksponert blåskjellbunn

Eksponert blåskjellbunn (Figur 5a) er vurdert som sårbar på Norsk rødliste for naturtyper 2018 (Gundersen mfl. 2018) på grunn av rapporter om nedgang i norske populasjoner de seinere årene. Årsaken til nedgangen er ikke kjent og blåskjellbunn er ikke en kartlagt naturtype i Norge. Det er heller ikke undersøkt effekter av utslipp fra matfiskanlegg på blåskjell. Blåskjellbunn står på OSPARs liste over truede og/eller minkende habitat (OSPAR 2008), men her defineres naturtypen som banker med blåskjell på bløtbunn i grunne områder. I Norge er dette en naturtype som ikke er kjent, blåskjell knyttes først og fremst til hardbunn i fjøresone eller grunn sjøsone. Blåskjellbunn er foreslått som forvaltningsrelevant marin naturenhet da det er en truet naturtype. O-skjellbunn er også foreslått da det er en art med internasjonale forpliktelser (OSPAR) (Bekkby mfl. 2021).



Figur 5. A. Blåskjellbunn, B. Europeisk flatøsters, C. Stort kamskjell, D. Haneskjell. Foto: Erling Svensen

2.3.2 - Østers

Europeisk flatøsters (*Ostrea edulis*) er vurdert som livskraftig på Norsk rødliste for arter i 2021 (Bakken mfl. 2021), mens den var vurdert som nær truet i rødlisten i 2015 og sterkt truet i 2011. Årsaken er at man i Skagerrak har sett et oppsving i populasjonene de seinere år, sannsynligvis forårsaket av gunstige sommertemperaturer. Forekomsten av østers overvåkes langs kysten og de største bestandene av flatøsters finnes i Skagerrak, med sporadiske funn i vestlandsfylkene, ofte i varme poller. Det er ikke gjort undersøkelser av hvordan østers påvirkes av utslipp fra oppdrettsanlegg, da habitatet i liten grad overlapper med plassering av oppdrettsanlegg. Forekomster av europeisk østers står også på OSPARS liste over sårbare og minkende habitat og er en foreslått forvaltningsrelevant naturenhet på grunn av dette Bekkby mfl. 2021). Østersforekomster er foreslått verdisatt etter størrelse på området, tetthet av individer, avvik fra naturtilstand og sjeldenhet (Bekkby mfl. 2020).

2.3.3 - Kamskjellforekomster

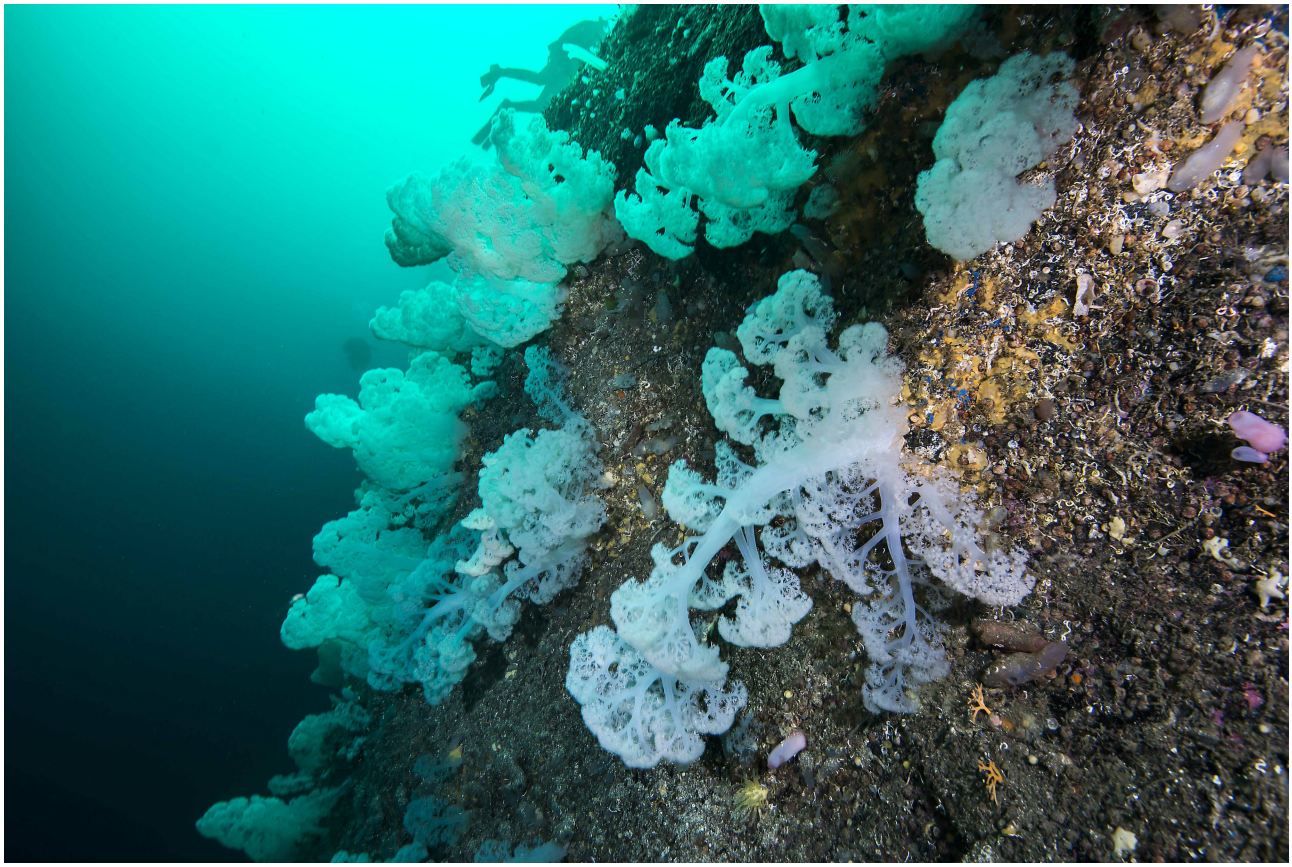
Kamskjellforekomster kan bestå av artene stort kamskjell eller haneskjell og har en flekkvis fordeling over store bunnområder, og størrelsen på skjellbankene varierer med hydrografi og bunntopografi. Stort kamskjell (*Pecten maximus*) (Figur 5 c) finnes ned til mer enn 100 m dyp, men de største forekomstene finner man fra 5–50 m dyp. Stort kamskjell foretrekker strømrike områder med skjellsand som substrat, men finnes i områder med alt fra fin sand til grov grus, med eller uten innblanding av mudder. Arten er utbredt i Norge fra Skagerrak i sør til Lofoten i nord. Trøndelagsfylkene og Nordland har de største bestandene, men også i Rogaland, Hordaland og Sogn og Fjordane finnes det regionalt store bestander. Generelt finnes de største og mest stabile bestandene i ytre kyststrøk. I områder som er påvirket av ferskvann og brakkvann (fjorder og Skagerrak) er forekomstene mer sporadiske.
Haneskjell (*Chlamys islandica*) (Figur 5 d) er en subarktisk art som finnes på stein-, grus- og sandbunn fra 5 ned til 250 meters dyp, men de største forekomstene finnes grunnere enn 100 meter. De lever i områder med vanntemperaturer mellom 11,5 til 9,5 grader og finnes fra Vestfjorden i Nordland og nordover og har store bestander i Troms og Finnmark.

Lenger sør kan det finnes små relikte populasjoner i kaldtvannsområder. Kamskjellforekomster er ikke vurdert som truet på norsk rødliste for naturtyper eller står på OSPARS liste, men er en ressursart i Norge. Forsøk viser at voksne kamskjell er relativt hardføre mot påvirkning fra organiske partikler fra matfiskanlegg (Andersen & Grefsrud i arbeid), mens larvestadier i større grad trolig kan påvirkes. Larver kan også påvirkes av kobberutslipp (Edding & Tala 1996) og potensielt også utslipp av legemidler.

Større kamskjellsforekomster og haneskjell er foreslått verdisatt etter størrelse på området, tetthet av individer og alderssammensetning i forekomsten. Verdisettingen er ulik for Nordsjøen og Norskehavet (Bekkby mfl. 2020). Kamskjellsforekomster er ikke foreslått som forvaltningsrelevant naturenhet (Bekkby mfl. 2021).

2.4 - Koraller, svamp og sjøfjær på grunt vann

Koraller, store svamper og sjøfjærarter kan forekomme på dyp grunnere enn 50 meter, særlig i fjordene. Det grunneste kaldtvannskorallrevet (*Lophelia pertusa*) som er observert i Norge ligger i Trondheimsfjorden på 39 meters dyp. I Trondheimsfjorden finnes det også sjøbusk (*Paramuricea placomus*) på 25-30 meters dyp. Hvit hornkorall (Swiftia dubia), blomkålkorall (*Duva florida*) (Figur 6) og begerkorall (*Carophyllia smithii*) kan finnes på hardbunn på 25-30 meters dyp. Den vanlige sjøfjæren (*Pennatula phosphorea*) kan i fjordområder finnes helt opp til 10 meters dyp på bløtbunn. Sjøfjærartene stor (*Funiculina quadrangularis*) og liten piperenser (*Virgularia mirabilis*) og hanefot (*Kophobelemnon stelliferum*) er også funnet grunnere i enkelte fjorder. For nærmere informasjon om rødlistestatus og effekter av utslipp fra akvakultur på korall og sjøfjær se Forslag til metode for kartlegging av sårbare arter og naturtyper på dypt vann til søknader om akvakultur i sjø (Kutti & Husa 2021). Bløtbunnskorallskog, hardbunnskorallskog, korallrev og sjøfjærbunn er foreslått som forvaltningsprioriterte marine naturenheter (Bekkby mfl. 2021). Det er sjelden å finne store ansamlinger av store svamper på grunnt vann, disse finnes gjerne i dypere områder. Svamper i grunne områder finnes som regel som solitære svamper, men det er mulig at det i enkelte områder i landet kan finnes så tett med svamp på grunnt vann at de kan karakteriseres som svampskog som står på OSPARs liste over sårbare og minkende habitat.



Figur 6. Blomkålkorall Duva florida på 25 meters dyp. Foto: Erling Svensen.

2.5 - Rødlistede arter på grunt vann

Det kan være vanskelig å indentifisere rødlistede arter fra videofilmer med unntak av store arter som øyekorall, sjøtre, hvit hornkorall, europeisk østers, og europeisk hummer etc. For det fleste andre arter kreves det innsamling av materiale for nærmere identifisering. Rødlistede arter som observeres og kan sikkert identifiseres fra video bør registreres i en slik kartlegging.

2.6 - Oversikt over naturtyper som kan inngå i undersøkelsen

Kartleggingsmetodikken som er foreslått i denne rapporten vil kunne registrere forekomst av de fleste av naturtypene som er vanlige på dyp grunnere enn 50 meter på norskekysten (Tabell 1), slik at man kan få en oversikt over hva som befinner seg i influensområdet for å vurdere lokalitetens egnethet.

Noen av naturtypene befinner seg i sublittoral sone, mens andre er helt grunt i tidevannssonen. Likedan er noen av dem spesielt knyttet til hardbunn, mens andre finnes i bløtbunns eller sandområder. For å dekke forekomsten av de ulike naturtypene vil det derfor i noen tilfeller være nødvendig å bruke en kombinasjon av tradisjonell filming med undervannskamera eller drone og undersøkelser i helt grunne områder med gummibåt og vannkikkert/kamera samt fjæreundersøkelser. Dette gjelder for eksempel for grunne bløtbunnsområder det det er vanskelig å komme til på andre måter.

Noen av naturtypene på denne listen er lite relevante i forhold til eksponering for matfiskanlegg i sjø. Dette gjelder særlig de svært grunne naturtypene innerst i viker og bukter der det ikke er aktuelt med matfiskanlegg med åpne merder. Dette gjelder for eksempel dvergålegras, kransalgebunn, brakkvannsundervannseng og alle naturenheter som inngår i grunne bløtbunnsområder. Dersom et slikt anlegg skal plasseres nær slike områder må det vurderes om utslipp

fra anlegget har potensiale til å spre seg inn i dette området. Ved plassering av landbaserte matfiskanlegg vil alle grunne naturtyper potensielt kunne påvirkes avhengig av utslippspunkt, spredning og mengde.

Noen naturtyper og noen av de foreslåtte forvaltningsrelevante naturenhetene (Bekkby mfl. 2021) er vanskelig å definere på et høyere nivå, som noe som kan kartlegges uten å undersøke lokaliteten på artsnivå. Flere av dem er også dårlig undersøkte slik at det er vanskelig å definere hva som skal kartlegges. Dette gjelder for eksempel bløtbunnsområder, littoralbasseng, bergvegg i fjæresonen og i sublittoralen, samfunn i tidevannsstrømmer og samfunn i grotter og overheng. Vi foreslår derfor at kartlegging av artssamfunn ikke inngår i denne typen kartlegging, men at man konsentrerer seg om naturtyper som er klart definert av habitatbyggende arter.

For naturtyper som har antatt lav rehabiliteringsevne er det viktig å forsøke å avgrense forekomsten slik at dette kan inngå i den totale vurderingen av lokalitetens naturverdi og egnethet for akvakultur. Antatt rehabiliteringsevne er her basert på vekst og rekruteringskapasitet hos artene som bygger naturtypen, samt erfaringer fra ulike typer påvirkning på naturtypen.

I pilotprosjektet Marine Grunnkart i kystsonen er det kartlagt i tre pilotområder og produsert kartlag som kan hjelpe med planlegging av nærmere kartlegging av enkeltlokaliteter. Her finnes geologiske kart, oseanografiske kart, NIN grunn- og hovedtypekart samt observasjons og prediksjonskart for sårbare naturtyper. Der slike kart finnes bør disse benyttes og områder i influensområdet der det er predikert høy sannsynlighet for sårbare naturtyper bør prioriteres høyest. https://www.kartverket.no/geodataarbeid/marine-grunnkart-i-kystsonen

For kartlegging av lokaliteter i forbindelse med søknader om akvakultur i sjø anbefaler vi ikke at man kartlegger etter NiN systemet. Slik kartlegging krever at planlegging av visuelle undersøkelser tar utgangspunkt i en rekke miljøvariabler (slik som strøm, saltholdighet, temperatur, substrat, topografi) basert på modeller eller prøvetaking før en systematisk plassering av transekter foretas. Videre kreves det innsamling av data på topografi, dyp, kornstørrelse osv. og ikke bare en visuell kartlegging for å klassifisere hoved og grunntyper etter NiN metodikk. Slik klassifisering etter NiN systemet gir heller ikke direkte informasjon om sårbare naturtyper i influensområdet til anlegget, da hovedtyper og grunntyper foreløpig i mindre grad knyttes til biologiske parametre. Oversikt over NIN (Natur i Norge) finnes her: https://www.artsdatabanken.no/NiN

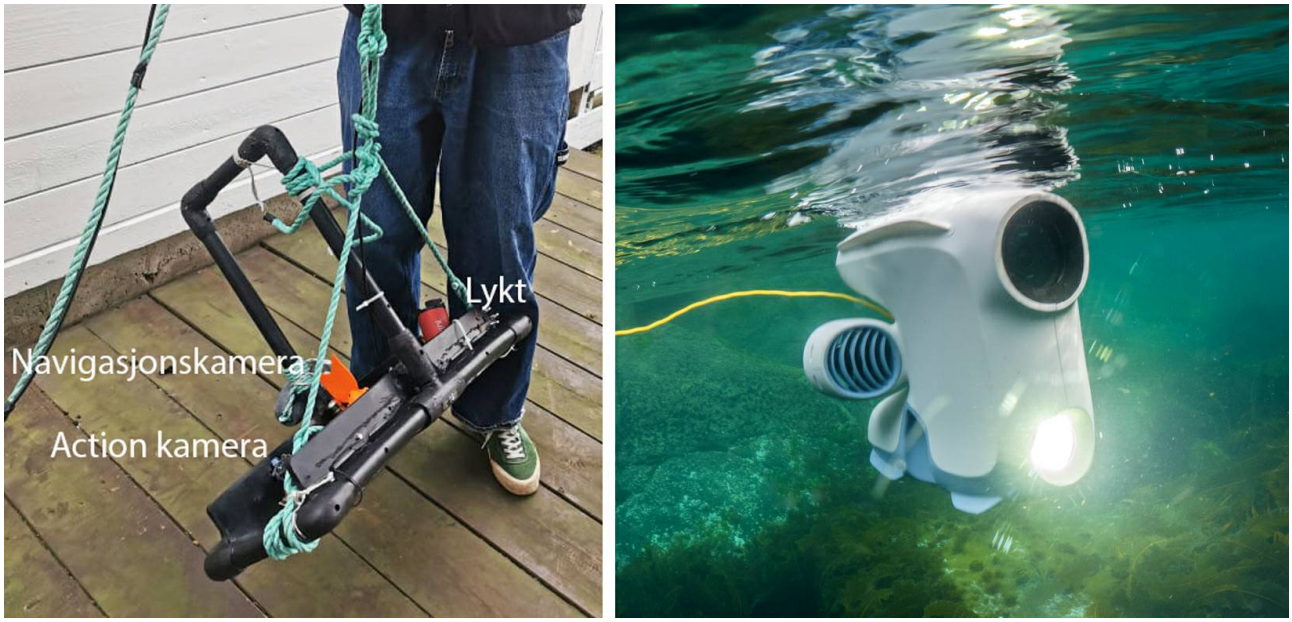
Tabell 1. Oversikt over naturtyper som kan inngå i undersøkelsen. Naturtypens status er: R= rødlistet, O= internasjonale forpliktelser (OSPAR), F= foreslått forvaltningsrelevant naturenhet, Re= ressursart på grunt vann. Kartlegging av naturtyper er i hovedsak utført i nasjonalt program

Naturtype	Status	Antatt rehabiliteringsevne	Dyp	Substrat	Kartlagt
Stortareskog	R, O, F	Høy	Sublittoral	Hardbunn	Ja
Sukkertareskog	R, O, F	Høy	Sublittoral	Begge	Nei
Fingertarebunn	R, F	Høy	Fjøre	Hardbunn	Nei
Butarebunn	F	Høy	Fjøre	Hardbunn	Nei
Ruglbunn	O, F	Lav	Sublittoral	Bløtbunn	Nei
Ålegresseng	O, F	Lav	Sublittoral	Bløtbunn	Ja
Dvergålegress	R, O, F	Lav	Fjøre	Bløtbunn	Delvis
Tangsamfunn	F	Høy	Fjøre	Hardbunn	Nei
Brakkvannsundervannseng	F	Lav	Fjøre	Bløtbunn	Nei
Kransalgebunn	F	Lav	Fjøre	Bløtbunn	Nei
Bløtbunnsområder	O, F	Moderat	Fjøre	Bløtbunn	Ja
Eksponert blåskjellbunn	R, O, F, Re	Høy	Fjøre	Hardbunn	Nei
O-skjellbunn	O, F, Re	Moderat	Sublittoral	Begge	Nei
Europeisk flatøsters	R, O, F, Re	Moderat	Fjøre	Bløtbunn	Delvis
Kamskjellforekomster	Re	Moderat	Sublittoral	Bløtbunn	Ja
Hardbunnskorallskog	R, O, F	Lav	Sublittoral	Hardbunn	Nei
Korallrev	R, O, F	Lav	Sublittoral	Begge	Nei
Sjøfjærbunn	O, F	Moderat	Sublittoral	Bløtbunn	Nei
Littoralbasseng	F	Høy	Fjøre	Hardbunn	Nei
Bergvegg i fjæresonen	F	Høy	Fjøre	Hardbunn	Nei
Bergvegg i sublittoralen	F	Høy	Sublittoral	Hardbunn	Nei
Sterke tidevannsstrømmer	F	Høy	Sublittoral	Begge	Ja
Samfunn i grotter og overheng	F	Ukjent	Sublittoralt	Hardbunn	Nei

3 - Kartleggingsmetodikk

Det er på mange måter enklere å kartlegge naturmangfold på grunt vann enn på dypt vann. Det finnes i dag mange ulike typer teknologi som er anvendbar på grunt vann slik som sleperigger, små ROVer og undervannsdroner. Kartlegging i nasjonalt program har i hovedsak vært basert på målrettet kartlegging med video, mens kartleggingen av gytefelt er basert på både intervju med fiskere og prøvetaking av eggmengde i gytesesongen. Gode prediksjonsmodeller for tareforekomster og ålegress er utviklet. Gjennom flere prosjekter utvikles det nå teknologi og metodikk for en mer effektiv kartlegging av grunne naturtyper slik som flybåren laser eller hyperspektrale kamera fra luft, overflate eller dykking, det samme gjelder registrering av arter på bilder ved hjelp av maskinlæring (Dumke mfl. 2018). Disse metodene er kostbare, krever omfattende tolkninger og er på det nåværende tidspunkt ikke tilstrekkelig utviklet for å inngå i denne type kartlegging som forslås her.

Naturtyper og arter på grunt vann kan kartlegges visuelt ved hjelp av en tauet videofarkost eller en mindre undervannsdrone/ROV (Figur 7). Ved visuell kartlegging kan store områder dekkes på kort tid og man kan få tetthetsestimat av arter som vokser både på bløtbunn og hardbunn. I tillegg skjer den visuelle kartleggingen helt uten fysisk påvirkning eller risiko for skade på organismer, noe som er helt essensielt ved kartlegging av sårbare arter.



Figur 7. Venstre: Eksempel på videorigg med undervannslykt, kablet navigasjonskamera og fastmontert action kamera. Høyre: Eksempel på mindre undervannsdrone (Foto: Jonas Follesø).

3.1 - Kompetansekrav til personell

Vi anbefaler at planlegging og gjennomføring av kartleggingsarbeidet skal utføres av person med mastergrad i marin biologi eller miljøvitenskap, med minst to års dokumentert erfaring fra forskning, overvåkning eller kartlegging av marine naturtyper på grunt vann og som har arbeidet med minst to tilsvarende kartleggingsprosjekt. Personer med annen relevant utdanning eller erfaring kan være ansvarlig for planlegging og gjennomføring av kartleggingsarbeidet når de har hatt opplæring og deltatt på minst 10 tilsvarende kartleggingsprosjekt.

Det kan brukes innleid ROV/videorigg fra et hvert firma som tilfredsstiller de tekniske kravene spesifisert under utstyr, men vi anbefaler at det skal være personell som har erfaring med artsidentifikasjon fra undervannsvideo på grunne lokaliteter langs norskekysten med på toktet. Det er svært viktig at denne personen kvalitetssikrer innsamlingen av

videomateriale slik at det egner seg til identifiseringsarbeid. Denne personen eller personene må overvåke alle videolinjene (i sanntid) og føre en logg over interessante observasjoner som blir gjort for hver undersøkelseslinje.

Vi anbefaler at videofilene eller bildene skal analyseres av person med minst bachelorgrad i biologi og med minst ett års dokumentert erfaring med videoanalyser og god kunnskap om artsbestemmelse av arter på grunt vann fra video. Man kan lære opp nye personer uten slik dokumentert erfaring eller utdanning, men da må disse jobbe i tett samarbeid med person med slik erfaring ved de første 5-10 oppdragene.

Vi anbefaler at rapporteringsarbeidet skal gjennomføres av personell med mastergrad i marin biologi eller miljøvitenskap og erfaring fra minst to tilsvarende kartleggingsprosjekt.

3.2 - Krav til utstyr

3.2.1 - Billedkvalitet, lys og nærhet til bunn

Ved visuell kartleggingen må det brukes fargekamera av god oppløsning. HD kamera med en oppløsningskvalitet på 1080 vertikale piksler er anbefalt. Videoopptaket må også ha samme HD kvalitet. Hvis kameraet montert på farkosten er av dårligere kvalitet kan det monteres på et action kamera på rammen for innsamling av høyoppløselige bilder og video. Da vil farkostens hovedkamera hovedsakelig bli brukt til navigasjon.

Lyskildene må ha tilstrekkelig lysstyrke og være montert på en slik måte at hele videobilde blir lyst opp når farkosten befinner seg 1-2 meter fra havbunnen.Hastigheten på ROVen eller den tauede farkosten bør begrenses til maksimalt 0,5 knop. Ved kartleggingen bør kameraet ha en fast zoom og vinkel. Kameraet må være vinklet 45-90 grader mot bunnen. Bilder eller video man samler inn av bunnen må være i fokus, ha tilstrekkelig lys, men ikke ha lysrefleksjoner og ikke være forstyrret av for mye partikler i vannet. Hvis værforholdene er slik at man ikke kan samle in video-data av tilstrekkelig høy kvalitet, bør de tas på nytt på et senere tidspunkt.

To meter er den maksimale avstanden til sjøbunn som bør brukes ved denne type kartlegging. Dette må estimeres ved hjelp av laserpunkter og korrigeres underveis av kvalifisert personell/biolog som overvåker arbeidet med filmingen. I tareskog og ålegressenger måles avstanden til bunn som avstanden til toppen vegetasjonslaget. Ved filming på ruglbunn er det viktig at man er så nærme bunn at man kan se forskjell på levende (rosa) og døde kalkalger. Det samme gjelder ved filming av østers, stort kamskjell og haneskjell at man må være nærme nok til å se om skjellene er levende eller ikke. Ved filming i stortareskog må man gjerne med jevne mellomrom dykke ned i vegetasjonslaget for å registrere substrat. Blir kameraet fløyet nærmere bunnen enn 1 m blir kun et veldig lite areal kartlagt.

3.2.2 - Laser

For å estimere tettheter av bunnlevende organismer må man vite hvor stort areal av sjøbunnen som blir dekket av videobildet. Det observerte arealet kan beregnes ved bruk av to eller flere laserpunkter som blir montert slik at de lyser opp bunnen med en kjent avstand til hverandre.

3.2.3 - Posisjonering

For denne type kartlegging i grunne områder er det ikke så nødvendig med avansert posisjoneringsutstyr som for kartlegging i dypere områder, da man har bedre kontroll på hvor kameraenheten befinner seg i forhold til båten. Man kan derfor klare å ta ganske nøyaktige posisjoner ved hjelp av en håndholdt GPS. Ved bruk av sleperigg bør man ta hyppige veipunkt underveis i transektet og passe på at kameraet befinner seg rett under båten når man tar veipunktet. Når man skal analysere videoen kan man lage ‘dummy’ veipunkter ved hjelp av videoanalyseprogrammet. Dersom man bruker en fjernstyrt drone/ROV kan det være vanskeligere å følge dronen slik at man får att nøyaktige veipunkt. Dersom drone/ROV anvendes anbefaler vi at det planlegges for kortere transekter (f.eks. 50 meter) der man kjører transektet med nøyaktig retning fra et definert startpunkt til et definert sluttpunkt. Presisjonen for posisjoneringen skal rapporteres. Avansert posisjoneringssystem er selvfølgelig en fordel og letter arbeidet, men er kostbart i innkjøp.

3.2.4 - Logging av metadata og lagring av data

Alle nødvendig metadata for hver enkel undersøkelseslinje må loggføres (se Tabell 1, Vedlegg 1). I tillegg

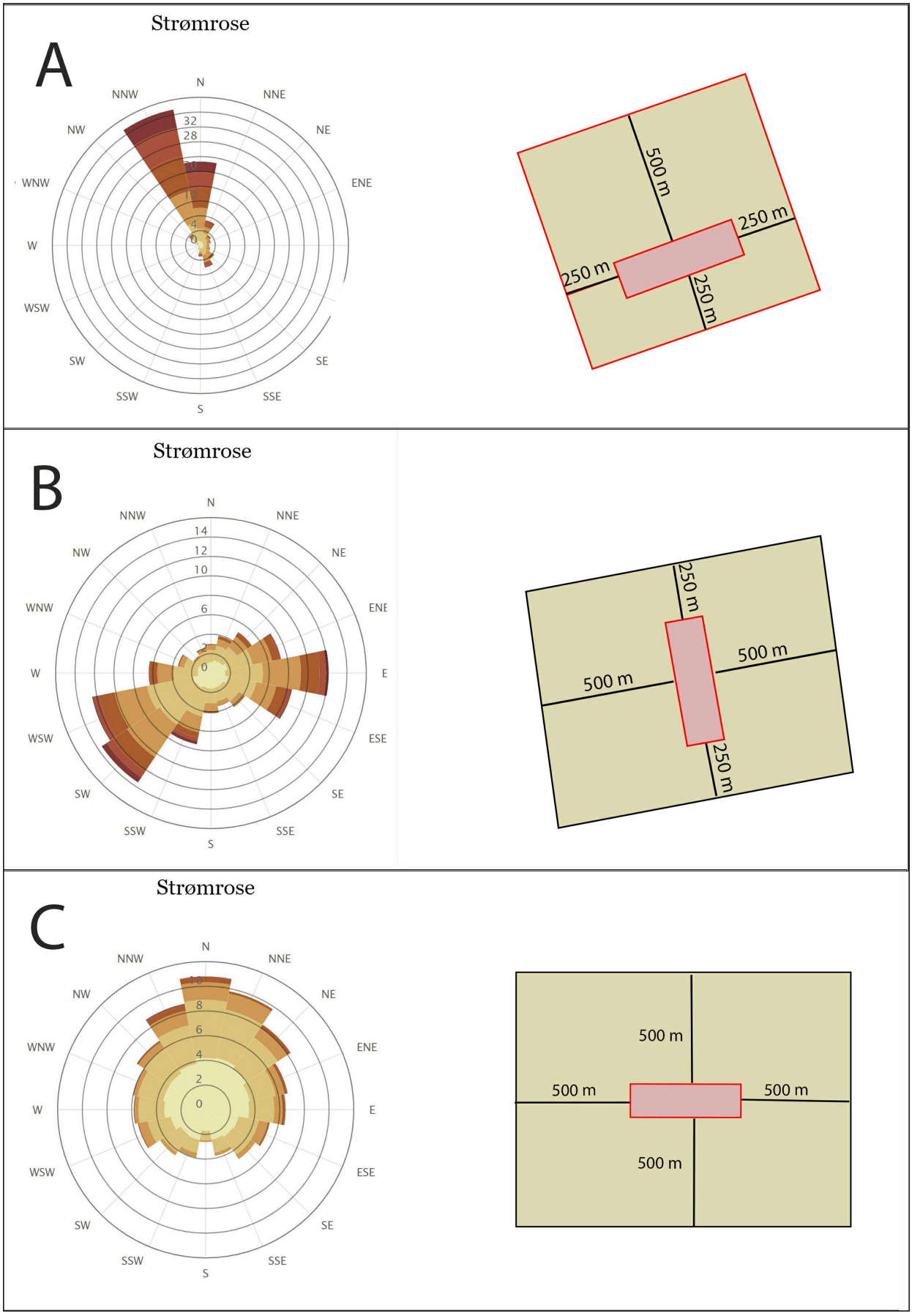
må slepestreken til hver undersøkelseslinje lagres som tekstfil. Posisjonen til ROVen eller den tauete videofarkosten kan også overlegges videofilen. I alle tilfeller er det viktig å synkronisere tiden på kameraet på farkosten og GPS som blir brukt. Videosekvensen skal lagres i høyoppløselig digitalt format f.eks. MP4, AVI, MOV eller MKV. Filene skal ha standardisert navnsetting f.eks. ROV/anlegg/dato/transektnummer. Innspilingen startes når farkosten er ved bunn og stoppes når farkosten forlater bunn.

4 - Kartleggingsområde og design

4.1 – Kartleggingsområde

I grunne områder vil det bentiske samfunnet kunne påvirkes av partikulært materiale, løste næringssalter og utslipp av badebehandlingsvann inneholdende legemidler når avlusing foregår i merdene. Anleggets influensområde vil påvirkes av strømmønster, dypet under anlegget, topografi og de ulike stoffenes spredning og fortynning. Dersom hele eller deler av anlegget ligger på 0-50 meters dyp , slik det ofte er tilfelle på eksponert kyst, må man forvente en stor effekt på bunnsamfunn direkte under anlegget og 250 meter ut fra merdkant (Hansen mfl. 2011). Finere partikler og løste næringssalt kan derimot ha en større rekkevidde, men fortynnes raskt og en forventer lav påvirkning av disse utover 500 meter fra anlegget (Haugland mfl. 2021, Jansen mfl. 2018). Rekkevidden for badebehandlingsvann inneholdende legemidler eller kjemikalier kan ha en langt større rekkevidde, opptil 6 km avhengig av strømforhold, topografi og konsentrasjoner i utslippsvannet (Næverlid mfl. 2021). Undersøkelse av et så stort område vil bli veldig omfattende, men kan være aktuelt dersom man planlegger for slike utslipp i særlig verdifulle eller spesielle områder. Koralldyr i grunne områder har trolig lavere toleransegrenser for utslipp fra anlegg enn andre grunne naturtyper. Vi anbefaler derfor at dersom det finnes hardbunnskorallskog eller korallrev på grunt vann (eller mistanke om dette) i den grunne delen av influensområdet bør i tillegg området ut til 1000 meters avstand fra merdkant i hovedstrømretning(ene) undersøkes.

For matfiskanlegg anbefaler vi derfor at området under merdene og 250 meter ut fra merdkant undersøkes i de områdene som er grunnere enn 50 meters dyp. I tillegg bør området innenfor 500 m radius til akvakulturanleggets ytterpunkt undersøkes i den retningen/retningene man forventer størst påvirkning. Ved lokaliteter med en hovedstrømretning undersøkes i området inntil 500 meters avstand i hovedstrømretningen (Figur 8a). Ved lokaliteter med to hovedstrømretninger undersøkes i tillegg området i 500 meters avstand fra akvakulturanlegget i begge retninger (Figur 8b). I områder med diffust strømmønster bør området fra anleggets ytterpunkter og 500 m ut i alle retninger inngå i undersøkelsen (Figur 8c). Kartleggingen begrenses inn mot land så grunt som det er praktisk mulig å kartlegge med båt og i dybden ved 50 meters koten. For blåskjellanlegg begrenses området som skal undersøkes til 100 meter fra anleggets ytterpunkt. Modellerte strømdata for en lokalitet kan hentes ut fra strømkatalogen: https://stromkatalogen.hi.no/apps/ncis/v1/nb/



Figur 8. A. Kartleggingsområde ved lokalitet med ensrettet overflatestrøm. B. Kartleggingsområde ved lokalitet med overflatestrøm i to hovedretninger. C. Kartleggingsområde ved lokalitet med diffus overflatestrøm.

4.2 - Kartleggingsdesign

Ved planlegging av kartleggingsdesign bør det for hver enkelt lokalitet innhentes så mye forhåndsinformasjon som mulig. Modellert strøm i overflatevann og ned til 50 meters dyp (f. eks, 0, 10, 20, 30, 40, 50 meters dyp) bør innhentes fra strømkatalogen for å predikere anleggets influensområde https://stromkatalogen.hi.no/apps/ncis/v1/nb/. Man kan bruke spredningsmodeller for organiske partikler, løste næringssalter og badebehandlingsvann inneholdende legemidler, men det bør ikke stilles krav til dette i grunne områder. Dersom man bruker en modell for å predikere sprednings av organiske partikler bør mange følge anbefalinger gitt i Kutti & Husa (2021). For dette formålet er det særlig viktig at det finpartikulære materialet også inkluderes i modellen. Det finnes også modeller for spredning av badebehandlingsvann som inneholder legemidler som viser at dette kan ha en rekkevidde mellom 0,9 og 5,9 km fra utslippspunktet og effekten vil avhenge av utslippskonsentrasjonen og hvor giftig stoffet er for marine organismer (Sævik Næverlid mfl. 2021). Det finnes også flere modeller for spredning av løste næringssalter. For dette formålet er det tilstrekkelig å anta at man kan ha en effekt av løste næringssalter i hovedstrømretningene i overflatevannet, særlig dersom anlegget ligger nærme land, da disse fortynnes raskt.

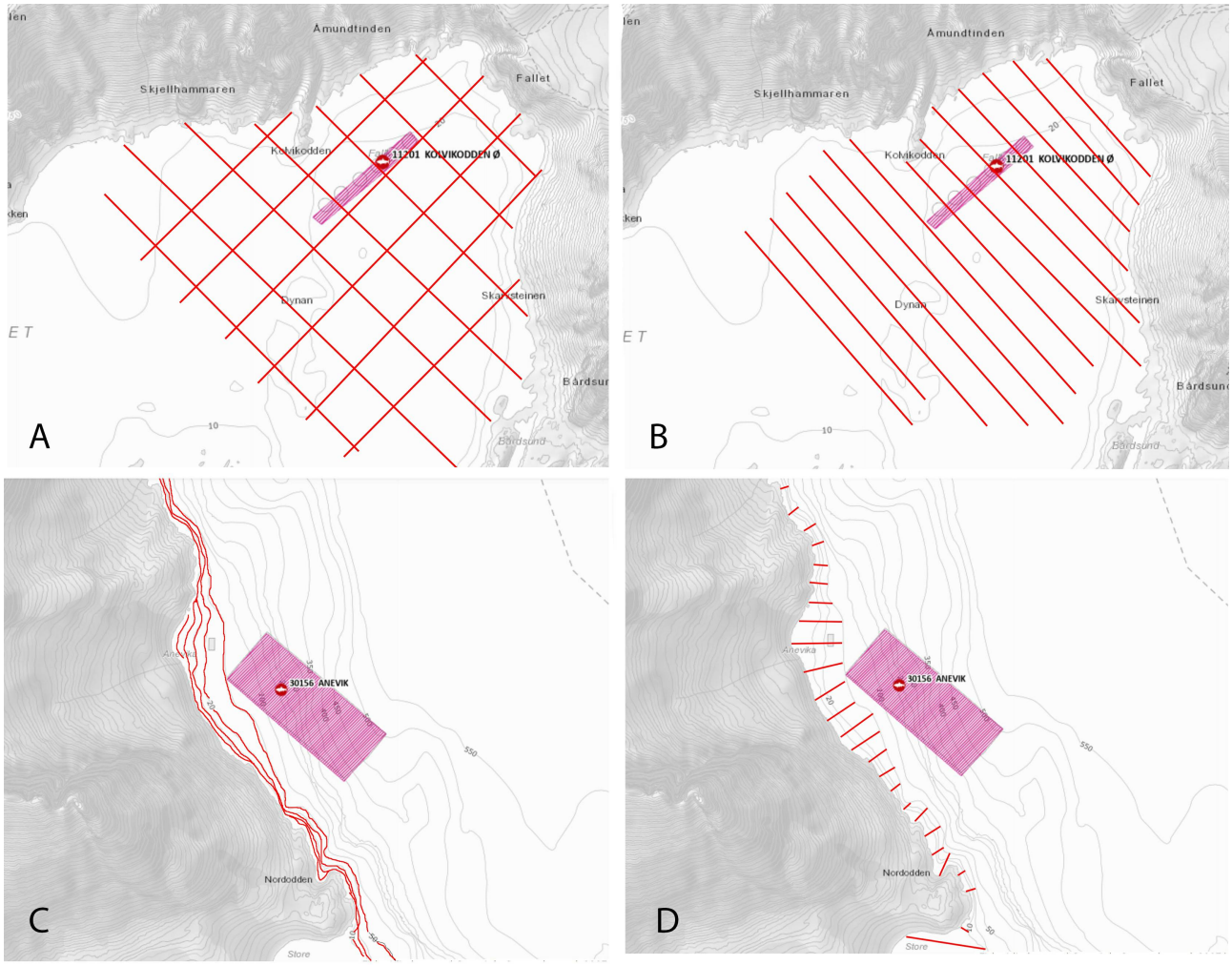
Flest mulig bunntyper som finnes i området bør dekkes av kartleggingen. For en del kystområder finnes det i dag marine geologiske kart som kan være til hjelp for planleggingen av kartleggingen (http://geo.ngu.no/kart/marin_mobil/).

Det bør også innhentes informasjon om allerede kartlagte naturtyper i området fra Naturbase (https://www.miljodirektoratet.no/tjenester/naturbase/) eller Yggdrasil (https://portal.fiskeridir.no/portal/apps/webappviewer/index.html?id=4b22481a36c14dbca4e4def930647924). For pilotområdene (Skjærvøy og Kvenangen, Ålesund, Stavanger) i Marine Grunnkart i Kystsonen er det utviklet kart over NIN naturtyper, observasjonskart samt prediksjonskart for sårbare naturtyper (https://marinegrunnkart.avinet.no/). Det samme finnes for Oslofjorden og Søre Sunnmøre. Etter hvert vil forhåpentlig slike kart finnes for flere områder langs kysten, noe som kan gi en mer målrettet kartlegging av lokaliteter. Forekomst av rødlistede arter i influensområdet bør sjekkes ut i Artskart (https://www.artsdatabanken.no/). Sannsynlige forekomster av ruglbunn, som ikke er kartlagt i Norge, kan identifiseres ved hjelp av gode flyfoto i kart-tjenester (f.eks. Gule sider, Norge i bilder, Google Maps). Områder med gulhvite strender, og grå og svarte renner i sanden indikerer forekomst av ruglbunn (Figur 9). Rugl trives best i strømrike sund på middels eksponerte lokaliteter og der strandflaten er stor.



Figur 9. Sannsynlig forekomst av ruglbunn kan ses som mørkere renner på hvit sand i strømrike sund på gode luftfoto av kysten. Bildet til høyre viser mulige forekomster av levende rugl avgrenset av røde konturer.

Avhengig av lokal topografi, strømmønster og dybde kan forskjellige typer av kartleggingsdesign velges. Antallet uavhengige videosekvenser bør være så stort som praktisk mulig. Kartleggingen kan foretas som parallelle transekter i et rutemønster over hele influensområdet (Figur 10a) eller som parallelle transekter som kjøres frem og tilbake over området (Figur 10b). Denne type design egner seg godt i relativt flate områder. Der man har bratte fjellsider er linjetransekt som går på tvers av dybdekotene fra bunn og opp å anbefale (Figur 10d). Man kan også kjøre transekter parallelt med dybdekotene (Figur 10c). Slike transekter kan være best å kjøre med en undervannsdrone/ROV, da det er vanskelig å få god film når man drar en sleperigg oppover eller bortover en bratt fjellside. Linjetransekt langs med eller på tvers av dybdekotene kan også velges i flatere områder.



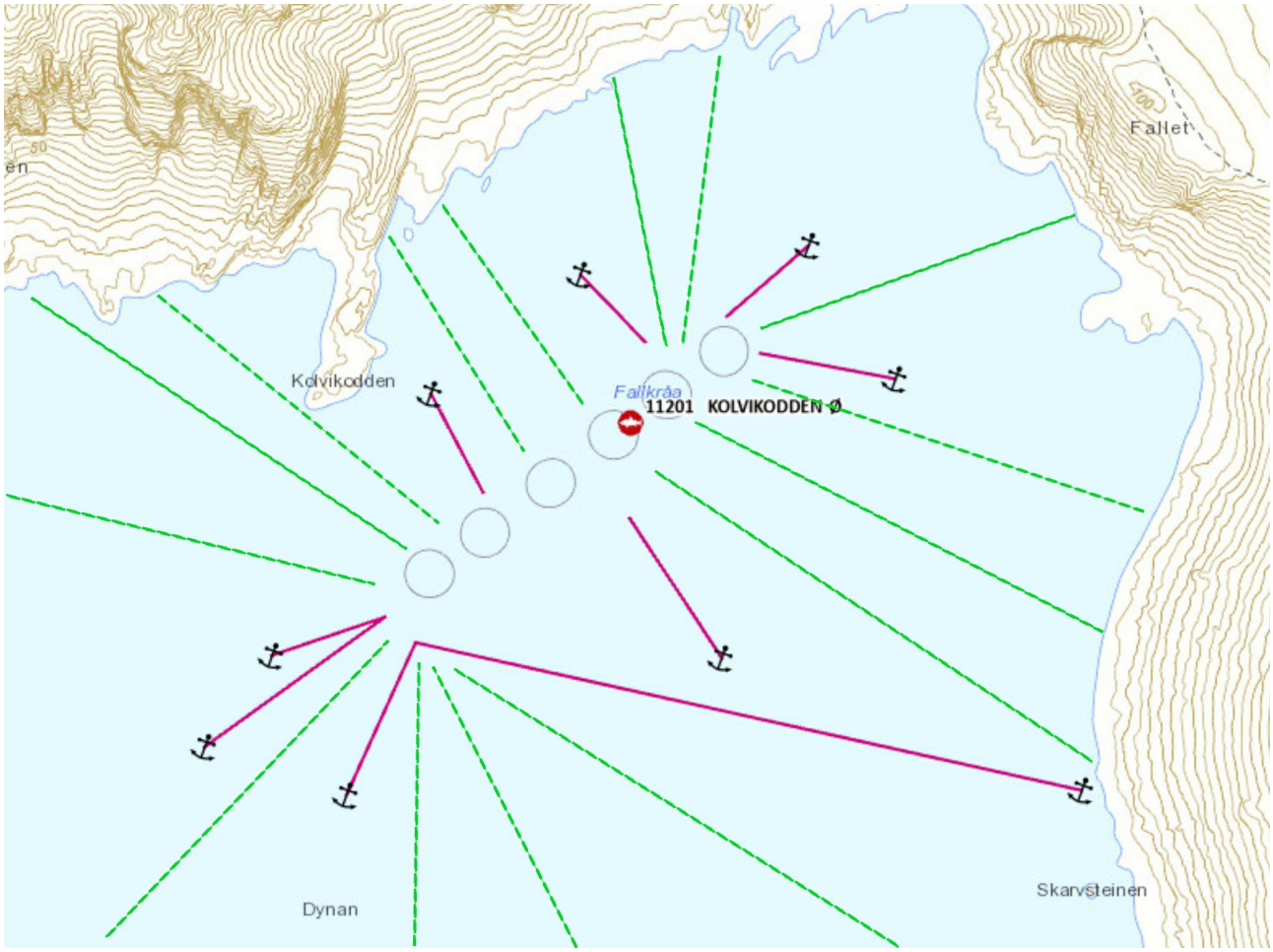
Figur 10. Eksempel på kartleggingsdesign. A. Transekter plassert i et rutemønster. B. Parallelle transekter over influensområdet. C. Horisontale transekter langs dybdekotene. D. Vertikale transekter på tvers av dybdekotene.

4.3 - Kartleggingsinnsats

Som for kartlegging i dypere områder (Kutti & Husa 2021) anbefaler vi at det totale arealet av videolinjene skal dekke minst 3-4 % av arealet i undersøkelsesområdet grunnere enn 50 meter uavhengig av valgt kartleggingsdesign. Avstand mellom undersøkelseslinjer eller punkt anpasses slik at 3-4 % av areal dekkes. Det totale arealet av undersøkelsesområde beregnes som sjøoverflateareal og arealet av videolinjene beregnes ved hjelp av synsfeltet på bunnen og linjens lengde. Ved en undersøkelse i både dype og grunne områder anbefaler vi at minst 3-4 % av det grunne området dekkes, i tillegg til undersøkelsesarealet som er anbefalt undersøkt i dypere områder (Kutti & Husa 2021). I slike tilfeller kan man kombinere undersøkelsesmetodikken slik at man supplerer med lengre eller flere transekt

som dekker alle dyp.

Når kartlegging skal foretas ved lokaliteter som allerede er i drift så anbefaler vi at man tilpasser videolinjene slik at man unngår fortøyninger. Det kan i mange tilfeller være vanskelig å få undersøkt området direkte under lokaliteten og vi anbefaler derfor at man kjører transekter inn mot anlegget mellom fortøyninger så nærme det er praktisk mulig (Figur 11).



Figur 11. Eksempel på hvordan videotransekt kan legges ved anlegg som allerede er i drift. Merk at det kan være flere fortøyningslinjer enn det som er angitt i kartløsninger, slik at en nøyaktig fortøyningsskisse for anlegget bør innhentes. Grønne linjer = videotransekter, røde linjer = fortøyninger.

5 - Video og bildeanalyser

Videolinjene bør analyseres på en slik måte at god informasjon om forekomsten av arter som danner sårbare eller rødlistede naturtyper eller andre sårbare/ rødlistede arter i undersøkelsesområdet blir generert. Det kan gjøres enten gjennom analyse av video (såkalt kontinuerlig analyse) eller gjennom analyse av stillbilder (såkalt diskontinuerlig analyse). Gode estimat av tetthet av arter som står på rødlisten for arter og/eller naturtyper, eller regnes som særlig sårbar ifølge OSPARS habitatliste, er viktig for den senere evalueringen av bruk av lokaliteten.

5.1 - Kontinuerlig analyse

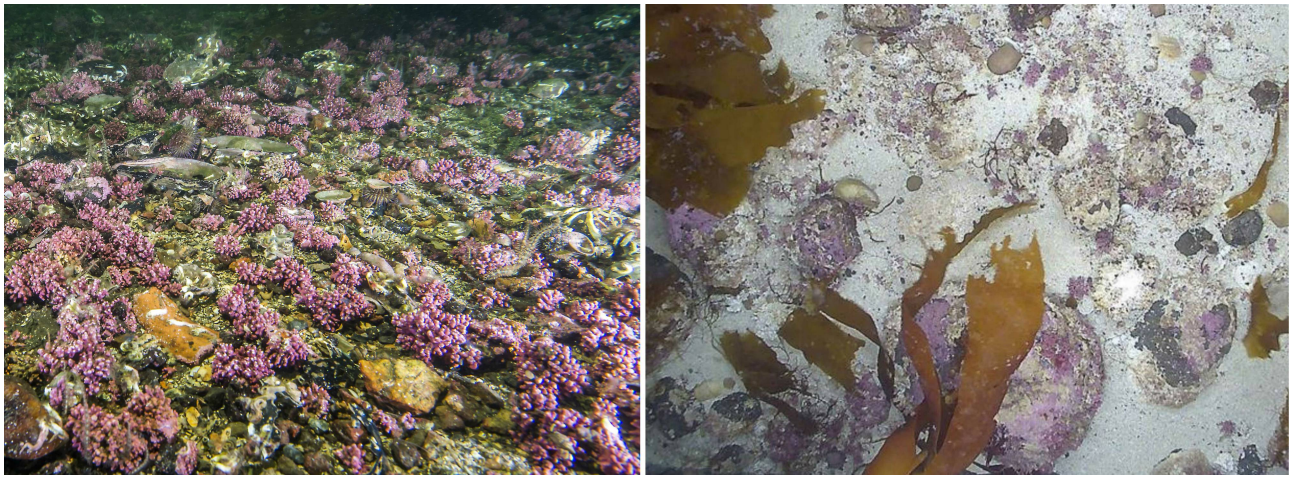
Den kontinuerlige analysen omfatter registrering av arter og naturtyper fra videofilmene. For dette arbeidet er det mest hensiktsmessig å bruke programvare som kobler observasjoner av biota og substrat fra videofilmene til informasjon fra en posisjons fil slik at hver observasjon blir loggført med en posisjon. Hvis man ikke har GPS utstyr på videorigg eller ROV, må det kreeres 'dummy' posisjoner mellom de faktiske posisjonene. Det finnes flere gode programvarer for dette. VARS (Monterey Bay Aquarium Research Institute, USA) eller OFOP (Scientific Abyss Mapping Service, Germany) blir hyppig brukt for annotering av video samlet inn med ROV og videoslede. For mer informasjon om egenskapene til disse og andre programvarer for annotering av videodata, se Gomes-Pereira mfl. (2016). Annoteringsprogramvarene har det til felles at de genererer en tekst eller CSV-fil der alle artsobservasjoner er georefererte. En slik datafil kan også lages manuelt. Det er viktig å sørge for at det også genereres informasjon om hvor stort synsfeltet er, slik at det totalt observerte arealet kan regnes ut for hver undersøkelseslinje.

5.2 - Diskontinuerlig analyse

Den diskontinuerlige analysen omfatter analyser av stillbilder tatt med regelmessige intervall med stillbildekamera eller stillbilder tatt ut fra videofilmen. Det er viktig at stillbildene tas med regelmessige intervall, vi anbefaler at man bruker for eksempel hver 30. sekund eller hver tiende meter, for å generere korrekte tetthetsestimat av artene langs observasjonslinjene. Stillbilder tatt med drop-kamera på punkter i et rutenett analyseres på samme måte som enkeltstående bilder. Det er viktig at bilder som skal analyseres er tatt med omtrent 45-90 graders vinkel til substratet, laseren er tydelig til stede i senter av bildet, bildet er skarpt og ikke overlapper med tidligere analysert bilde. Hvis man ved en diskontinuerlig analyse «hopper over» strekninger med interessante arter bør det gjøres et notat om dette, særlig hvis man er i et område med lave tettheter eller ingen andre observasjoner av sårbare arter eller naturtyper. Disse ekstra observasjonene fra sekvenser som ikke omfattes av analysen, brukes ikke når tetthetsmålene blir generert. Bildeanalyser kan gjøres i programvaren Biigle (Langenkämper mfl. 2017), men se Gomes-Pereira mfl. (2016) for alternative programvarer.

5.3 - Registrering av arter og naturtyper

Ruglbunn: Analyseres som prosentvis dekningsgrad av levende kalkalger som danner algeklumper. Løstliggende kalkalger (rugl) (Figur 12a) vil ha ulike nyanser av rosa når de er levende, i motsetning til de døde kalkalgene som er hvite/grå. Døde kalkalger i ulik grad av fragmentering, registreres som korallin sand. Artene som danner ruglbunn (kalkalger) er vanskelig å skille fra hverandre basert på morfologi og det må gjerne tas genetiske prøver for sikker identifikasjon. Derfor skilles det ikke på art i slike undersøkelser, men brukes betegnelsen rugl som art. Noen kalkalger er skorpeformede på stein og blokk, disse benevnes ikke som rugl men som skorpeformede kalkalger (Figur 12b). Det er viktig å skille mellom forekomsten av rugl og skorpeformede kalkalger i analysene.



Figur 12. A. Rugl. B. Skorpeformede kalkalger på steiner.

Tareskog: Analyseres som prosentvis dekningsgrad av stortare, sukkertare og fingertare. Det må skilles på art så langt det er mulig ut fra videofilmen. Antall av ulike arter kråkeboller langs transektet telles også og oppgis som individ/m2. På lokaliteter der kråkeboller er dominerende kan det være hensiktsmessig å oppgi prosentvis dekning av kråkeboller.

Ålegras: kan analyseres som kontinuerlig analyse der man angir til stede/ ikke til stede eller prosentvis dekning av ålegras, men det skal telles opp antall individ/m^2 på minst fem steder på hvert datapunkt (50 m videolinje). Diskontinuerlig analyse kan være en fordel i områder med mye ålegras.

Blåskjell: Analyseres som dekningsgrad av skjell.

Østers, haneskjell og stort kamskjell: analysene omfatter telling av individ for å generere tettheter av skjell. Funn av den introduserte stillehavsøstersen i transektene telles for seg selv så langt det er mulig å skille på art fra videofilmen. I områder med mye skjell/østers kan videolinjene analyseres som kontinuerlig analyse der man angir til stede/ikke til stede eller prosentvis dekning av skjell, men det skal telles opp antall individ for å gi individ/m2 på minst fem steder på hvert datapunkt (50 m transektlinje). Diskontinuerlig analyse av individ/m2 kan være en fordel i områder med mye skjell eller østers.

Koralldyr, svamp og sjøfjær: Analysene omfatter telling av individ/kolonier av korall, sjøfjær og svamp observert langs undersøkelseslinjene. Alle koraller, sjøfjær og store svamper (> 5 cm i diameter) og som bidrar til å bygge naturtypene korallrev, korallsskog, sjøfjærbunn og svampskog bør bestemmes til art, slekt eller morfotype. For detaljert informasjon og identifikasjonsguide, se Vedlegg 3 i Kutti & Husa (2021).

Andre særlig interessante observasjoner av arter bør registreres.

5.4 - Registrering av substrat

For alle bilder som blir analysert bør bunnsubstrat loggføres. Ved analyse av videofilmer må bunnsubstrat loggføres for hver artsobservasjon. Bunnsubstrat loggføres i fire kategorier som følger den Europeiske standarden for visuell kartlegging av sjøbunn (EN 16260:2012). I tillegg bør man bruke en egen kategori for korallin sand/fragmenter som består av døde hvite/grå løsliggende kalkalger.

- Fast fjell & store blokk: >630 mm (FF)
- Veldig grovt sediment: 63-630 mm (St)
- Grovt sediment (sand & grus): 0.063-63 mm (G)
- Silt & leire: < 0.063 (S)

- Korallin sand (skjellsand som er laget av nedbrutte kalkalger)

5.5 - Programvare og lagring av data

Det finnes mange forskjellige programvarer som kan brukes for å generere tetthetsestimat fra video og bilder. Vi vil ikke spesifisere hvilken programvare som bør brukes, men man kan bruke det programmet man har lisens på og/eller kjenner godt. Hvilken programvare som brukes til de forskjellige momentene i kartleggingsarbeidet skal loggføres. Dersom man mister geoposisjoneringssignaler underveis i undersøkelseslinjen eller ikke har GPS på videoriggen kan man ved hjelp av interpolasjon av geodata og tid beregne den geografiske posisjonen til artsobservasjonene.

Alle videofiler som frembringes ved kartleggingen bør lagres i et gitt tidsrom slik at de kan være tilgengelig for nye analyser. Metadata og posisjonsfiler til enhver videolinje, fauna og substrat annoteringene bør lagres sammen med videofilene.

5.6 - Dataanalyse

Uavhengig om data har blitt generert fra kontinuerlig eller diskontinuerlig analyse bør dataanalysen følge samme metodikk.

5.6.1 - Datapunkt

Vi anbefaler at det genereres datapunkter med en romlig oppløsning på 50 m slik at man for en 1 km lang undersøkelseslinje genererer omtrent 20 datapunkter (ett datapunkt = 50 meter videolinje) med artsinformasjon. Det betyr at for datatabeller generert med kontinuerlig analyse av video skal observasjonene summeres slik at analysen gjelder for en 50 m lang linje. For datatabeller generert med stillbildeanalyse skal informasjonen fra stillbilder summeres slik at de sammen representerer den 50 m lange linjen. For hvert datapunkt skal antall observerte individ eller dekningsgrad av hver art angis, sammen med dominerende substrat og observert areal. Lengde- og breddegrad angis for senterpunktet av den 50 m lange videolinjen (for eksempler på datatabell se Kutti & Husa 2021).

5.6.2 - Beregning av tetthet

For hvert datapunkt bør tetthet (individ/m^2) eller dekningsgrad (%) av alle arter som inngår i undersøkelsen beregnes ved hjelp av informasjon om det observerte arealet. I tillegg skal gjennomsnittstetthet (± standard avvik) og maksimumstettheter for alle arter på hver undersøkelseslinje beregnes.

6 - Rapport

6.1 – Kart og dataformat

Vi anbefaler at rapporten fra kartleggingsarbeidet skal inneholde GIS kart over substrattyper som har blitt observert langs undersøkelseslinjene, samt individuelle GIS kart over observerte tettheter av dominerende arter.

Vi anbefaler at for hvert datapunkt skal det i tabellform presenteres tall på tettheter/dekningsgrad for hver art/m2. For hver undersøkelseslinje og undersøkelsesområde skal gjennomsnittstetthet/dekningsgrad (± standardfeil) og maksimumstettheter/dekningsgrad for alle arter presenteres (for eksempler på tabeller, se Kutti & Husa 2021).

Hvis det finnes publiserte data av tettheter av dominerende arter i nærliggende områder, bør disse tas med i en oversiktstabell. Det er viktig å være oppmerksom på at tettheter estimert fra video genererer lik gjennomsnittsverdi som tettheter estimert fra stillbildeanalyser, men maksimums tetthet er generelt høyere ved video analyser. Derfor må man ta høyde for dette hvis man skal foreta en sammenligning av ulike områder. Rapporten bør ikke inneholde tolkinger av lokalitetens sårbarhet, verdi eller egnethet som akvakulturlokalitet. Den evalueringen bør tas av forvaltningen basert på data presentert i rapporten. Feltskjema skal fylles ut for hver undersøkelseslinje og være med som vedlegg (for eksempel på feltskjema, se Kutti & Husa 2021).

7 - Referanser

Andersen GS, Bekkby T, Dolan M, Bøe R, Thormar J, Buhl-Mortensen P, Elvenes S, Naustvoll L, Mjelde M, Brandrud TE, Rinde R, Bryn, B. 2019. Feltveileder for kartlegging av marin naturvariasjon etter NiN (2.2). Utgave 1, kartleggingsveileder nr. 3, Artsdatabanken, Trondheim

Artsdatabanken (2018). Norsk rødliste for naturtyper 2018. Hentet (17.11.2021) fra https://www.artsdatabanken.no/rodlistefornaturtyper

Bakken T, Olsen KM, Skahjem N. 2021. Bløtdyr: Vurdering av Ostrea edulis for Norge. Norsk Rødliste for arter 2021. Artsdatabanken https://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisteforarter/2021/21876

Bekkby T, Rinde E, Espeland SH, Olsen H, Thormar J, Grefsrud ES , Bøe R, Brandt CF, Moy F. 2020. Nasjonal kartlegging – kyst 2019. Ny revisjon av kriterier for verdisetting av marine naturtyper og nøkkelområder for arter. NIVA rapport 7454-2020.

Bekkby T, Rinde E, Oug E, 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 forvaltningsprioriterte marine naturenheter. NIVA rapport 7672-2021.

Chamberlain J, Fernandes TF, Read P, Nickell TD, Davies IM. 2001. Impact of biodeposits from suspended mussel (Mytilus edulis L.) culture on the surrounding surficial sediments. ICES Journal of Marine Science. 58: 411-416.

Diaz-Almela E, Marba N, Alvarez E, Santiago R, Holmer M, Grau A, Mirto S, Danovaro R, Petrou A, Argyro M, Karakassis I, Duarte CM. 2008. Benthic input rates predict seagrass (Posidonia oceanica) fish farm induced decline. Marine Pollution Bulletin 56: 1332-1342.

DN - 2007. Kartlegging av marint biologisk mangfold. DN Håndbok 19-2001 Revidert 2007. 51 s

Duarte CM, Frederiksen M, Grau A, Karakassis L, Marba N, Mirto S, Pérez P, Pusceddu A, Tsapakis M. 2008. Effects of fish farm waste on Posidonia oceanica meadows; Synthesis and provision of monitoring and management tools. Marine Pollution Bulletin 56: 1618-1629.

Dumke I, Purser A, Marcon Y, Nornes SM, Johnsen G, Ludvigsen M, Søreide M. 2018. Underwater hyperspectral imaging as an in situ taxonomic tool for deep-sea megafauna. Scientific Reports 8, 12860

EN 16260. 2012. Water quality – Visual seabed surveys using remotely operated and/or towed observation gear for collection of environmental data. European Standard. EN 16260:2012 E.

Edding M, Tala F. 1996 Copper transfer and influence on a marine food chain. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 57, 617-624

Gomes-Pereira JN, Auger V, Beisiegel K, Benjamin R, Bergmann M, Bowden D. 2016. Current and future trends in marine image annotation software. Progress in Oceanography. 149, 106–120.

Gundersen H, Christie H, de Wit H, Norderhaug KM, Bekkby T, Walday MG. 2011. Utredning om CO2-opptak i marine naturtyper. NIVA-rapport 6070-2010: 25

Gundersen H, Bekkby T, Norderhaug KM, Oug E, Rinde E, Fredriksen F. 2018. Stortareskog i Norskehavet og Barentshavet - Marint gruntvann. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken, Trondheim. Hentet (1.10.2021) fra: https://artsdatabanken.no/RLN2018/343

Hall-Spencer J, White N, Gillespie E, Gillham K, Foggo A. 2006. Impact of fish farms on maerl beds in strongly tidal areas. Marine Ecology Progress Series 326: 1-9

Hansen PK, Bannister R, Husa V. 2011. Utslipp fra matfiskanlegg-Påvirkning på grunne og dype hardbunnslokaliteter.

Rapport fra Havforskningen 21-2011, 25 sider.

Haugland B, Rastrick SPS, Agnalt AL, Husa V, Kutti T, Samuelsen OB. 2019. Mortality and reduced photosynthetic performance in sugar kelp Saccharina latissima caused by the salmon-lice therapeutant hydrogen peroxide. Aquaculture environment interactions 11:1-17.

Haugland B, Armitage CS, Kutti T, Husa V, Skogen MD, Bekkby T, Carvajalino-Fernandez MA, Bannister RJ, White CA, Norderhaug KM, Fredriksen S. 2021. Large-scale salmon farming in Norway impacts the epiphytic community of Laminaria hyperborea. Aquaculture environment interactions 13:81-100.

Jansen HM, Broch OJ, Bannister R, Cranford P, Handå A, Husa V, Jiang Z, Strohmeier T, Strand Ø. 2018. Spatio-temporal dynamics in the dissolved nutrient plume from Norwegian salmon cage aquaculture. Aquaculture Environment Interactions 10: 385-399.

Kutti T, Husa V. 2021. Forslag til metode for kartlegging av sårbare arter og naturtyper på dypt vann til søknader om akvakultur i sjø. Kunnskapsleveranse til Fiskeridirektoratet. Rapport fra Havforskningen 2021-39.

Langenkämper D, Zurowietz M, Schoening T, Nattkemper TW. 2017. Biigle 2.0 – Browsing and Annotating Large Marine Image Collections. Frontiers in Marine Science 28.

Legrand E, Parsons AE, Escobar Lux RH, Freytet F, Agnalt A-L, Samuelsen OB, Husa VH. (innsendt). Effect of sea lice chemotherapeutant hydrogen peroxide on the photosynthetic characteristics and bleaching of the coralline alga Lithothamnion soriferum.

Legrand E, Kutti T, Gonzales Casal EV, Rastrick SPS, Andersen S, Husa V. 2021. Reduced physiological performance in a free-living corlline alga induced by salmon faeces deposition. Aquaculture Environment Interactions 13: 225-236.

Munda IM. 1996. The Northern Adriatic Sea. In Ecological studies Vol 123. Eds. Scramm & Nienhaus. Marine benthic vegetation.

Norderhaug KM, van Son TC, Nikolioudakis N, Thormar J, Moy F, Knutsen JA, Elvenes S, Steen H. 2020. Biomassemodell for stortare - Ressursmodell for fremtidens forvaltning. Rapport fra Havforskningen 2020-7.

Næverlid P, Agnalt A-L, Samuelsen OB, Myksvoll M. 2021. Modelling chemical releases from fish farms: impact zones, dissolution time, and exposure probability. ICES Journal of Marine Science Vol 79, 1: 22-33.

OSPAR. 2008-06. Descriptions of Habitats on the OSPAR List of Threatened and/or Declining Species and Habitats. OSPAR Agreement 2008-07. https://www.ospar.org/work-areas/bdc/species-habitats/list-of-threatened-declining-species-habitats/habitats (hentet 16.11. 2021).

Pena V, Bélanger D, Gagnon P, Richards JL, Gall LL, Hughey JR, Saunders GW, Lindstrom SC, Rinde E, Husa V, Christie HC, Fredriksen S, Hall-Spencer JM, Steneck RS, Schoenrock KM, Gitmark JK, Grefsrud, ES, Anglès d'Auriac M, Legrand E mfl. 2021. Lithothamnion (Hapalidiales, Rhodophyta) in the changing Arctic and Subarctic: DNA sequencing of type and recent specimens provides a systematics foundation. European Journal of Phycology. 56: 468-493

Pihl L, Svenson A, Moksnes PO, Wennehage H. 1999. Distribution of green algal mats throughout shallow soft bottoms of the Swedish Skagerrak archipelago in relation to nutrient sources and wave exposure. Journal of Sea Research 41:281-95.

Rosenberg R, Nilsson HC, Diaz RJ. 2001. Response of benthic fauna and changing sediment redox profiles over a hypoxic gradient. Estuarine, Coastal and Shelf Science 53, 343– 350.

Rosenberg R, Nilsson HC. 2005. Detoration of soft-bottom benthos along the Swedish Skagerrak coast. Journal of Sea Research 54: 231- 242.

Sanz-Lazaro C, Belando MD, Lazaro MG, Navarrete-Mier F, Arnaldo M. 2011. Relationship between sedimentation rates and bethic impact on Maerl beds derived from fish farming in the Mediterranean. Marine Environmental Research 71:22-30

Wilson S, Blake C, Berges JA, Mags CA. 2004. Environmental tolerances of free-living coralline algae (maerl): implications for European marine conservation. Biological Conservation 120: 283-293.

Worm B, Sommer U. 2000. Rapid direct and indirect effects of a single nutrient pulse in a seaweed-epiphyte grazer system. Marine Ecology Progress Series 2002: 283-288.

HAVFORSKNINGSINSTITUTTET

Postboks 1870 Nordnes
5817 Bergen
Tlf: 55 23 85 00
E-post: post@hi.no
www.hi.no