

Moniteringsvejledning:

Økosystemtjenester fra genoprettede biogene rev, stenrev og ålegræsenge



Center for Marin
Naturgenopretning

Kolofon

Titel: Monitoringsvejledning: Økosystemtjenester fra genoprettede biogene rev, stenrev og ålegræsenge

Forfattere: Pernille Nielsen, Timi, L. Banke, Pedro S. Freitas, Frederik H. Hansen, Rasmus A. Kjær, Mogens R. Flindt, Federica Montesanto, Camille Saurel, Rune H. Steinfurth, Anna Steinmann, Peter A.U. Stæhr, Daniel Taylor.

Udgivet: Juli 2026

Kvalitetskontrol: Denne rapport er en oversættelse af den engelske version, som er blevet kvalitetssikret af Jens Kjerulf Petersen, DTU Aqua og Torben Bramming Jørgensen, Limfjordsrådet, Aalborg Kommune.

Finansieret af: Miljøstyrelsen & Velux Fonden

ISBN:

Forsidefoto: Blåmuslingebanke (Timi L. Banke), Stenrev og ålegræsbed (Troels Lange).

Udgivet af:



Sammenfatning: Denne rapport præsenterer en oversigt over de vigtigste økosystemfunktioner, der leveres af biogene rev, stenrev og ålegræsenge. Forskellige overvågningsmetoder, der anvendes til at registrere disse økosystemfunktioner, beskrives for at afstemme, hvordan man dokumenterer virkningen af genopretningsindsatsen på tværs af forskellige genopretningsinitiativer.

Indholdsfortegnelse

Indledning	5
Overvejelser vedrørende projektets målsætninger	5
Udarbejdelse af et overvågningsprogram	7
Overvågningsdesign	7
Valg af overvågningsmetoder	9
Anvendelse af denne vejledning	11
Datadokumentation, format og lagring	12
Biogene rev	13
Metoder til overvågning af biogene rev og muslingebankers areal	14
Metoder til overvågning af tæthed og overlevelse	14
Metoder til overvågning af størrelse, vækst og rekruttering.....	15
Økosystemfunktioner leveret af biogene rev	19
Økosystemfunktion: Forøgelse af biodiversitet.....	19
Økosystemfunktion: Næringsstofimmobilisering	21
Økosystemfunktion: vandklarhed.....	23
Stenrev.....	25
Metoder til vurdering af habitatdækning	26
Økosystemfunktioner leveret af stenrev	27
Økosystemfunktion: Forøgelse af biodiversitet.....	27
Økosystemfunktion: Erosions- og sedimentstabilitet	30
Ålegræsenge.....	32
Økosystemfunktioner leveret af ålegræsenge	35
Økosystemfunktion: Øget biodiversitet	35
Økosystemfunktion: Begravelse og immobilisering af næringsstoffer	37
Metoder til monitorering af økosystemfunktioner	39
Monitorering af øget biodiversitet – <i>biogene rev, stenrev og ålegræsenge</i>	39
Metoder til prøvetagning af infaunaarter.....	41
Metoder til prøvetagning af epifaunaarter og makroflora.....	42
Metoder til prøvetagning af mobil fauna	46
Monitorering af begravelse/immobilisering af næringsstoffer – <i>ålegræsenge og biogene rev</i>	50
Immobilisering i den stående ålegræsbiomasse.....	50
Sedimentpuljer i ålegræsenge	53
Denitrifikation	54
Metoder anvendt i genopretning af biogene rev	55
Monitorering af erosion og sedimentstabilitet – <i>stenrev</i>	58
Monitorering af vandklaring – <i>biogene rev og storskala ålegræsenge</i>	61

Metoder til monitorering af seston og vandets optiske egenskaber	61
Metoder til monitorering af hydrodynamik	66
Referencer	68
Bilag 1	70
Bilag 2	72

Indledning

Denne vejledning giver et overblik over praktiske overvejelser i forbindelse med udarbejdelsen af et overvågningsprogram for kystnære genopretningsprojekter af biogene rev i form af blåmuslingebanker, stenrev og ålegræsenge i Danmark. Det første skridt i udviklingen af et overvågningsprogram for genopretning af marine naturtyper er at definere klare målsætninger og delmål for projektet. Disse målsætninger bør være skaleret til projektets kapacitet, tilgængelige ressourcer samt mulighederne for naturgenopretning og overvågning. Dette afgørende trin bør gennemføres i projektets designfase, inden de faktiske genopretningstiltag igangsættes, for at sikre, at genoprettelsesindsatsen planlægges hensigtsmæssigt. En tidlig og klar målsætning gør det muligt at vælge egnede lokaliteter, indsamle referencedata (baseline-data), udvælge relevante overvågningsparametre samt fastlægge en tidsplan for projektets fremdrift og effekter.

For at marine genopretningsindsatser kan blive succesfulde, er det vigtigt, at projekterne har mulighed for aktivt at påvirke økosystemet eller naturtypen med henblik på at opnå de ønskede effekter samt at kunne evaluere, om indsatsen faktisk har medført disse forbedringer. Dataindsamlingen bør følge standardiserede metoder og resultere i handlingsorienteret viden, der gør det muligt at vurdere genopretningens succes på lokal, regional og økosystemniveau. Denne tilgang sikrer, at overvågningen ikke alene bidrager til evaluering af de enkelte projekter, men også til at udvide den generelle viden om effektive metoder til genopretning af marine naturtyper og derved bidrager til læring baseret på både succeser og fejl.

Overvejelser vedrørende projektets målsætninger

Et økosystem består af dynamiske og komplekse samfund af planter, dyr og mikroorganismer, som interagerer med det ikke-levende miljø og sammen fungerer som en funktionel enhed. Interaktionerne inden for et økosystem kan beskrives som forskellige funktioner og tjenester, der udføres af økosystemer.

Disse tjenester kan overordnet kategoriseres i fire typer af økosystemtjenester, som repræsenterer gavnlige interaktioner for økosystemerne og vores samfund:

- **Forsynende tjenester:** Enhver form for ressource, som mennesker kan udvinde fra det marine miljø, fx fødevarer og byggematerialer.
- **Understøttende tjenester:** De grundlæggende naturlige processer, fx fotosyntese, næringsstofkredsløb og tilvejebringelse af levesteder, som er nødvendige for produktionen af alle øvrige økosystemtjenester.
- **Regulerende/opretholdende tjenester:** Naturens egne processer, som regulerer naturlige fænomener og sikrer et stabilt miljø, fx kulstoflagring, forebyggelse af erosion og klimaregulering.
- **Kulturelle tjenester:** Immaterielle goder, der bidrager til menneskers udvikling og kulturelle værdier, fx turisme, fritidsaktiviteter, samt æstetiske og spirituelle værdier.

Tabel 1. De fire overordnede kategorier af økosystemtjenester (ØT) er angivet. Udvalgte økosystemfunktioner, der er relevante for denne vejledning, er fremhævet som nøglefunktioner for naturtyperne; biogene rev, stenrev og ålegræsenge og er markeret med **X**, mens økosystemfunktioner leveret i mindre grad er angivet med **O**.

Økosystemtjenester (ØT)		X = Nøgleøkosystemfunktioner o = Mindre økosystemfunktioner	Biogene Rev	Ålgræs- enge	Stenrev
Forsynende tjenester					
Varer/produkter leveret eller produceret af økosystemer	Høst/udvinding/forbedringer				
Understøttende tjenester					
Tjenester, der er nødvendige for produktion af alle andre økosystemtjenester	Forbedring af biodiversitet				
	Forbedring af levesteder/arter/populationer				
	Genetisk diversitet	X	X	X	
	Økosystemstabilitet og forbedret funktion - fødenet				
Regulerende/opretholdende tjenester					
Fordele leveret af regulerende økosystemprocesser	Vandklarhed	X	O		
	Kulstof begravelse/immobilisering	O	O	O	
	Næringsstof begravelse/immobilisering	X	X	O	
	Erosion forebyggelse		O	X	
	Stabilisering af sediment/substrat	O	O	X	
Kulturelle tjenester					
Immaterielle goder leveret af økosystemet	Rekreative besøgende/citizen science etc.				
	Tourisme activities and employment				
	Health and well-being				

Det overordnede formål med naturgenopretning af marine naturtyper (habitater) er at genetablere tabte eller forbedre forringede økosystemfunktioner (Tabel 1) for dermed at understøtte langsigtede forbedringer af økosystemerne blandt andet i forhold til:

- Biologiske eller økologiske målsætninger: øget biodiversitet og genetablering af specifikke naturtyper, der understøtter et mangfoldigt marint liv.
- Forbedring eller stabilisering af eksisterende naturtyper: sikring af naturtypens integritet og langsigtet økologisk funktionalitet.
- Multifunktionelle målsætninger: kombination af økologiske effekter med fysiske fordele, såsom kystbeskyttelse eller stabilisering af sediment.

De forskellige økosystemfunktioners bidrag vil afhænge af miljøet tilstand og vil typisk først gavne de understøttende og regulerende økosystemtjenester. Det er derfor ofte økosystemfunktioner under disse to typer økosystemtjenester, der er de primære formål, der sigtes imod ved naturgenopretningsprojekter med blåmuslingebanker, stenrev og ålegræsenge.

Som eksempel understøtter alle tre naturtyper økosystemfunktionen *habitatforbedring* og tiltrækker andre arter ved at tilbyde setlingsmuligheder, føde og skjulesteder. Dette kan føre til udvikling af flere trofiske niveauer, nichespecialisering samt øget individualitet og artsrigdom, hvilket bidrager til højere biodiversitet, forbedret økosystemstabilitet og øget genetisk diversitet. Samlet set resulterer dette i mere komplekse fødenet og understøtter naturlige økosystemprocesser såsom forbedret vandklarhed og biogeokemiske processer, der yderligere bidrager til både kulturelle og forsynende økosystemtjenester.

Denne vejledning giver anbefalinger til overvågning af økosystemfunktioner, der bidrager til understøttende og regulerende økosystemtjenester. **Der lægges vægt på overvågning af de centrale økosystemfunktioner for hver af de tre naturtyper frem for at forsøge at dække samtlige funktioner for hver enkelt naturtype** (Tabel 1). Dette gør det muligt at udarbejde et

overvågningsprogram, der kan dokumentere status på de målsætninger, som er fastsat specifikt for hvert enkelt marint genopretningsprojekt.

Udarbejdelse af et overvågningsprogram

Genopretningsprojekter for marine naturtyper rummer forskellige muligheder og begrænsninger som følge af projektets specifikke målsætninger, samarbejdspartnere, budgetter og skala. Alle disse forhold skal indgå i overvejelserne ved udarbejdelsen af et overvågningsprogram. Projektets fremdrift og tidsplan fastlægger fx den grundlæggende struktur for overvågningsstrategien. Overvågningsprogrammet skal være i overensstemmelse med projektets overordnede målsætninger for effektivt at kunne dokumentere målopfyldelse. Budgettet har indflydelse på valg af overvågningsdesign og variationen af anvendte metoder. Derudover vil den tilgængelige faglige ekspertise og det udstyr, som projektet råder over, ofte være afgørende for det endelige valg af overvågningsmetoder.

De følgende afsnit giver overordnede anbefalinger vedrørende overvågningsdesign, tidsplan, forskellige overvågningsmetoder samt krav til faglig ekspertise i forbindelse med naturgenopretning af de marine naturtyper blåmuslingebanker, stenrev og ålegræsenge.

Overvågningsdesign

Overvågningsdesignet bør både kunne vurdere effekten af genopretningsindsatsen og samtidig bidrage til en bredere forståelse af metoder til genopretning af de tre naturtyper. For at vurdere effekten af naturgenopretningstiltagene er det vigtigt at sammenligne forholdene før og efter genopretningen samt at sammenligne kontrol- eller referenceområder, som ikke er blevet påvirket af naturgenopretningstiltagene.

Baselinedata

Baselineovervågning bør altid indgå og skal være en prioritet ved fordeling af tid og budget i ethvert marint naturgenopretningsprojekt. Overvågningsdata indsamlet før genopretningsstiltagene igangsættes udgør baselinedata. De spiller en afgørende rolle for forståelsen af lokalitetens tilstand forud for genopretningen. Disse data er essentielle for at kunne identificere tendenser og vurdere ændringer over tid. Overvågningsaktiviteter og -parametre bør udformes, så de afspejler projektets målsætninger og kan dokumentere effekterne af de miljømæssige ændringer.

Kontrolområde

Kontrolområder, som efterlades uforstyrrede, repræsenterer områder med tilsvarende tilstand som genopretningsområdet før indsatsen, og kan fungere som erstatning for baselineundersøgelser hvis disse ikke er mulige på grund af projektmæssige begrænsninger. Kontrolområder er dog ikke tilstrækkelige til at vurdere succesen af genopretningen, da de primært giver et sammenligningsgrundlag, der indikerer, om de genoprettede områder har ændret sig. Afstanden mellem genoprettede områder og kontrol- eller referenceområder er desuden vigtigt, da afstanden kan påvirke resultaterne på grund af mulige sprednings- eller spillover-effekter.

Referenceområde

Referenceområder eller *naturlige naturtyper/områder* repræsenterer det ønskede slutresultat af genopretningsindsatserne og illustrerer, hvad succesfuld naturgenopretning sigter på at opnå. Det kan være svært at finde egnede referenceområder som følge af den generelle dårlige økologiske tilstand i mange danske kystområder. I disse tilfælde kan sammenlignelige datasæt fra lignende

naturtyper eller historiske data anvendes. Undersøgelser af referenceområderne bør basere sig på de samme overvågningsparametre som anvendes på genopretningsområderne for at sikre konsistente sammenligninger. Hvis referenceområder ikke er tilgængelige, anbefales anvendelse af BACI-metoden.

BACI-metoden: Before-After-Control-Impact

Et BACI-design gør det muligt at dokumentere forskelle mellem kontrolområder og "genoprettede" områder (Impact område) før og efter etablering af naturtypen. Prøver fra både kontrolområdet og genopretningsområdet bør udtages samtidigt. Det er vigtigt, at kontrolområdet har tilsvarende egenskaber som genopretningsområdet før etablering, herunder sedimenttype, vanddybde, salinitet og eksponering. Derudover bør kontrolområdet være placeret i tilstrækkelig afstand til genopretningsområdet, så effekterne af den genoprettede naturtype ikke direkte påvirker kontrolområdet. Efter etablering af naturtypen overvåges kontrolområdet parallelt med genopretningsområdet ved anvendelse af identiske metoder og indsamlingsprocedurer.

Prøvetagningsindsats

Antallet af prøvetagninger, deres hyppighed samt den samlede tidsmæssige og sæsonmæssige skala for overvågningen skal planlægges, så omkostningseffektiviteten optimeres. Der skal være tilstrækkeligt data til at påvise valide tendenser og resultater af genopretningsindsatserne. For statistiske overvejelser vedrørende overvågning og prøvetagning henviser vi til Foster et al. (2024)¹.

Tidsramme

For at etablere et effektivt overvågningsprogram for genopretningen af marine naturtyper kræver det en klar tidsplan og overvejelser om valg af overvågningsmetoder, der kan tilpasses de forventede biologiske og fysiske ændringer.

- **Kort sigt** (dage til uger og op til 1 år): Overvågningen har til formål at etablere baseline for den genoprettede naturtypes tilstand på tidspunktet for selve genopretningen eller kort tid derefter.
- **Mellemlang sigt** (måneder og op til 5 år): Overvågningen har til formål at vurdere koloniseringsmønstre, genopretning af biodiversitet samt forekomst og tæthed af arter knyttet til de genoprettede naturtyper. For biogene rev og ålegræsenge indgår desuden vurderinger af overlevelse, vækst og fornyelse/rekruttering.
- **Lang sigt** (>5 år): Overvågningen fokuserer på at vurdere, om den genoprettede naturtype udvikler sig funktionelt sammenligneligt henimod en naturlig, uforstyrret naturtype (referenceområde), samt hvordan naturtypen integreres i økosystemet, og dermed hvordan naturtypen understøtter forsynende og kulturelle økosystemtjenester.

Datarapportering og kvalitetssikring

Standardiserede protokoller for dataindsamling, rapportering og kvalitetssikring er vigtige for at sikre konsistens, pålidelighed og sammenlignelighed på tværs af genopretningsprojekter og dermed understøtte evidensbaseret beslutningstagning og forvaltning. I det omfang det er muligt, bør datarapporteringen ske i formater, der er sammenlignelige med dem, der anvendes af Danmarks Miljøportal.

¹ Foster SD, Monk J, Lawrence E, Hayes KR, Hosack GR, T. Langlois, Hooper G & Przeslawski R. 2024. Statistical considerations for monitoring and sampling. In Field Manuals for Marine Sampling to Monitor Australian Waters, Version 3. Przeslawski R, Foster S (Eds). National Environmental Science Program (NESP)

Valg af overvågningsmetoder

Genopretningsprojekter for marine naturtyper kan tilrettelægges, så de enten involverer interessentbaserede initiativer (fx borgere og konsulenter) eller forskningsbaserede indsatser ledet af videnskabelige institutioner, afhængigt af projektets målsætninger og tilgængelige ressourcer. I begge tilfælde spiller overvågning en central rolle for at sikre effekten af genopretningstiltagene. Overvågningen bør derfor gennemføres ved hjælp af standardiserede metoder og protokoller, så de indsamlede data er pålidelige og sammenlignelige på tværs af projekter. Hvor det er muligt, bør der anvendes metoder beskrevet i de tekniske anvisninger for det nationale overvågningsprogram for vandmiljø og natur (NOVANA)².

Løbende undersøgelser til dokumentation af projektets fremdrift kan gennemføres ved hjælp af en række teknikker, der spænder fra akustiske metoder, som dækker større arealer, til mere detaljeret prøvetagning rettet mod artsniveau eller specifikke processer. Der findes derfor et bredt udvalg af overvågningsmetoder med varierende krav til udstyr, omkostninger, anvendelsesmuligheder og den nødvendige faglige ekspertise til både udførelse og dataanalyse. For en nærmere gennemgang af flere af de nedenstående metoder anbefales *Field Manuals for Marine Sampling to Monitor Australian Waters*³.

Akustiske metoder

Akustiske metoder anvendes ofte til kortlægning af udbredelse og arealdækning af naturtyper. Ved at kvantificere bundareal og/eller procentvis dækning af genoprettede naturtyper fastlægges både begyndelsestilstand og den efterfølgende udvikling over tid. Der findes i dag mange forskellige versioner af side scan- og multibeam-sonar til relativt lave priser. Men hvis man skal kunne udarbejde detaljerede kort, er sonarudstyr dog fortsat dyrt at anskaffe eller leje, og dataanalysen forudsætter betydelig faglig ekspertise samt ofte omkostningstung software. Dette er som regel ikke tilgængeligt udenfor forskningsmiljøer.

Side scan- og multibeam-sonarer er aktive sonarer, hvilket betyder, at de både udsender og modtager akustiske signaler via en række ultralydsimpulser (transducer-arrays). Disse kan monteres på både, på platforme eller på autonome undervandsfartøjer (AUV'er), fjernstyrede undervandsfartøjer (ROV'er) eller trukne undervandsfartøjer (towfish). Side scan-sonarer afsøger havbunden sidelæns og dækker relativt store områder, hvorved der genereres billeder med information om både bundens hårdhed og struktur, men ikke dybde (batymetri). Metoden kan anvendes til at lave præcise, storskala-kort over havbunden, fx af skibsvrag, undervandskonstruktioner og marine naturtyper.

Multibeam-sonarer udsender sonarstråler i et vifteformet mønster fra fartøjet og skråt ud til siderne, og refleksionerne opfanges af flere transducere. Multibeam-sonarer leverer information om dybde og strukturer i vandet (fx fisk eller gasbobler) og fra havbunden selv (fx sten eller sediment). Metoden muliggør udarbejdelse af 2D- og 3D-kort over batymetri, bundens hårdhed og ruhed i stor skala, men er ofte forbundet med høje omkostninger.

Visuelle metoder

Visuelle undersøgelser, enten i form af video eller billeder, kan anvendes som supplement til akustisk kortlægning og til validering af dækningskort. De kan samtidig bruges til identifikation af tilknyttede arter. Visuelle metoder kan levere højopløselige video- eller billedregistreringer af havbunden. De er relativt billige, nemme at anvende og velegnede til artsbestemmelse af både

² <https://ecos.au.dk/forskningraadgivning/fagdatacentre/marint-fagdatacenter/gaeldende-tekniske-anvisninger>

³ <https://marine-sampling-field-manual.github.io/>

fastsiddende og mobile organismer på overflader, men dækker mindre arealer end de akustiske metoder.

Prisen og tilgængeligheden af undervandskameraer og platforme af høj kvalitet (både mobile og stationære systemer) er markant forbedret det seneste årti, hvilket gør metoderne lettere og mere anvendelige. Hvis visuelle metoder anvendes til kvantitativ kortlægning, kræver det dog specialiseret viden og software (fx fotogrammetri) for at kunne fremstille georefererede mosaikker af video- eller billeddata, hvilket ofte er forbundet med ekstra omkostninger.

Sammenlignet med direkte fysisk prøvetagning (fx af dykkere) har visuelle metoder den fordel, at de kan dække væsentligt større arealer, er hurtigere at gennemføre og generelt enkle at anvende uden nødvendigvis at være dyrere. Der er dog også væsentlige begrænsninger, herunder dårlig sigtbarhed under visse vejrforhold samt et ofte tidskrævende analysearbejde. Metoderne er desuden ikke kvantitative i forhold til opmåling af størrelser på dyr og planter, medmindre optagelserne er kalibrerede fx ved brug af lasere eller andre referencemarkører.

Punktvis prøvetagning

Punktvis bund- eller vandprøver af arter eller miljøparametre såsom sedimenters organiske indhold, ilt, temperatur, salinitet, næringsstofkoncentrationer og klorofyl kan give detaljeret information om udviklingen i artsantal, artsforekomst og biogeokemiske forhold. Gentagen prøvetagning på repræsentative, faste lokaliteter gør det muligt at følge ændringer over tid.

Artsidentifikation og kvantificering foretages ofte ved direkte prøvetagning, eksempelvis ved dykkerbaserede kvadrater/rammer, grab- eller kerneprøvetagning, eller ved visuel prøvetagning med nedsænket kamera eller ROV. Både fysisk og visuel prøvetagning kan udføres af andre end eksperter og fagpersoner. Tilsvarende gælder for indsamling af fysiske vandprøver. Analyse af biogeokemiske forhold i sedimentet kræver derimod faglig ekspertise, selvom indsamlingen af fx kerner kan udføres af instruerede medhjælpere.

Sensorer og dataloggere

Miljøparametre som klorofylkoncentration, næringsstofniveauer, lysforhold og opløst ilt måles for at vurdere vandkvalitet og næringsstoffdynamik. Disse parametre kan overvåges ved hjælp af forskellige sensorer eller dataloggere, som muliggør dataindsamling på stor rumlig og tidsmæssig skala. Sensorer kan anvendes til enten periodisk eller kontinuerlig overvågning på en lokalitet, hvilket er centralt for opbygning af tidsserier. Det brede udvalg af sensorer kombineret med software til installation og databehandling giver mulighed for at vælge løsninger, der er brugervenlige og tilgængelige - også for ikke-fagfolk - selv om anskaffelsen ofte er forbundet med betydelige omkostninger. Miljøsensorer og dataloggere kræver generelt begrænset vedligeholdelse og kan levere data med høj tidlig opløsning.

Det skal dog bemærkes, at de fleste sensorer måler forholdene inden for få centimeter fra sensorens placering i vandsøjlen, og den rumlige repræsentativitet er derfor begrænset til ét punkt. Det kan derfor være hensigtsmæssigt at supplere med sensorer placeret på forskellige dybder og lokaliteter.

En væsentlig driftsmæssig udfordring ved faste sensorer er begroning (biofouling). Belægninger af biofilm eller fastsiddende organismer på sensorens måleflade kan hurtigt forringe signalkvaliteten, så data ikke længere kan bruges (Figur 1). Antibegroningsmidler og manuel fjernelse kan i nogen grad være effektive ved kortere udsætninger (under én måned), særligt i perioder med kraftig begroning (forår–efterår), men manuel rengøring kan være vanskelig at gennemføre uden at

påvirke målingerne. Regelmæssig kalibrering med kontrollerede standarder eller feltprøver er derfor en central del af kvalitetssikringen.



Figur 1. Rurer og muslinger, der har sat sig og tildækket en sensor. Foto: Daniel Taylor.

Fjernmåling via satellit eller fly

Projekter med adgang til faglig ekspertise kan inddrage avancerede værktøjer såsom fjernmåling (remote sensing) samt eksempelvis hydrodynamisk modellering eller modellering for at styrke overvågningsindsatsen. Remote sensing, baseret på satellitter eller luftbårne platforme, kan anvendes til at udarbejde storskala-kort over havbunden og til at følge ændringer i naturtyper eller kystlinjer over tid. Metoden kan også bruges til overvågning af miljøparametre såsom overfladekoncentrationer af klorofyl-a, turbiditet, epifytter og algeopblomstringer.

Disse metoder giver værdifuld information om rumlige og tidlige ændringer og kan desuden levere data om bølgeenergidæmpning og sedimentmobilitet, som er centrale indikatorer for effekten af kystbeskyttelse.

Anvendelse af denne vejledning

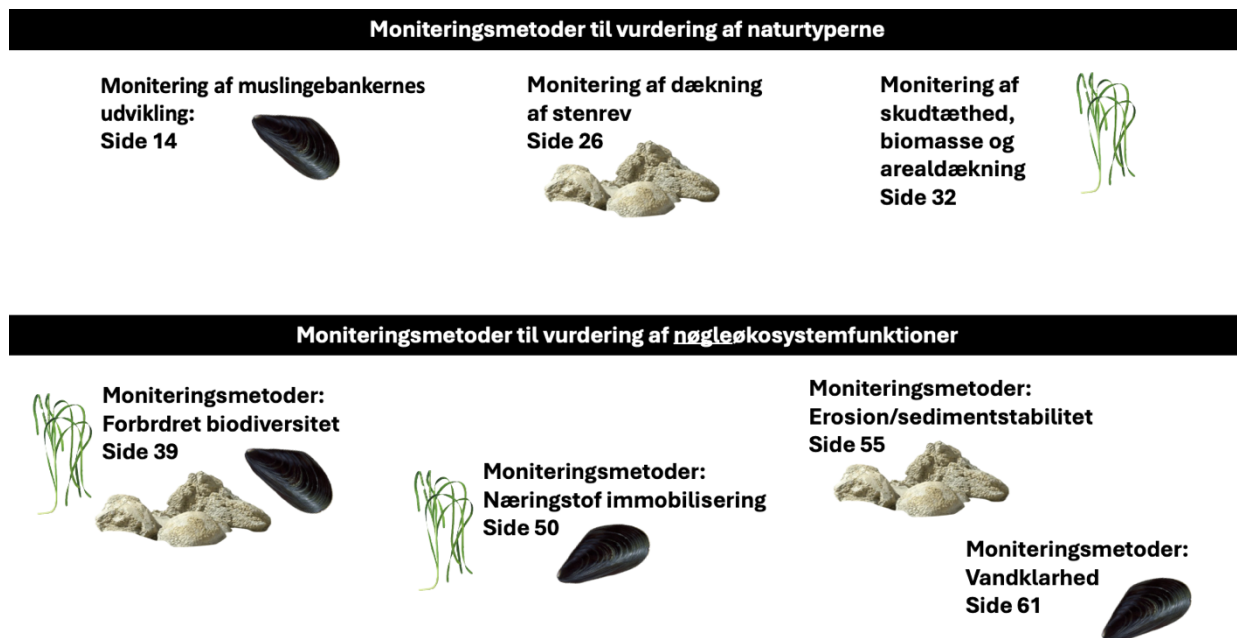
I de følgende afsnit præsenteres specifikke retningslinjer og anbefalinger for overvågning af de enkelte naturtyper: biogene rev, stenrev og ålegræsenge. **For hver naturtype angives både anbefalede og supplerende metoder.** Denne tilgang sikrer en robust overvågning på tværs af forskellige ressourceniveauer og giver samtidig projekterne fleksibilitet i planlægningen.

Anbefalede metoder er metoder, som bør indgå i alle overvågningsprogrammer, uanset om de gennemføres af borgere, konsulenter eller faglige eksperter, da de sikrer de nødvendige resultater for at vurdere succesen af naturgenopretningsindsatserne.

Supplerende metoder kan tilføjes for at opnå mere detaljerede og dybdegående data. Nogle af disse metoder kan udføres af ikke-fagfolk efter instruktion, men mange forudsætter inddragelse af faglig ekspertise eller anvendelse af specialiseret udstyr.

Vejledningen beskriver en række overvågningsmetoder, der enten er generelt anvendelige på tværs af naturtyper eller særligt tilpasset en specifik naturtype. Det understreges, at visse metoder skal tilpasses den undersøgte naturtype, og at overvågningen skal afspejle de variationer i centrale

økosystemfunktioner, som de enkelte naturtyper leverer. Figur 2 giver et overblik over funktioner og metoder, der er relevante for de enkelte naturtyper, så læseren hurtigt kan finde det afsnit med relevant information om netop den naturtype og den økosystemfunktion, som de ønsker at monitorere.



Figur 2. Oversigt over, hvor information om metoder til vurdering af specifikke naturtype relaterede parametre kan findes, samt hvor overvågningsmetoder for centrale økosystemfunktioner leveret af de enkelte naturtyper er beskrevet.

Datadokumentation, format og lagring

For at sikre konsistent dataindsamling er det vigtigt at anvende standardiserede metoder og opbevare data i en velorganiseret og helst offentligt tilgængelig database. Denne tilgang understøtter ikke kun evalueringen af det enkelte genopretningsprojekt, men bidrager også til en bredere forståelse af effektive strategier for genopretning af marine naturtyper og gør det muligt at lære af både succeser og fejl.

Metadata bør være tilstrækkeligt detaljerede til, at andre forskere og aktører kan finde, anvende og integrere data indsamlet med tilsvarende metoder. Det anbefales derfor at følge nationale eller internationale standarder for overvågningsmetoder, protokoller og dataskabeloner. Følgende elementer bør indgå ved indsamling eller oprettelse af datasæt:

- Navn på datasættet eller det forsknings- eller genopretningsprojekt, der har genereret data, samt kontaktoplysninger på en ansvarlig person.
- En informativ titel samt relevante nøgleord eller beskrivelser, der tydeligt angiver datasættets indhold og formål.
- Beskrivelse af den anvendte metode, herunder hvordan data er indsamlet eller genereret, samt anvendt udstyr, software og protokoller.
- Oplysninger om lokalitet, hvor data er indsamlet, herunder antal stationer, gentagelser og anden relevant information om datasættets rumlige dækning og fordeling.

- Datoer, herunder projektets start- og slutdato, specifikke prøvetagningsdatoer, den periode data dækker, samt eventuelle datoer for efterfølgende ændringer.
- Oplysninger om, hvorvidt og hvordan data er blevet behandlet eller ændret, herunder forklaringer på anvendte koder, forkortelser og variabler.
- Beskrivelse af, hvordan datasættet er struktureret og organiseret.

Det overordnede formål er at sikre, at data arkiveres og er tilgængelige for fremtidige projekter og opfølgende undersøgelser. Databeskrivelser og metodeangivelser bør derfor være tilstrækkeligt detaljerede til, at data kan reproducere, sammenlignes og genanvendes.

Biogene rev

Som ved alle genopretningsindsatser er det for biogene rev afgørende at kunne sammenligne forholdene før og efter genopretning. Indsamling af referencedata forud for indsatsen er derfor en central forudsætning, da disse data dokumenterer lokalitetens oprindelige tilstand. Referencedata bør som minimum omfatte oplysninger om forekomst og tæthed af de nøglearter, der ønskes genoprettet, samt en vurdering af de biologiske og miljømæssige forhold i og omkring naturtypen.

Overvågning efter genopretning bør omfatte kort-, mellem- og langsigtede observationer/målinger for at kunne vurdere og dokumentere udviklingen i de økosystemfunktioner som de genoprettede muslingebanker leverer over tid.

Kort sigt: Overvågning af de genoprettede muslingebanker i perioden fra få måneder op til ét år efter udlægning vil give indsigt i den indledende dødelighed blandt muslingerne samt ændringer i deres rumlige fordeling. Effekten på lokale ændringer i vandklarhed vil ofte kunne observeres umiddelbart efter udlægningen, men vil variere over tid i takt med ændringer i muslingebiomassen, fx som følge af vækst, dødelighed og rekrutteringsdynamik. Effekten på biodiversitet udvikler sig over forskellige tidsskalaer afhængigt af de tilknyttede arters livscyklus og biologi; eksempelvis sker koloniseringen af epifauna ofte om foråret, mens de genoprettede muslingebanker hurtigt kan fungere som både føderessource og skjulested for mobile organismer.

Mellemlang sigt: I perioden 1-5 år efter udlægning forventes muslingebankerne at understøtte en øget diversitet af tilknyttede infauna, epifauna, flora og mobile arter. Dette bidrager til udviklingen af mere komplekse fødenet og understøtter nøgleøkosystemfunktioner såsom forbedret vandklarhed og biogeokemiske kredsløb.

Lang sigt: Efter fem år forventes muslingebankerne at vise tegn på stabilitet og naturlig rekruttering af nye muslinger eller alternativt indikere behov for supplerende udlægning. På lang sigt bør de centrale økosystemfunktioner være stabiliserede.

Overvågning af genoprettede muslingerev og muslingebanker

Genopretning af biogene rev, som i denne vejledning henviser til blåmuslingebanker, bidrager primært til nøgleøkosystemfunktioner *artsforbedring* og *habitatforbedring*, som ofte er det grundlæggende formål med genopretning af netop denne naturtype. Disse funktioner understøtter samtidig udviklingen af øvrige økosystemfunktioner og -tjenester.

Overvågning af muslingebankens funktion har til formål at vurdere dens udbredelse, tæthed og udvikling over tid, herunder om banken overlever, vokser og rekrutterer nye individer, så den gradvist opnår en funktion, der svarer til en naturlig, uforstyrret muslingebanke.

Overvågningen omfatter fire indikatorer/parametre:

- Bankens areal/udbredelse (anbefalet)
- Tæthed og overlevelse (anbefalet)
- Størrelse, vækst og rekruttering (supplerende)
- Larveproduktion og kønsmodenhed (supplerende)

De to første indikatorer er fundamentale parametre og skal indgå i alle overvågningsprogrammer. De to sidstnævnte er supplerende og giver yderligere indsigt, som kan bidrage til en mere detaljeret forståelse af udviklingen, særligt i forskningsundersøgelser.

Metoder til overvågning af biogene rev og muslingebankers areal

Muslingebankens udbredelse (areal) er en central indikator for bankens funktion og udvikling. Formålet er at kvantificere bankeareal og procentvis dækning af genoprettede muslingebanker for at fastlægge både start-arealet og den efterfølgende udvikling over tid.

Overvågningsmetoderne (tabel 2) omfatter enten akustiske metoder som side scan-sonar og multibeam-sonar eller visuelle metoder som drone, fjernstyret undervandsfartøj (ROV), slæde, nedsænket kamera, dykkerkamera eller visuel vurdering foretaget af dykkere. Visuelle metoder er enkle at anvende, hurtige at gennemføre og kan dække relativt store arealer. De er dog begrænset af sigtbarhed og kan kun registrere det, der faktisk observeres.

For en mere detaljeret gennemgang af overvågning af blåmuslingebanker henvises til Nielsen et al. 2024 samt den tekniske anvisning TA nr. M21 "*Filtrerende organismer*"⁴ for overvågning af det marine miljø, udarbejdet for Miljøstyrelsen af det marine fagdatacenter.

Metoder til overvågning af tæthed og overlevelse

Overvågning af tæthed (densitet) over tid, angivet som antal individer eller biomasse pr. m² for den genoprettede art, gør det muligt at følge udviklingen i samlet biomasse, dødelighed og overlevelse i en genoprettet muslingebanke. Overvågning af tæthed anbefales derfor til vurdering af både økosystemfunktionerne *artsforbedring* og *habitatforbedring* samt den samlede succes og effekt af genopretningsindsatsen.

Tæthedsdata er desuden nødvendige for at validere kortlægningsindsatser af dækningsgrad baseret på akustiske eller visuelle metoder og for at kunne lave mere præcise estimater af udviklingen i bankearealet og den procentvise dækningsgrad af levende individer. De indsamlede tæthedsprøver kan samtidig anvendes til at estimere vækst og rekruttering.

Tæthed kan overvåges ved direkte prøvetagning fx ved dykkerbaserede rammeprøvetagning eller grab og kerner. Ligesom visuel registrering med nedsænket kamera, ROV eller dykkerkamera også kan anvendes. Både fysisk og visuel prøvetagning kan udføres af medhjælpere, der er blevet oplært eller af fagpersoner.

⁴ https://ecos.au.dk/fileadmin/ecos/Fagdatacentre/Marin/TA_M21_Filtrerende_organismer_ver1.pdf

Ramme-, grab- eller kerne-prøvetagning

Dykkerbaseret prøvetagning samt prøvetagning med grab og kerner er udbredte og pålidelige metoder, hvor et afgrænset areal undersøges, og der opnås absolutte målinger af individantal og biomasse. Dykkerprøver gør det muligt at målrette prøvetagningen mod mindre strukturer eller særlige fokusområder i det genoprettede område. Dette kan være en fordel i naturtyper med høj rumlig variation, men metoden er begrænset af dybde og den tid, dykkere kan arbejde.

Prøvetagning med grab eller kerner kræver typisk en højere prøvetagningsintensitet. Metoderne er forholdsvis enkle at anvende, men udstyret er omkostningstungt og kræver fartøjer, der kan håndtere udstyr, som kan veje fra ti til over hundrede kilo. De fysiske prøver skal efterfølgende sorteres, artsbestemmes, optælles og vejes.

Visuelle metoder

Visuelle metoder er enkle og hurtige at anvende og kan dække større arealer, men de kan kun registrere det, der observeres. Estimer af tæthed baseret på visuelle metoder kan derfor være forbundet med betydelig usikkerhed. Biomasse kan kun estimeres indirekte ud fra individantal og størrelse, forudsat at der foreligger pålidelige størrelses-vægt-relationer.

Metoder til overvågning af størrelse, vækst og rekruttering

Overvågning af størrelsesstrukturen af de udlagte blåmuslinger over tid giver supplerende informationer udover tæthed og overlevelse og bidrager dermed til vurderingen af genopretningsindsatsens succes. Ved at følge individernes vækst, herunder ændringer i skallens dimensioner og vægt, opnås der viden om, hvordan de genudlagte muslinger klarer sig i området efter udlægningen.

Ændringer i populationens størrelsesstruktur kan desuden analyseres ved hjælp af længdebaseret kohorteanalyse (aldersgruppeanalyse). Denne metode gør det muligt at vurdere forekomst eller manglende naturlig rekruttering samt omfanget til den genoprettede muslingebanke. Rekruttering betragtes som en vigtig langsigtet indikator for succesfuld genopretning og for stabiliteten af det biogene rev.

Overvågning af vækst og rekruttering skal tage højde for sæsonvariationer, som kan variere mellem lokaliteter. I danske farvande er væksten hos de fleste muslingearter stærkt sæsonbestemt. Væksten reduceres markant eller ophører helt i efterårs- og vinterperioden som følge af begrænset fødetilgængelighed, mens rekruttering typisk sker i slutningen af foråret og hen over sommeren. Årlig vækst og rekruttering anbefales derfor at overvåges og vurderes ved afslutningen af vækst- og rekrutteringssæsonen, hvilket typisk er i oktober til november.

Størrelse, vækst og kohorteanalyse

Fysiske prøver indsamles ved hjælp af dykkere eller grab. Prøverne sorteres efterfølgende, og muslingernes størrelse måles enten ombord på fartøjet eller efterfølgende på land ved brug af skydelære. Alternativt kan video eller digitale billedmetoder anvendes til størrelsesmålinger.

For at opnå en pålidelig beskrivelse af populationens størrelsesstruktur bør der måles et minimumsantal på 100 individer pr. prøve. Vækst defineres som ændringen i skallens dimensioner (længde, brede og højde) over tid. Naturlig rekruttering identificeres ved fremkomsten af en mindre og tydeligt adskilt størrelseskohorte end de udlagte muslinger. De nyligt bundfældede muslinger er typisk under 20 mm i skallængde.

Rekruttering og reproduktivt potentiale

Overvågning eller estimering af larveproduktion og bidrag til reproduktivt potentiale giver supplerende information til vurdering af genopretningsindsatsens langsigtede succes. Dette kan gennemføres på to måder.

Den første metode består i en litteraturbaseret gennemgang af den genoprettede arts reproduktive modenhed, forplantningsevne samt sammenhængen mellem størrelse, alder og reproduktionsstrategi. Sammenholdt med data om tæthed og størrelsesstruktur i den genoprettede muslingebanke kan denne viden anvendes til at estimere bankens potentielle gydebidrag.

Den anden metode indebærer direkte vurdering af modenhed af gonader (kønsvæv) hos individer i den genoprettede muslingebanke samt registrering af forekomsten af larver i vandsøjlen over tid. Gonadernes modenhed kan relativt let bestemmes ved dissektion af individer og visuel vurdering af gonaderne, eventuelt suppleret med mikroskopi. Kvantificering af gametogenesens (udviklingen) modenhedsstadier kræver derimod specialiseret ekspertise og anvendelse af histologiske analyser.

Forekomst af muslingelarver kan undersøges ved analyse af vandprøver eller eDNA-prøver. Disse metoder kræver faglig ekspertise og er efterfølgende omkostningstunge analyser i laboratoriet. Det skal samtidig bemærkes, at de observerede larver kan stamme fra andre muslingebanker fra samme eller andre områder end den genoprettede muslingebanke.

Tabel 2. Monitoring af **funktion og udvikling af genoprettede biogene rev**. Tabellen fremhæver nøgleparametre med indikatorer, produkter, metoder, ekspertiseniveau, anbefalede og supplerende metoder, rumlig skala, styrker og svagheder, data output og tidsramme. Anbefalede metoder er vist med gråt.

Indikator	Produkt	Metode	Vidensk. (V) Ikke-vidensk. (N)	Specialist (S) Frivillig (F)	Anbefalet (A) Supplerende (S)	Skala	Styrke	Svaghed	Output	Tidsramme
Areal og dækningsgrad	Kort af areal og bunddækning. Rumlige fordeling	Side scan sonar	V	S	A	m til km	Hurtig dataindsamling på store arealer	Omkostningstungt udstyr og analyse. Afhængig af vejrforhold. Ikke anvendelig i lavvandede områder	Areal m², % dækningsgrad	Før genopretning
		Multibeam	V	S	S	m til km				Efter genopretning
		Dronekamera	N	F	S	m til 100 m	Omkostningseffektiv visuel dækning af store arealer	Tidskrævende analyse. Observerer kun på overfladen. Begrænset af sigtbarhed		Flere gange årligt
		ROV-kamera	N	F	S					Årlig opfølgning
		Kamera-slæde	N	F	S		Detaljeret visuel vurdering			
		Nedsænket kamera	N	F	S					
		Dykkerkamera	N	F	S					
Dykkerens visuelle vurdering	N	F	S							
Tæthed og overlevelse	Tæthed, biomasse og dødelighed	Dykkerkvadrat	N	F	A	m	Detaljeret manuel indsamling	Arbejdskrævende. Begrænset arealdækning	Tæthed (antal/m²) Biomasse (g/m²)	Ved genopretning
		Grab/kerner	V	S	S	m	Detaljeret mekanisk prøvetagning	Omkostningstungt udstyr Begrænset arealdækning	Tæthed (antal/m²) % dødelighed	1–3 måneder efter
		Nedsænket kamera	N	F	S	m til 100 m	Omkostningseffektiv visuel vurdering af store arealer	Tidskrævende kvantitativ analyse. Dækker kun overflader		Årlig opfølgning
		ROV-kamera	N	S	S		Detaljeret visuel vurdering af arealdækning			
		Dykker-kamera	N	F	S					
Størrelse, vækst og rekruttering	Populationsstruktur, størrelse, vækst og rekruttering	Dykkerkvadrat	V	F	S	m	Detaljeret manuel prøvetagning	Arbejdskrævende. Begrænset arealdækning	Længde (mm, cm) Spat tæthed (antal/m²)	Ved genopretning
		Grab	V	S	S		Detaljeret mekanisk prøvetagning	Omkostningstungt udstyr Begrænset arealdækning		
		Litteraturstudie	V	S	S	Rev	Enkel metode baseret på eksisterende viden	Begrænset vidensgrundlag Ikke lokalitetsspecifik	Kvantitativ	Årlig opfølgning i forårs- og sommerperioden
		Vandprøver	V	S	S	m	Pålidelig	Kræver ekspertbaseret analyse, begrænset rumlig og tidslig opløsning	Larvetæthed (antal/l)	
		Gonademodenhed	V	S	S		Pålidelig vurdering af gonademodenhed	Kræver ekspertise Omkostningstung analyse	Kvantitativ	

Økosystemfunktioner leveret af biogene rev

Biogene rev bidrager med væsentlige understøttende økosystemtjenester gennem nøgleøkosystemfunktioner i form af *biodiversitetsforøgelse*. Derudover leverer de regulerende og opretholdende økosystemtjenester via nøgleøkosystemfunktioner med hensyn til *vandklarhed* og *næringsstofimmobilisering*.

Økosystemfunktion: Forøgelse af biodiversitet

Biodiversitet udgør en nøgleøkosystemfunktion, og øget biodiversitet er ofte et hovedformål ved gennemførelse af naturgenopretningsprojekter. Artsbiodiversitet understøttes af en bred vifte af organismer, hvilket nødvendiggør anvendelse af forskellige prøvetagningsmetoder, da der ikke findes en enkelt metode, der dækker alle organismegrupper fuldstændigt.

De marine organismer kan overordnet opdeles i tre hovedgrupper ud fra deres grundlæggende karakteristika:

- i) Infauna, som lever i sedimentet.
- ii) Fastsiddende epifauna og makroflora, som er knyttet til muslingeskallerne.
- iii) Mobil makrofauna, som udnytter muslingebankens tredimensionelle struktur til fx skjul, opvækst eller fødesøgning.

En række metoder til effektiv prøvetagning af en eller flere af disse tre organismegrupper, er beskrevet i tabel 3. Valget af de mest hensigtsmæssige metoder til dokumentation af artsbiodiversitet afhænger af projektets formål samt de tilgængelige ressourcer og den faglige ekspertise. Det er derfor vigtigt at tage stilling til prøvetagningsdesign, tidsramme og prøvetagningshyppighed, inden prøvetagningen påbegyndes. For mere information, henvises der til de relevante afsnit ovenfor.

Det er desuden vigtigt at tage højde for sæsonvariation, da antallet af tilstedeværende arter ændrer sig i løbet af året. En fast tilbagevendende prøvetagningsperiode anbefales derfor for at sikre sammenlignelighed og mulighed for at følge udviklingen over flere år.

For detaljer om specifikke metoder til overvågning af biodiversitetsforøgelse henvises der til side 39.

Tabel 3. Monitering af **biodiversitetsforøgelse leveret af biogene rev**. Tabellen fremhæver nøgleparametre med produkter, metoder, ekspertiseniveau, anbefalede og supplerende metoder, rumlig skala, styrker og svagheder, data output og tidsramme. Anbefalede metoder er vist med gråt.

Indikator	Produkt	Metode	Vidensk (V) Ikke-vidensk (N)	Specialist (S) Frivillig (F)	Anbefalet (A) Supplerende (S)	Skala	Styrke	Svaghed	Output	Tidsramme
Tæthed, artsrigdom, diversitet	Infafauna	Sedimentkerner	V/N	F/S	A	m	Pålidelig. Fleksibel og hurtig. Manuel	Lille prøveareal. Tidskrævende analyse	Artsrigdom Densitet (ind/m ²) Biomasse (g/m ²)	Før genopretning 1–2 måneder efter genopretning Årlig opfølgning
		Grab	V	S	S	m	Pålidelig. Fleksibel og hurtig. Mekanisk	Omkostningstung. Begrænset arealdækning. Tidskrævende		
		eDNA	V	S	S	m til -100 m	Hurtig prøvetagning Giver et øjebliksbillede	Omkostningstung analyse. Usikker kvantificering	Tilstedeværelse/fravær	
	Epifauna- og -flora	Dykkerkvadrat	N	F	A	m	Detaljeret manuel prøvetagning	Arbejdstung Begrænset arealdækning	Artsrigdom Densitet (ind/m ²) Biomasse (g/m ²)	
		Grab	V	S	S	m	Pålidelig. Fleksibel og hurtig. Mekanisk	Omkostningstung. Begrænset arealdækning. Tidskrævende		
		Videotransekt	N	F/S	S	m til -100 m	Detaljeret visuel vurdering	Ekspertbaseret kvantitativ analyse, Kun overflader, Begrænset af sigtbarhed	Artsrigdom Densitet (ind/m ²)	
		Nedsænket kamera	N	F/S	S	m til -100 m				
		eDNA	V	S	S	m til -100 m	Hurtig prøvetagning Giver et øjebliksbillede	Omkostningstung analyse. Usikker kvantificering	Tilstedeværelse/fravær	
	Mobil fauna	Stationært videokamera	V (stereo) N (mono)	S	A	m	Højopløselig videodokumentation Overvågning af arters tæthed og længde	Begrænset arealdækning, Kun overflader Begrænset af sigtbarhed	Artsrigdom Densitet (ind/m ²) Længde (mm) til	
		Videotransekt	N	F/S	S	m til -100 m	Detaljeret visuel vurdering. Dækker store arealer	Ekspertbaseret kvantitativ analyse, Begrænset af sigtbarhed	Artsrigdom	
		Dropnet	N	F/S	S	m	Direkte prøvetagning,	Begrænset arealdækning. Begrænset af fangseffektivitet	Artsrigdom Densitet (ind/m ²) Biomasse (g/m ²)	
		Fælder	N	F	S	100m	Dokumentation af arter dag og nat,	Risiko for bifangst af fugle og pattedy	Artsrigdom Densitet (ind/m ²) Længde (mm)	
		eDNA	V	S	S	m til -100 m	Hurtig prøvetagning Giver et øjebliksbillede	Omkostningstung analyse. Usikker kvantificering	Tilstedeværelse/fravær	

Økosystemfunktion: Næringsstofimmobilisering

Muslingebanker påvirker strømmen af organisk materiale i kystnære økosystemer gennem filtrering og deposition, hvilket påvirker de mikrobielle processer i det omkringliggende sediment. Muslingers og østers' evne til at påvirke centrale biogeokemiske kredsløb, som kvælstof (N), kulstof (C) og fosfor (P), kan medføre at funktionelle forhold i kystmiljøet ændres (Dame et al., 1989; Petersen et al., 2008).

Overvågning og kvantificering af de biogeokemiske kredsløb i forbindelse med genopretning af muslingebanker kan være med til at vurdere muslingebankernes respons på både menneskeskabte og miljømæssige påvirkninger, men også til at vurdere naturgenopretningsindsatserne effekt på forskellige biogeokemiske økosystemprocesser (tabel 4).

For detaljer om specifikke metoder til overvågning af næringsstofimmobilisering henvises der til side 50.

Tabel 4. Overvågning af økosystemfunktionen **næringsstoffimmobilisering leveret af biogene rev**. Tabellen fremhæver centrale parametre, datatyper og resultater, krav til ekspertiseniveau (frivillig eller specialist), hvorvidt metoderne er anbefalede eller supplerende, anvendelsesskala, tidsramme samt tilhørende styrker og svagheder.

Indikator	Produkt	Metode	Vidensk (V) Ikke-vidensk (N)	Specialist (S) Frivillig (F)	Anbefalet (A) Supplerende (S)	Skala	Styrker	Svagheder	Output	Tidsramme
Næringsstof- immobilisering	Denitrifikation	N ₂ /Ar målinger ved kerneinkubation,	V	S	A	Klumper til sektioner af muslingebanken	Høj præcision Afspejler naturlige forhold	Følsom over for bobledannelse. Logistisk udfordrende	Rater, $\mu\text{mol N}_2\text{-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$	Før genopretning Efter, bør afstemmes med biomasseopbygning og sæsonvariation.
		Isotopteknik (IPT, ¹⁵ N)	V	S	S	Klumper til sektioner af muslingebanken	Høj præcision Opdeling af bidrag fra forskellige processer	Følsom over for bioturbation	Rater, $\mu\text{mol N}_2\text{-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$	
		Acetylen (C ₂ H ₂) hæmning	V	S	S	Klumper til sektioner af muslingebanken	Lav præcision Billig metode	Undervurderer rater, Medtager ikke N ₂ -fiksering og anammox	Rater, $\mu\text{mol N}_2\text{O-N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$	
		Molekylære markører	V	S	S	Sedimentprøver	Giver mekanistisk kontekst,	Ikke kvantitativ. Kan ikke forudsige netto denitrifikation	Genkopier / transcript abundans	

Økosystemfunktion: vandklarhed

Filtrerende skaldyr som muslinger og østers filtrerer partikler (føde) fra vandmasserne omkring dem. Lysbegrænsning ved bunden i de fleste danske kystnære farvande skyldes begrænsning af lysets nedtrængning i vandet som følge af opløst og partikulært organisk og uorganisk materiale. I de fleste kystvande forårsages lysbegrænsning primært af organiske partikler i vandsøjlen. Filtrering fra fx muslinger reducerer indholdet af organiske partikler i dele af vandsøjlen, hvilket kan forbedre lysforholdene, da lyset kan trænge længere ned. Muslingernes filtration danner således grundlag for vandklarhed som en central økosystemfunktion ved muslingebanker.

Flere metoder kan anvendes til overvågning af vandklarhed, og en samlet oversigt over relevante metoder fremgår af tabel 5.

På side 61 findes en nærmere beskrivelse af metoder til overvågning af vandklarhed, herunder eksempler på tilgængeligt udstyr samt væsentlige metodiske overvejelser og afvejninger.

Tabel 5. Monitoring af **vandklarhed leveret af biogene rev**. Tabellen fremhæver nøgleparametre med indikatorer, produkter, metoder, ekspertiseniveau, anbefalede og supplerende metoder, rumlig skala, styrker og svagheder, data output og tidsramme. Anbefalede metoder er vist med gråt

Indikator	Metode	Delmetode	Specialist (S) Frivillig (F)	Anbefalet (A) Supplerende (S)	Skala	Styrke	Svaghed	Output	Tidsramme
Seston- karakteristika	Vandprøvetagning	Volumetrisk	F/S	A	m	Enkel metode Nem at lære	Lav rumlig og tidslig opløsning. Kræver mere udstyr	Suspenderet materiale (g/l). Klorofyl-a (µg/l)	Ugentlig til månedlig
		Flowcytometri. Panktonidentifikation	S	S	m	Informationsrig til økologisk vurdering	Tidskrævende eller kræver højt specialiseret udstyr	Partikelstørrelsesfordeling. Planktonidentifikation	Månedlig til sæsonvis
	Faste sensorer	Enkelt- eller flerparameter	F/S	A	m	Høj tidslig opløsning. Moderat omkostningstung.	Begrænset rumlig opløsning. Kræver specialiseret kalibrering	Tidsserier af turbiditet og pigmenter	Kontinuerlig i kortere eller længere perioder
	Synoptisk profilering	Enkelt- eller flerparameter	F/S	S	m til km	2-3D-dækning af fysiske processer	Tidskrævende med store krav til kalibreringssekvenser. Giver et øjebliksbillede	Fytoplankton og suspenderet materiale i overfladelag. Tidsserier og rumlig fordeling	Månedlig til sæsonvis
	Fjernmåling	Luft- eller satellit	S	S	m til km	God rumlig og tidslig dækning	Kræver specialistfortolkning. Begrænset til overfladelag med lav opløsning		
Hydrodynamik	Overfladestrømme	Drifter	F	A	m til km	Enkel og omkostningseffektiv	Kræver GPS eller visuel afmærkning	Overfladestrømme over kortere tidsperioder	Timevis
	Punktmåling	Strømmåler	F/S	A	cm til m	Tidsserier af in situ-målinger	ADV er omkostningstung og kræver ekspertise		
	Måling i vandsøjlen	ADCP	S	A	m	Tidsserier af hastighedskomponenter i vandsøjlen	Omkostningstung, både implementering og fortolkning kræver ekspertise	Tidsserier af hastighedskomponenter og turbulens	Kontinuerlig i kortere eller længere perioder
Lysdæmpning	Vandprøvetagning	Volumetrisk	S	S	m	Fuldt spektrum	Omkostningstung. Lav rumlig og tidslig opløsning	Spektrometrisk absorption	Ugentlig til månedlig
	Faste sensorer	Enkelt- eller flerparameter	F/S	A	m	Høj tidslig opløsning. Moderat omkostningstung	Begrænset rumlig opløsning. Kræver specialiseret kalibrering	Tidsserier af PAR. Lyssvækkelseskoefficient (K_D)	Månedlig til sæsonvis
	Synoptisk profilering	Enkelt- eller flerparameter	F/S	S	m til km	2-3D-dækning af fysiske processer	Tidskrævende med store krav til kalibreringssekvenser. Giver et øjebliksbillede	Rumlig karakterisering af PAR og, lyssvækkelseskoefficient (K_D)	Kontinuerlig i kortere eller længere perioder
	Fjernmåling	Luft- eller satellit	S	S	m til km	God rumlig og tidslig dækning	Kræver specialistfortolkning. Begrænset til overfladelag med lav opløsning	Spektral reflektans og absorption i overfladevand	Månedlig til sæsonvis

Stenrev

For at dokumentere og vurdere den økologiske og funktionelle udvikling i genopretningsprojekter for stenrev, er det afgørende at fastlægge klare mål, robuste vurderingsindikatorer samt standardiserede protokoller for prøvetagning og datahåndtering. Overvågningsaktiviteterne bør struktureres i overensstemmelse med de seks faser i "Vejledning til naturgenopretning af stenrev" (Dahl et al., 2024).

Udarbejdelsen af et effektivt overvågningsprogram for genopretning af stenrev kræver en tydelig tidsplan og nøje overvejelse af valg af overvågningsmetoder, så de afspejler de forventede økologiske og fysiske ændringer. Stenrev kræver ofte en længere periode, typisk 6 til 12 år eller mere, før der kan dokumenteres målbare effekter. Det forudsætter kort-, mellem- og langsigtet overvågning med detaljerede dataindsamlingsmetoder, jf. tabel 6.

Referencedata og kortsigtet overvågning (0-1 år)

- **Baselineundersøgelser:** Gennemfør undersøgelser før restaurering for at fastlægge udgangstilstanden med fokus på revets struktur, biodiversitet og naturtypens funktion.
- **Hurtig vurdering:** For mindre projekter, herunder borgerbaserede initiativer, kan der foretages visuelle inspektioner og fotografering inden for to uger efter udlægning af sten for at identificere eventuelle problemer som strukturel ustabilitet, uhensigtsmæssig placering eller sedimentophobning. Visuel dokumentation kan give et overordnet billede af forhold og funktionelle grupper tilknyttet naturtypen, men kan undervurdere artsdiversitet, især for skjulte eller flerlagede organismer.
- **Implementeringsovervågning:** Anvend anbefalede og supplerende metoder til at evaluere design og gennemførelse af genopretningen og sikre, at revstrukturen er stabil og begynder at understøtte kolonisering.

Mellemlang sigt (1-5 år)

- **Fremdriftsovervågning:** Vurder koloniseringsmønstre, genopretning af biodiversitet og arters tæthed. Overvej anvendelse af begroningsplader til at følge koloniseringsdynamik. Hvis pladerne placeres på et etableret rev, bør det vurderes, om de afspejler et klimaksstadium eller er domineret af opportunistiske pionerarter, da dette kan påvirke konkurrenceforhold og den videre udvikling af samfundsstrukturen.
- **Nøgleparametre:** Overvåg funktionelle grupper, habitatkompleksitet og konkurrence mellem pionerarter og K-strategiske arter for at vurdere udviklingen mod et stabilt og artsrigt samfund. Begroningsplader kan bidrage til tidlig identifikation af ændringer i samfundsstruktur eller dominans af bestemte taxa.
- **Koloniseringsdynamik:** Undersøg om artssammensætningen udvikler sig i overensstemmelse med genopretningens målsætninger, og tilpas forvaltningen ved behov for at fremme ønskede økologiske resultater.

Lang sigt (5-12+ år)

- **Overvågning af økosystemeffekter:** Vurder hvordan det genoprettede stenrev integreres i det omkringliggende økosystem, herunder dets bidrag til biodiversitet, fiskeressourcer og øvrige økosystemfunktioner og -tjenester.
- **Strukturel kompleksitet og stabilitet:** Mål revets overfladestruktur og naturtypens vedvarende struktur over tid. Overlevelse af koloniserende arter og ændringer i

samfundssammensætning bør følges for at vurdere, om genopretningen bevæger sig mod en stabil klimakstilstand.

- Adaptiv forvaltning: Anvend langsigtede data til løbende at justere genopretningsteknikker og sikre robusthed over for miljømæssige forstyrrelser, herunder menneskeskabte påvirkninger som kystbyggeri eller forurening.

Tabel 6. Overvågningstidsrammer, tilgange og centrale målsætninger for evaluering af genopretningsprojekter ved anvendelse af videnskabelige/professionelle metoder samt borgerbaserede/frivillige overvågningsmetoder.

Overvågningstidsramme	År	Videnskabelig/professionel tilgang	Borgerbaseret/frivillig tilgang
Referencedata og kortsigtet overvågning	0-1	Kortlægning af batymetri og udvikling af nye modeller for strømhastighed, vurdering af konstruktionens stabilitet samt økologisk evaluering. Gennemførelse af præcise baselineundersøgelser med fokus på bathymetri, hydrodynamisk modellering, revstruktur, biodiversitet og naturtypens funktion.	Gennemførelse af visuelle inspektioner og fotodokumentation for at identificere problemer med strukturel stabilitet eller sedimentophobning.
Mellemlang sigt	1-5	Vurdering af koloniseringsmønstre, genopretning af biodiversitet og arters tæthed samt nøgleparametre som habitatkompleksitet og dynamik i funktionelle grupper.	Anvendelse af visuelle observationer til vurdering af artsforekomst og habitatudnyttelse.
Lang sigt	5-12+	Vurdering af revets økosystem funktion, opfølgning på strukturel kompleksitet og funktion samt overvågning af ændringer i samfundssammensætning, herunder udvikling fra pionerarter til K-strategiske arter, artsinteraktioner og fødenet.	Opfølgning på synlige strukturelle ændringer over tid gennem gentagen fotodokumentation.

Metoder til vurdering af habitatdækning

Vurdering af habitatdækning udgør en grundlæggende del af overvågningen i genopretningsprojekter for stenrev og leverer vigtigt data om revets struktur, rumlige udbredelse og fysiske karakteristika, som understøtter økosystemets genopretning. Remote sensing-teknologier, herunder satellitbilleder, dronebaserede luftundersøgelser, undervandsbaserede ROV-systemer, akustiske metoder samt traditionelle dykkerundersøgelser, tilbyder alle værdifulde tilgange til dokumentation af dækning. De enkelte metoder varierer dog i rumlig skala, opløsning og anvendelighed afhængigt af projekttype og tilgængelige ressourcer.

De samme undersøgelsesmetoder kan også anvendes til detaljeret artsidentifikation og vurdering af arters tæthed, hvilket beskrives i det efterfølgende kapitel. Dette afsnit fokuserer specifikt på anvendelsen af metoderne til kvantificering af naturtypens udbredelse, strukturelle kompleksitet og rumlige fordeling af genoprettede stenrev.

Droner (ubemandede luftfartøjer), anvendes i stigende grad som effektive værktøjer til overvågning af genoprettede stenrev. Metoden udfylder spændet mellem den detaljerede, men arealmæssigt begrænsede dækning fra dykkerundersøgelser og den større geografiske dækning opnået ved satellitbaseret målinger. Droner kan indsamle luftbilleder langs forprogrammerede flyveruter og optage både lodrette og skrå billeder, som giver en samlet rumlig dokumentation af de genoprettede områder. Billederne kan anvendes til kortlægning af naturtypens udbredelse,

registrering af ændringer i substratstruktur, dokumentation af dominerende arter samt overvågning af ændringer i revets struktur og de omkringliggende sedimentforhold over tid.

Moderne droner kan udstyres med avancerede sensorer såsom hyperspektrale kameraer, LiDAR og termiske infrarøde systemer, som leverer højopløselige data til identifikation af undervandsstrukturer og differentiering mellem forskellige substrattyper (Hamylton, 2017). Hyperspektrale sensorer gør det muligt at skelne mellem algetyper, sedimenttyper og revstrukturer på baggrund af deres spektrale signaturer, mens LiDAR-systemer kan trænge gennem lavt vand og anvendes til at udarbejde detaljerede bathymetriske kort over revets topografi.

For at opnå optimale resultater og sikre høj datakvalitet bør droneflyvninger gennemføres i en højde mellem 30 og 80 meter og ved flyvehastigheder på 3 til 5 m/s. Flyvninger bør udføres midt på formiddagen eller sidst på eftermiddagen, hvor solens vinkel giver gode lysforhold og reducerer refleksion fra vandoverfladen. Undersøgelserne bør foretages under rolige vejrforhold med vindhastigheder under 5 m/s samt begrænset skydække eller dis, som ellers kan påvirke billedkvaliteten. Vandets klarhed har stor betydning for metodens anvendelighed. Optimal registrering af substrat kræver en sigtdybde på over 2 meter, mens detaljeret artsgenkendelse typisk kræver mere end 4 meters sigtbarhed. Tidspunktet for dataindsamling bør derfor planlægges i forhold til tidevandsforhold, vejrmonstre og sæsonvariationer såsom algeopblomstringer.

Akustiske metoder, herunder multibeam- og side scan-sonar, kan anvendes til kortlægning af marine naturtypers udbredelse med høj rumlig opløsning og gør det muligt at identificere naturtypernes afgrænsning, strukturel kompleksitet og variationer i substrattyper (se desuden side 9 for yderligere detaljer om multibeam og side scan-sonar).

Akustiske undersøgelser er generelt ressourcekrævende og forudsætter investering i specialiseret udstyr, fartøjstid og fagligt kvalificeret personale. Planlægning af undersøgelser omfatter typisk etablering af systematiske sejllinjer med passende overlap for at sikre fuld arealdækning. Databehandling kræver ekspertise til korrektion for fartøjsbevægelse, variationer i lydhastighed og geometriske forvrængninger, efterfulgt af klassificering af akustiske signaler i forskellige naturtyper. Verifikation gennem undervandsvideo, fotografi eller fysisk prøvetagning anvendes til at validere de akustiske klassifikationer og til at fastlægge sammenhængen mellem akustiske signaler og de faktiske naturtypeforhold.

Økosystemfunktioner leveret af stenrev

Stenrev bidrager med væsentlige støttende økosystemtjenester gennem nøgleøkosystemfunktionen *biodiversitetsforøgelse*. Derudover leverer de regulerende og opretholdende økosystemtjenester via nøgleøkosystemfunktionen *erosion og sedimentstabilitet*.

Økosystemfunktion: Forøgelse af biodiversitet

Genopretning af biodiversitet efter genopretning af stenrev er en gradvis proces, der strækker sig over flere år. Inden for det første år ses ofte en indledende kolonisering af opportunistiske pionerarter. Udviklingen af et stabilt og artsrigt samfund, herunder genetablering af funktionelle fødenet, kræver imidlertid typisk 5 til 12 år eller længere. Denne udvikling påvirkes af lokale miljøforhold, afstand til donorpopulationer samt den strukturelle kompleksitet af det genoprettede rev.

Genoprettede stenrev øger ikke kun biodiversiteten lokalt, men bidrager også til en styrket økologisk funktionalitet i nærområdet. Dette sker blandt andet gennem rev-effekt (hvor revet tilbyder skjul og gydeområder) og gennem spillover-effekt (hvor øget biomasse bevæger sig til tilstødende områder og understøtter omkringliggende fødenet og fiskeressourcer). Disse effekter er særligt betydningsfulde, når genoprettede rev er placeret i nærheden af naturlige, uforstyrrede rev eller andre naturtyper såsom ålegræsenge eller biogene rev, der fungerer som artsreservoirer og fremmer kolonisering. På denne måde kan der skabes et sammenhængende og funktionelt havlandskab, som styrker økologisk robusthed og understøtter økosystemfunktioner i større skala. Denne sammenhæng er afgørende for at opretholde sunde marine økosystemer og for at maksimere effekten af genopretningsindsatsen.

Artsudviklingen på genoprettede stenrev begynder med kolonisering af pionerarter, som er hurtigtvoksende og opportunistiske organismer. Målet er udviklingen af et klimakssamfund, der udgør en relativt stabil og artsrig sammensætning af arter. Dette samfund omfatter K-strategiske arter og nøglearter, som er kendetegnet ved langsommere vækst, længere levetid og høj konkurrenceevne og som bidrager til revets strukturelle kompleksitet og økologiske stabilitet (Taormina et al., 2020). Et klimakssamfund omfatter arter på tværs af flere trofiske niveauer, herunder rovdyr, planteædere og detritusædere, som tilsammen understøtter fødenet og funktionel diversitet.

Overvågning af biodiversitet i denne proces bør i de første år fokusere på indikatorer som habitatdækning og arters tæthed. Disse tidlige parametre giver vigtig indsigt i koloniseringsmønstre, etablering af pionerarter og udvikling af strukturel kompleksitet i det genoprettede rev. Registrering af disse forhold gør det muligt at vurdere den indledende fremdrift og effektiviteten af etableringen af stenrevet.

Efterhånden som genopretningen skrider frem og økosystemet modnes, bør overvågningen udvides til at omfatte fødenettets kompleksitet og funktionelle diversitet. Disse indikatorer viser økologiske interaktioner, trofiske niveauer og revets samlede funktion og giver en dybere forståelse af økosystemets stabilitet og langsigtede udvikling. Denne trinvis tilgang til overvågning sikrer en helhedsorienteret evaluering af resultaterne fra genopretningen gennem både de tidlige og senere faser af den økologiske genopretning, jf. tabel 7.

For detaljer om specifikke metoder til overvågning af biodiversitetsforøgelse henvises der til side 39.

Tabel 7. Monitering af **forøgelse af biodiversitet ved genopretning af stenrev**. Tabellen fremhæver nøgleparametre med indikatorer, produkter, metoder, ekspertiseniveau, anbefalede og supplerende metoder, rumlig skala, styrker og svagheder, data output og tidsramme. Anbefalede metoder er vist med gråt

Indikator	Produkt	Metode	Vidensk (V) Ikke-vidensk (N)	Specialist (S) Frivillig (F)	Anbefalet (A) Supplerende (S)	Skala	Styrker	Svagheder	Output	Tidsramme
Habitatdækning	Dækning af rev	Drone	V/N	S/F	S	ha	Hurtig og omkostningseffektiv	Begrænset til overfladeområder,	Areal (m²)	Før genopretning. 1-2 måneder efter genopretning. Årlig opfølgning
	Havbundskort	Multibeam- eller side scan-sonar	V	E	S	ha	Detaljeret for dækning af større områder	Kræver ekspertise. Omkostningstung		Før genopretning 1-5 år efter genopretning
Biota	Arters tæthed, diversitet	Dykning (ramme eller video)	N	S/F	A	100 m	Hurtig og omkostningseffektiv	Begrænset arealdækning	Artsrigdom Tæthed (antal/m²)	Før genopretning. 1-2 måneder efter genopretning. Årlig opfølgning
		ROV	N	S/F	S	m	Direkte visuel vurdering. Habitatspecifikke detaljer	Kræver ekspertise. Tidskrævende. Omkostningstung	Artsrigdom (n)	
		BRUVS/UBRUVS	V	S	S	m				
		Nedsænket kamera	N	S/F	S	m	Omkostningseffektiv. Bredt datagrundlag	Lav taksonomisk opløsning. Begrænset arealdækning		
		eDNA	V	S	S	100 m	Hurtig prøvetagning, Øjebliksbillede	Omkostningstung analyse. Usikker kvantificering		
		begroningsplader /ARMS	V	S	S	m	Langsigtet indsigt i kolonisering	Tidskrævende	Artsrigdom Tæthed (antal/m²)	

Økosystemfunktion: Erosions- og sedimentstabilitet

Genopretning af stenrev kan bidrage væsentligt til kystbeskyttelse gennem dæmpning af bølgeenergi og stabilisering af sediment (Bjerregaard & Grolin, 1998; Stone et al., 2005). Stenrev reducerer effektivt bølgeenergi via flere mekanismer, og graden af bølgedæmpning afhænger af revets strukturelle kompleksitet, geometri og placering i forhold til de dominerende bølgeforhold. Beskyttelseseffekten kan strække sig fra få meter til flere kilometer fra genopretningsområdet.

Overvågning af erosion og sedimentstabilitet er afgørende for at vurdere effekten af genopretningen og sikre revets langsigtede strukturelle integritet. Overvågningen bør kombinere anbefalede metoder, som kan gennemføres af frivillige, med mere avancerede teknikker, der giver detaljeret indsigt i de underliggende processer i ekspertledede projekter, jf. tabel 8.

For detaljer om specifikke metoder til overvågning af erosionsprocesser og sedimentstabilitet henvises der til side 58.

Tabel 8. Monitering af erosions- og sedimentstabilitet ved stenrev. Tabellen fremhæver nøgleparametre med indikatorer, produkter, metoder, ekspertiseniveau, anbefalede og supplerende metoder, rumlig skala, styrker og svagheder, data output og tidsramme. Anbefalede metoder er vist med gråt

Produkt	Metode	Videnskabelig (V) Ikke-videnskab (N)	Specialist (S) Frivillig (F)	Anbefalet (A) Supplerende (S)	Skala	Styrke	Svagthed	Output	Tidsramme
Visuelle undersøgelser	Dykning	N	S/F	A	100 m	Direkte visuelle vurderinger	Begrænset arealdækning.	Kvalitativ	Før genopretning 1–2 måneder efter genopretning Årlig opfølgning herefter
Sedimenttransport	Sedimentfælder	V	S/F	S	m	Direkte måling af sedimentation	Dårlig tidslig opløsning. Afhængig af vejrforhold	Sedimentation ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{dag}^{-1}$)	
Sedimentsstruktur	Sedimentprøvetagning	V/N	S/F	A	m	Detaljerede langsigtede tendenser	Tidskrævende. Kræver specialudstyr	Sedimentets kornstørrelse (mm) Porøsitet	
Vandkvalitet	Vandprøvetagning	V/N	S/F	S	m	Realtids-dataindsamling	Kræver specialudstyr	Klorofyl-a ($\mu\text{g/L}$). N & P næringsstoffer (mg/L). O_2 (mg/L). Turbiditet (NTU)	
Strømhastighedsprofiler	Akustisk Doppler-strøm-profilering (ADCP)	V	S	S	m/s	Præcise 3D-hastighedsdata	Omkostningstung. Kræver ekspertise	Shear stress (Pa). Hastighedsprofiler (m/s)	
Højdemodeller	Multibeam-sonar	V	S	S	100 m	Højpræcisionskortlægning	Tidskrævende. Omfattende databehandling	3D-modeller. Erosionsdybde (cm). Areal (m^2)	
Havbundskort	Fjernmåling	V	S	S	ha	Data over store arealer		Havbundskort,	

Ålegræsenge

Den vigtigste monitoringsaktivitet efter genopretning af en ålegræseng, er at følge udplantningens vækstbetingede udvikling i form af højere skudtæthed, biomasse og øget arealudbredelse. Disse parametre viser, om genopretningen er vellykket, og giver værdifuld viden til fremtidige genopretningsprojekter. Samtidig udgør forøgelsen i skudtæthed, biomasse og arealudbredelse grundlaget for udviklingen i økosystemfunktioner, hvilket gør dem til vigtige støtteparametre. Dronekortlægning er et præcist og omkostningseffektivt værktøj til at følge arealudbredelsen, mens dykkerobservationer kan bruges til at monitorere skudtæthed. Et overblik over metoder til denne monitoring findes i tabel 9, mens detaljerede beskrivelser kan findes i 'Praktisk guideline til ålegræsudplantning og monitoring'. Den arealspecifik biomasseprøvetagning er beskrevet i denne vejlednings afsnit 'Immobilisering i den stående biomasse' på side 50.

Ålegræsenge leverer en række økosystemfunktioner, der bidrager til robuste, stabile og sunde økosystemer (Nordlund et al. 2016). Afhængigt af målet for genopretningsprojektet, bør monitoringen af disse økosystemfunktioner indgå i de efterfølgende effektundersøgelser. For at vurdere, om de ønskede mål er opnået. Særligt vigtige økosystemfunktioner i ålegræsenge er, øget biodiversitet og immobilisering af næringsstoffer (Nordlund et al. 2016).

Tidligere studier af genoprettede ålegræsenge har konsekvent påvist en udvikling af økosystemfunktioner, når naturtypen reetableres. Det må derfor antages, at funktionerne udvikler sig, hvis skudtætheden, biomassen og arealet øges efter udplantning, og derfor skal disse parametre som minimum være dækket i et monitoringsprogram. Målinger af specifikke økosystemfunktioner kan udelades, hvis ressourcerne er begrænsede. Imidlertid kan man opnå viden om udviklingen i økosystemfunktioner selv med begrænsede ressourcer eller minimalt udstyr.

Ålegræsenge og deres økosystemfunktioner kan nå en stabil, moden tilstand på forskellige tidsskalaer afhængigt af de lokale miljøforhold. Det kan derfor være nødvendigt at justere tidsrammen for monitoringsaktiviteterne, efterhånden som de genoprettede ålegræsenge udvikler sig. Tidsrammen er ydermere afhængig af hvilke økosystemfunktioner der monitoreres. Nogle økosystemfunktioner udvikler sig hurtigt (fx biodiversitet), mens andre først bliver synlige eller fuldt udviklede, når ålegræsengen har opnået fuld arealdækning. Monitoringsprogrammer kan inddeles i baseline-, kort-, mellem- og langsigtet monitoring:

Baseline (før genopretning)

- Ifølge et Before-After-Control-Impact (BACI)-prøvetagningsdesign bør der altid gennemføres undersøgelser før genopretning. Afhængigt af den monitorerede økosystemfunktion kan dette være i form af sedimentprøver, biodiversitetsmålinger og monitoring af vandets klarhed.

Kortsigtet monitoring (0-1 år)

I det første år efter genopretning vil arealdækningen af ålegræs være sparsom i genopretningsområdet, dette skal monitoringen tilpasses efter.

- Kortsigtet monitoring bør lægge vægt på undersøgelser af udplantningens tilstand, fx udviklingen i skudtæthed.
- Den tidlige kolonisering af fauna og flora kan også monitoreres, men man bør være varsom med destruktive monitoringsmetoder (fx sedimentkerner).

Mellemsigtet monitoring (1-5 år)

Inden for 1-5 år vil det udplantede ålegræs sandsynligvis nå tætheder svarende til nærliggende naturlige ålegræsenge. Efterhånden som engen udvikler sig, vil den brede sig ud i de vegetationsfrie områder mellem de genoprettede småbede og øge den samlede arealdækning. Afhængigt af genopretningsmønstret er arealet sandsynligvis ikke fuldt bevokset inden for 5 år, men de fleste økosystemfunktioner vil være målbare inden for de bevoksede pletter.

- Årlig monitoring af udviklingen i skudtæthed kombineret med arealudbredelse.
- Fortsat biodiversitetsmonitoring.
- Monitoring af begravelse/immobilisering af næringsstoffer.

Langsigtet monitoring (5+ år)

Inden for 5-10 år vil det genoprettede areal sandsynligvis opnå næsten fuld dækning. De fleste økosystemfunktioner vil sandsynligvis være fuldt udviklede og sammenlignelige med naturlige reference ålegræsenge.

- Årlig monitoring af arealudviklingen. Skudtæthed kan med fordel inkluderes, da den danner grundlag for mange økosystemfunktioner og udviser årlige udsving.
- Årlig biodiversitetsmonitoring, indtil en stabil tilstand er opnået. Derefter kan der gennemføres mindre hyppige undersøgelser (hvert 2.-3. år) for at følge langsigtede ændringer.
- Monitoring af næringsstofimmobilisering.

Tabel 9. Monitering af **genoprettet ålegræsbeds tilstand**. Tabellen fremhæver nøgleparametre med indikatorer, metode, ekspertiseniveau, anbefalet eller supplerende metode, rumlig skala, styrker og svagheder, data output og tidsramme. Anbefalede metoder er vist med gråt.

Indikator	Metode	Specialist (S) Frivillig (F)	Anbefalet (A) Supplerende (S)	Skala	Styrke	Svaghed	Output	Tidsramme
Skudtæthed	Ramme	F	A	cm til m	Hurtigt og nemt	Kræver uddannede dykkere på dybt vand	Skudtæthed (m ⁻²)	Månedligt det 1. år Derefter årligt
Biomasse	Ramme	F	A	cm til m	Hurtig og nemt. Inkluderer den overjordiske biomasse. Større skala end kerner.	Vanskeligt at inkluderer den underjordiske biomasse	Biomasse (g DW m ⁻²)	Årligt
	Sedimentkerne	F	S	cm til m	Hurtig og nemt. Inkluderer den underjordiske biomasse.	Inkluderer ikke hele den overjordiske biomasse. Lille prøvetagningsareal.		
Habitatdækning	Drone (RGB)	S	A	m til km	Effektiv kortlægning af store arealer.	Omkostningstungt. Billedklassificering kræver ekspertise.	Arealdekke (m ² ha ⁻¹)	Før genopretning Årligt herefter
	Ortofoto	S	S	m til km	Stor arealdækning.	Billedklassificering kræver ekspertise.		

Økosystemfunktioner leveret af ålegræsenge

Ålegræsenge bidrager med understøttende økosystemtjenester gennem økosystemfunktionen *øget biodiversitet*. Derudover leverer de regulerende og vedligeholdende økosystemtjenester via økosystemfunktionen *begravelse/immobilisering af næringsstoffer*.

Økosystemfunktion: Øget biodiversitet

En af ålegræssets vigtigste økosystemfunktioner er at fungere som levested og opvækstområde for en lang række marine organismer. En enkelt metode vil ikke kunne indfange den brede vifte af organismer, der lever i ålegræsenge, og der derfor behov for at anvende flere forskellige metoder for at dokumentere ændringerne i biodiversitet (tabel 10).

Floraen i ålegræsenge består overvejende af epifytiske alger, der vokser på ålegræsbladene. Disse alger har hurtige livscyklusser præget af boom-bust-dynamikker, hvor vækst og tilbagegang sker over korte og ofte uforudsigelige tidsrum. På grund af den store tidsmæssige variabilitet og den stokastiske karakter af deres opblomstringer er pålidelig monitoring af epifytiske algers biodiversitet vanskeligt rent metodisk. Denne vejledning indeholder derfor ikke specifikke protokoller for monitoring af epifytiske algers biodiversitet, men vil fokusere på faunaens biodiversitet. Dækningen af epifytiske alger på ålegræsbladene bør dog monitoreres som en støtteparameter, der indikerer næringsstofniveauet i området. Dette bør gøres i overensstemmelse med de metoder, der er beskrevet i 'Praktisk guideline til ålegræsudplantning og monitoring'⁵.

Faunaen tilknyttet ålegræsenge kan groft inddeles i tre grupper på baggrund af centrale økologiske kendetegn, herunder levested i engen, kropsstørrelse og bevægelighed. Disse egenskaber har direkte indflydelse på valget af passende prøvetagningsmetoder for hver gruppe.

Infafauna – Bentisk makrofauna, der lever i sedimentet. Disse arter er typisk små, langsomt bevægende eller fastsiddende og kræver sedimentbaserede prøvetagningsteknikker (fx kerner eller grab).

Epifauna – Mobil eller fastsiddende makrofauna, der lever på sedimentoverfladen, inde i ålegræssets bladkrone eller fasthæftet på ålegræsbladene (epifauna). Denne gruppe omfatter arter med begrænset eller ingen bevægelighed, og de prøvetages typisk med netbaserede fælder (fx drop net) som kan tømmes manuelt eller med en vandstøvsuger.

Mobil makrofauna – Fisk og store krebsdyr med høj grad af bevægelighed, der gør dem i stand til at undslippe mindre net. Disse arter bevæger sig frit inden- og udenfor ålegræsengen og undersøges typisk med metoder som vodnet eller ruser.

For detaljer om specifikke metoder til monitoring af øget biodiversitet henvises til side 39.

⁵ https://www.marinnaturgenopretning.dk/media/72974/praktisk-guideline-til-udplantning_v2.pdf

Tabel 10. Monitering af **øget biodiversitet leveret af ålegræsenge**. Tabellen fremhæver nøgleparametre med indikatorer, metoder, ekspertiseniveau, anbefalede og supplerende metoder, rumlig skala, styrker og svagheder, data output og tidsramme. Anbefalede metoder er vist med gråt.

Indikator	Metoder	Specialist (S) Frivillig (F)	Anbefalet (A) Supplerende (S)	Skala	Styrke	Svaghed	Output	Tidsramme				
Infauna	Sedimentkerner	S/F	A	cm	Pålidelig Arealsspecifik	Lille prøvetagnings-areal Tidskrævende	Artsrigdom Tæthed (ind m ⁻²) Biomasse (g AFDW m ⁻²)	Før genopretning 1-2 måneder efter genopretning Årligt herefter				
	Grab	S	S									
	eDNA	S	S	100 m til km	Hurtig prøvetagning Øjeblikksbillede	Omkostningstung analyse Usikker kvantificering	Artsliste Tilstedeværelse/fravær					
Epifauna	Drop net	S	A	m	Detaljeret Arealsspecifik	Kræver dykkere Mobile arter undslipper	Artsrigdom Tæthed (ind m ⁻²) Biomasse (g AFDW m ⁻²)					
	Rejenet	F	A									
	Suge-prøvetager	S	S									
	Epibentisk - slæde	S	S									
	Net/plastikpose	S/F	S									
	eDNA	S	S	100 m til km	Hurtig prøvetagning Øjeblikksbillede	Omkostningstung analyse Usikker kvantificering	Artsliste Tilstedeværelse/fravær					
Mobil makrofauna	Vod	S	A	100 m til km	Effektiv Både demersale og pelagiske fisk Arealsspecifik	Tidskrævende	Artsrigdom Tæthed (ind. m ⁻²) Biomasse (g WW m ⁻²)					
	Bom- eller skovltrawl	S	S									
	Ruse	S/F	A									
	Garn	S/F	S									
	Fælder	S/F	S	m	Let at udsætte Indfanger de fleste fiskearter	Ikke arealsspecifik	Artsrigdom Tæthed (ind. CPUE) Biomasse (g WW CPUE)					
	Kamera med eller uden agn	S	S									
	Visuel optælling	S	S						10 til 100 m	Let at anvende Omkostningseffektiv Stor arealdækning	Ingen direkte prøvetagning Begrænset af sigtbarhed	Artsrigdom
	eDNA	S	S						100 m til km	Hurtig prøvetagning Øjeblikksbillede	Omkostningstung analyse Usikker kvantificering	Artsliste, Tilstedeværelse/fravær

Økosystemfunktion: Begravelse og immobilisering af næringsstoffer

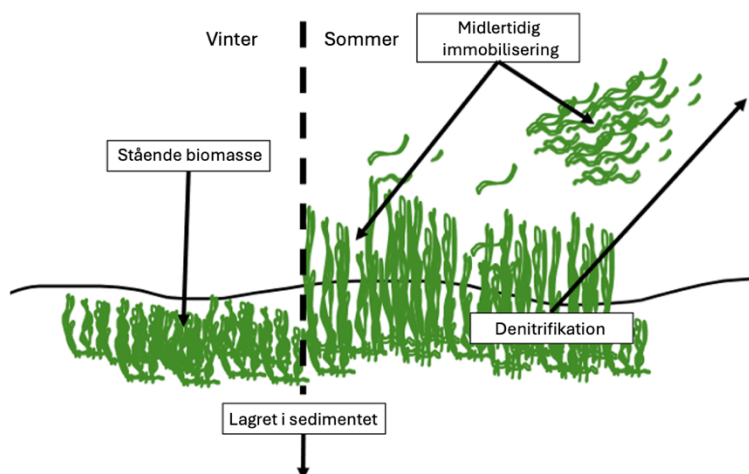
Ålegræsenge øger immobilisering og eksport af næringsstoffer gennem tre hovedprocesser: væksthængigt optag i biomassen, begravelse i sedimentet og stimulering af mikrobiel denitrifikation (Figur 3).

Optag i biomassen består af to delprocesser: 1) immobilisering i den stående biomasse og 2) midlertidig immobilisering gennem kontinuerlig bladproduktion og bladkast. Optag og immobiliseringen af næringsstoffer i ålegræsbiomassen reducerer tilgængeligheden af næringsstoffer for epifytter, fytoplankton og opportunistiske makroalger og understøtter udviklingen af et mere stabilt økosystem.

Ålegræsbiomassen i Danmark når sit minimum om vinteren (januar–februar) og sit maksimum i sensommeren/det tidlige efterår (august-oktober). Vinterbiomassen repræsenterer permanent lagring, mens forskellen mellem vinter- og sommerbiomasse afspejler en midlertidig immobilisering i vækstsæsonen. Derudover producerer og smider ålegræs løbende blade gennem hele vækstsæsonen. Disse blade nedbrydes langsomt, hvilket medfører midlertidig immobilisering af næringsstoffer og reduceret omsætning i denne periode. Samlet set resulterer akkumuleringen af biomasse i vækstsæsonen, kombineret med kontinuerlig bladproduktion, i immobilisering af næringsstoffer på det tidspunkt, hvor det er mest kritisk. Frigivelse sker uden for vækstsæsonen, hvor tilgængeligheden af næringsstoffer har mindre økologisk betydning.

Begravelse i sedimentet sker gennem direkte aflejring af død ålegræsbiomasse, herunder rødder, rhizomer og bladfragmenter. Derudover stabiliserer ålegræssets rhizomer og rødder havbunden, mens bladene reducerer strøm og bølgepåvirkning. Dette fører til mindsket erosion af det underliggende sediment og akkumulering af organiske partikler. Efter genopretning af ålegræs vil der med tiden indstille sig en ny stabil tilstand, hvor tilførsel og eksport af organisk materiale til sedimentet er afbalanceret i en ny ligevægt, der er højere end i referencetilstanden. På det tidspunkt sker der ingen yderligere nettobegravelse.

Mikrobiel denitrifikation stimuleres af ålegræssets tilstedeværelse og øger den mikrobielle omdannelse af nitrat til atmosfærisk kvælstof (N_2).



Figur 3. Konceptuelt diagram over de forskellige processer, der styrer immobilisering af næringsstoffer i ålegræsenge.

Moniteringsmetoderne til kvantificering af begravelse/immobilisering af næringsstoffer findes i tabel 11. For detaljer om specifikke metoder til monitering af begravelse og immobilisering af næringsstoffer henvises til side 50.

Tabel 11. Monitoring af **begravelse/immobilisering af næringsstoffer og kulstof leveret af ålegræs**. Tabellen fremhæver nøgleparametre med indikatorer, parametre, metoder, ekspertiseniveau, anbefalede og supplerende metoder, rumlig skala, styrker og svagheder, data output og tidsramme. Anbefalede metoder er vist med gråt

Indikator	Parameter	Metoder	Specialist (S) Frivillig (F)	Anbefalet (A) Supplerende (S)	Skala	Styrke	Svagthed	Output	Tidsramme
Stående biomasse	N & P	Ramme	S	A	cm til m	Hurtig og let for den overjordiske biomasse Relativt stort prøvetagningsareal	Vanskeligt at inkludere den underjordiske biomasse Kræver dykkere		Årligt eller hvert andet år efter genopretning
	N & P	Sedimentkerne	S	S	cm til m	Hurtig og let for den over- og underjordiske biomasse	Lille prøvetagningsareal Kræver dykkere		
Bladproduktion	N & P	Plastokron interval	S	A	Skud	Høj replikation	Antager at alle blade er ens Kræver dykkere	Biomasse i N og P enheder (g m ⁻²)	Månedlig prøvetagning Årligt eller hver andet år efter genopretning
Sedimentpuljer	N & P	Sedimentkerne	S	A	cm til m	Hurtig og let	Lille prøvetagningsareal Kræver dykkere		Før genopretning Årligt herefter
Stående biomasse	C	Ramme	S	A	cm til m	Hurtig og let for den overjordiske biomasse Relativt stort prøvetagningsareal	Vanskeligt at inkludere den underjordiske biomasse Kræver dykkere	Biomasse i C enheder (g m ⁻²)	Årligt (Jan-Feb)
	C	Sedimentkerne	S	S	cm til m	Hurtig og let for den over- og underjordiske biomasse.	Lille prøvetagningsareal. Kræver dykkere		
Død biomasse	C	Sedimentkerne	S	A	cm til m	Hurtig og let			

Metoder til monitoring af økosystemfunktioner

Udformningen af et monitoringsprogram bør sikre et minimumsniveau af monitoring, selv med begrænsede ressourcer. Dette bør omfatte en monitoring af økosystemets tilstandsparametre (se Biogene rev i Tabel 2, Stenrev i Tabel 7 og Ålegræs i Tabel 9), som er afgørende for om genopretningen er vellykket. Hvis der er yderligere ressourcer til rådighed, kan monitoreringen udvides til specifikke økosystemfunktioner.

De følgende afsnit beskriver forskellige monitoringsmetoder, som er tilpasset økosystemfunktioner leveret af biogene rev, stenrev og ålegræs. Det anbefales, at en eller flere af disse funktioner inkluderes i monitoringsprogrammet, hvis ressourcerne tillader det. Monitoringsprogrammet kan udvides yderligere til at dække mindre vigtige økosystemfunktioner (se Tabel 1), men dette bør først overvejes, når et omfattende monitoringsprogram for nøglefunktionerne allerede er på plads. Inden feltarbejdet påbegyndes, skal der udvikles et klart og robust prøvetagningsdesign. Dette design bør stemme overens med de overordnede projektmål og tage højde for de tilgængelige økonomiske ressourcer og niveauet af taksonomisk ekspertise i projektteamet. Ideelt set bør prøvetagningstilgangen følge et Before-After-Control-Impact (BACI)-design.

Monitoring af øget biodiversitet – *biogene rev, stenrev og ålegræsenge*

Arealbaserede metoder anbefales til monitoring af biodiversitet, da de muliggør direkte sammenligninger mellem den rumlige udstrækning af genoprettet natur og økosystemfunktionerne. Ved at standardisere prøvetagningen til et defineret areal bliver det muligt kvantitativt at vurdere centrale økologiske mål såsom artsrigdom, dyretæthed og biomasse i det genoprettede område. Disse mål kan bruges til at beregne diversitetsmål såsom Shannons diversitetsindeks og Pielous lighedsindeks. Yderligere faktorer, der skal tages i betragtning, omfatter prøvetagningsfrekvens, antal replikater og prøvetagningsareal. På grund af den betydelige indsats og tid, der kræves for at behandle faunaprøver, er det ofte nødvendigt at prioritere enten høj prøvetagningsfrekvens eller et højt antal replikater og afveje dette efter projektets specifikke mål og begrænsninger.

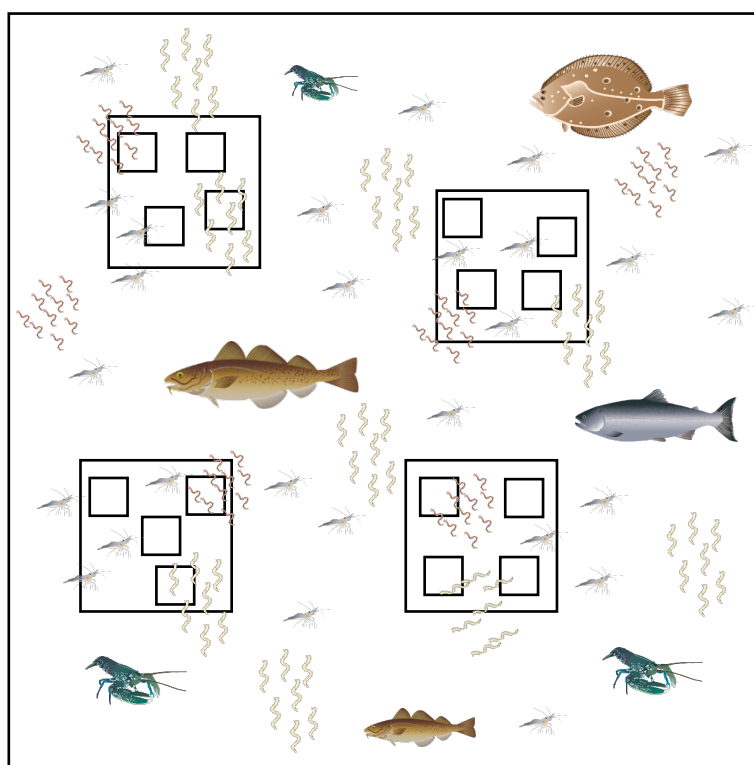
Med hensyn til prøvetagningsfrekvens er det vigtigt at tage højde for sæsonvariation, da antallet af arter og deres tæthed og biomasse vil ændre sig i løbet af året. Det er derfor nødvendigt at standardisere prøvetagningsperioden for at kunne sammenligne og monitorere successionsmønstre over flere år.

Taksonomisk identifikation til artsniveau er tidskrævende og kræver betydelig ekspertise i projektgruppen eller økonomiske ressourcer til konsulenter og er derfor måske ikke mulig. Hvis der mangler ressourcer eller ekspertise i projektgruppen, anbefaler vi i stedet at fokusere på at tælle antallet af arter eller grupper (fx orme, muslinger, pighuder, krebsdyr). Identifikation til artsniveau muliggør dog karakterisering af organismernes biologiske træk og dermed artssamfundets funktionelle diversitet, som er vigtig for økosystemets robusthed.

Et minimum af fire replikatprøver anbefales for hver af de tre faunagrupper (epifauna, infauna og mobil fauna) for at kunne detektere statistisk meningsfulde mønstre. For infauna prøvetagning er det dog tilrådeligt at øge antallet af replikater, når det er muligt inden for projektets logistiske og økonomiske rammer. Denne anbefaling bygger på to faktorer: (1) det relativt lille areal, hver infaunaprøve dækker, og (2) de pletvise, aggregerede fordelingsmønstre, der ofte observeres blandt infaunaarter i sedimentet.

Med hensyn til det areal, der skal prøvetages, er det vigtigt at erkende, at dyrenes tæthed varierer på tværs af en række rumlige skalaer, hovedsageligt afhængigt af kropsstørrelse, og at metoden til

at indfange dem skal tilpasses dette. For eksempel ophober infauna såsom børsteorme sig ofte i klynger på skalaer omkring 10 cm, mobil epibentisk makrofauna såsom rejer eller snegle kan kvantificeres på skalaer på få meter, mens fisk og større krebsdyr kan være spredt i naturtypen på skalaer på 100 meter (Figur 4). Derfor skal prøvetagningsmetoderne dimensioneres til den skala, hvor dyrene er til stede i økosystemet. Effektiv prøvetagning af fauna med varierende kropsstørrelser og tæthed kræver et hierarkisk prøvetagningsdesign. Store, mobile arter såsom fisk kan prøvetages med metoder, der omslutter et stort areal (fx et vodnet, som repræsenterer den største ramme i Figur 4). Inden for en af disse store rammer tages prøver af mellemstore organismer såsom rejer og snegle ved hjælp af flere mindre fangstnet (fx dropnet, som repræsenterer de mellemstore rammer i Figur 4). Endelig prøvetages små og meget talrige hvirvelløse dyr med endnu mindre prøvetagningsenheder (fx med kerner, som repræsenterer den mindste ramme i Figur 4). Denne indsnævring sikrer en passende repræsentation af arter på tværs af forskellige størrelsesklasser og bevægelighed.



Figur 4. Grafisk fremstilling af et anbefalet prøvetagningsdesign til indsamling af alle tre faunagrupper trods deres forskelle i arealspecifik tæthed og kropsstørrelse. Den største ramme repræsenterer fx et vod til indsamling af mobil fauna. De mellemstore rammer repræsenterer eks. et drop net til indsamling af epifauna, og den mindste ramme repræsenterer sedimentkerner til indsamling af infauna, baseret på Eleftheriou & McIntyre (2005).

De følgende afsnit giver detaljerede beskrivelser af de anbefalede metoder til monitorering af hver af de tre faunagrupper tilknyttet en eller flere af de genoprettede naturtyper; biogene rev, stenrev eller ålegræsenge.

Metoder til prøvetagning af infaunaarter

Der bør udføres en poweranalyse for at beregne det optimale antal replikater i forhold til budgetbegrænsninger. For detaljerede oplysninger om indsamling af infaunaprøver henviser vi til den tekniske anvisning TA nr. M19 'Blødbundsfauna'⁶ for monitoring af det marine miljø, som er udarbejdet for Miljøstyrelsen af Marint Datacenter, samt til Field Manuals for Marine Sampling to Monitor Australian Waters⁷.

Sedimentkerner – kerne eller Haps

Fordelen ved at bruge sedimentkerner som prøvetagningsmetode er, at de bevarer den vertikale struktur i prøven. Den gør det muligt at udtage delprøver i forskellige dybder af kernen for at studere arternes fordeling. Sedimentkerner (areal: 0,01-0,02 m²) kan indsamles af dykkere eller fra båd. Det anbefales at tage flere randomiserede kerner inden for både kontrol- og genopretningsområderne. Haps-kerner kan tages fra en båd for at muliggøre infauna-prøvetagning uden dykkere. Efter indsamling bør kerneprøverne sigtes (fx 1 mm sigte), og dyrene konserveres i 70 % ethanol, hvorefter de senere sorteres og analyseres i laboratoriet.

Grabprøver

Fordelen ved grab er, at der kan indsamles store prøver, men sedimentets vertikale struktur bevares ikke. Prøverne homogeniseres normalt, hvorved den potentielle vertikale dybdegradient i artsfordelingen overses. Grab, van Veen- eller boxcorere (areal: $\geq 0,1$ m²) kan tages fra båd. Der findes forskellige størrelser, og de mest almindelige er ret tunge og vanskelige at betjene fra mindre både. De har et større prøvevolumen at sortere og analysere for infauna sammenlignet med kerner og indsamler derfor potentielt variationen i den rummelige artsfordeling bedre end kerner, hvorfor det kan være tilstrækkeligt med færre prøver. På muslingebanker er grabben ofte vanskeligere at anvende, da grabben kan glide og ikke trænge ned i sedimentet. Behandlingen af det indsamlede sediment følger samme procedure som for kerner (se ovenover).

Miljø-DNA (eDNA)

Affaldstoffer, slim, fækalier og andet materiale fra organismer kan detekteres i miljøet ved hjælp af eDNA-teknikker. eDNA kan indsamles i stor skala, er effektivt til at identificere organismer i lave tætheder, ligesom organismer, der overses med andre prøvetagningsmetoder, ofte kan detekteres med eDNA-prøvetagning. På den anden side er eDNA-prøvetagning begrænset af ikke at kunne kvantificere arters tæthed, samt risikoen for falske positive og negative på grund af fx transport af eDNA til området med vandstrøm eller tidligere tilstedeværelse af arter i området. Desuden kan kun arter, der allerede er i databasen, identificeres. eDNA-analysen kræver specialiseret udstyr og eksperter og kan derfor ofte være ret dyr, og det anbefales desuden at supplere med andre metoder til sammenligning. Vi henviser til De Brauwier et al. (2023) for flere detaljer om eDNA-biomonitoring.

eDNA tilbyder en hurtig prøvetagning med en høj kapacitet til monitoring af biodiversitet ved at udtrække DNA fra forskellige fraktioner såsom fx vand og sediment, overfladeafskrab. Vandprøver detekterer forbipasserende eller pelagiske arter. Sediment og overfladeskrabprøver giver en mere vedvarende registrering af bentiske samfund. Inden indsamling skal alt udstyr til indsamling af prøver steriliseres med 10 % blegemiddel eller ethanol, og der skal bæres handsker for at sikre sterilitet. Ved hjælp af en vandprøvetager (fx Niskin) indsamles vand i en bestemt dybde, og 0,5-1,5 L filtreres gennem et sterivex-filter, der er fastgjort til en pumpe via silikoneslange (Figur 5). Når

⁶ https://ecos.au.dk/fileadmin/ecos/Fagdatacentre/Marin/TA_M19_Bloedbundsfauna_ver3.pdf

⁷ <https://marine-sampling-field-manual.github.io>

der skiftes mellem områder, skylles pumpen 5-6 gange med lokalt vand fra den nye lokalitet og/eller steriliseres med 10% blegemiddel eller ethanol inden.



Figur 5. Vandpumpe med silikoneslange og påsat sterivex.

Ved sedimentprøvetagning placerer dykkere/snorkeldykkere først en ramme tilfældigt og fotografere den, inden de skraber biofilm og organismer i flere retninger og deponerer materialet i mærkede rør/spande. Vand- og sedimentprøver skal holdes på is i felten og fryses direkte ved -20 °C eller -80 °C efter filtrering og sendes til specialiserede laboratorier til DNA-ekstraktion, sekventering og analyse. Skrab og sedimentprøver skal holdes på is og fryses eller konserveres direkte i 96-99 % ethanol.

Metoder til prøvetagning af epifaunaarter og makroflora

Monitering af biodiversiteten af fastsiddende epifauna- og makroflora på hårde substrater kræver en prøvetagning med passende rumlig fordeling i det genoprettede område. Registreringen af fastsiddende epifauna og flora afhænger af, om deres vækstmønster er kolonidannende eller solitært. Kolonidannende arter såsom svampe, mosdyr eller skorpedannende organismer anbefaler vi vurderes som procentvis dækning, mens solitære arter tælles arealspecifikt. For muslingebanker bør variation i muslingetætheder på tværs af banken tages i betragtning, da transektmetoder kan være bedre i områder med lave muslingetætheder, og punktvis prøvetagningsmetoder med mindre areal og større prøvetagningsintensitet er bedre i områder med tætte muslingeforekomster. Ligeledes kan monitering af invasive arter, rovdyr eller konkurrerende organismer være afgørende i nogle områder for at forstå de økologiske dynamikker og interaktioner i muslingebankens udvikling. Yderligere detaljer om prøvetagning af epifauna og makroflora på hårdt substrat kan findes i de tekniske anvisninger TA nr. M17 'Fauna på kystnær hårbund'⁸ og TA nr. M12 'Makroalger på kystnær hårbund'⁹.

Prøvetagning af epifauna på hårde substrater kan ikke direkte sammenlignes med prøvetagning af epifauna i ålegræsenge, da de naturtypedannende strukturer adskiller sig væsentligt, og de tilknyttede organismer også adskiller sig med hensyn til fx bevægelighed. Ikke alle metoder, der kan anvendes på hårde substrater, er derfor egnede til prøvetagning af epifauna i ålegræsenge. Drop net og rejenet er derfor primært anvendelige til organismer med lav bevægelighed i ålegræsenge og ikke til fastsiddende organismer på hårde substrater.

⁸https://ecos.au.dk/fileadmin/ecos/Fagdatacentre/Marin/TA_M17_Fauna_paa_kystnaer_haardbund_ver2.pdf

⁹https://ecos.au.dk/fileadmin/ecos/Fagdatacentre/Marin/TA_M12_Makroalger_paa_kystnaer_haardbund_ver3.pdf

Rammeprøvetagning ved SCUBA-dykker

En ramme (0,05-0,6 m²) placeres tilfældigt af dykkeren på flere steder inden for det genoprettede område og i kontrolområder. Alle levende organismer (inkl. skaller for muslingebanker) indsamles i hver rammeprøve af dykkeren. Hver prøve sorteres i artsgrupper, og alle fastsiddende organismer identificeres til lavest mulige taksonomiske niveau og optælles pr. prøve. Organismer, der ikke kan fjernes uden at blive ødelagt (fx rurer), bør blot optælles. For hver prøve registreres den samlede vådvægt (g) og antallet for hver art. Hvis der observeres muslingearter, måles både skallængde og skalhøjde for alle eller mindst 30 individer af hver art.

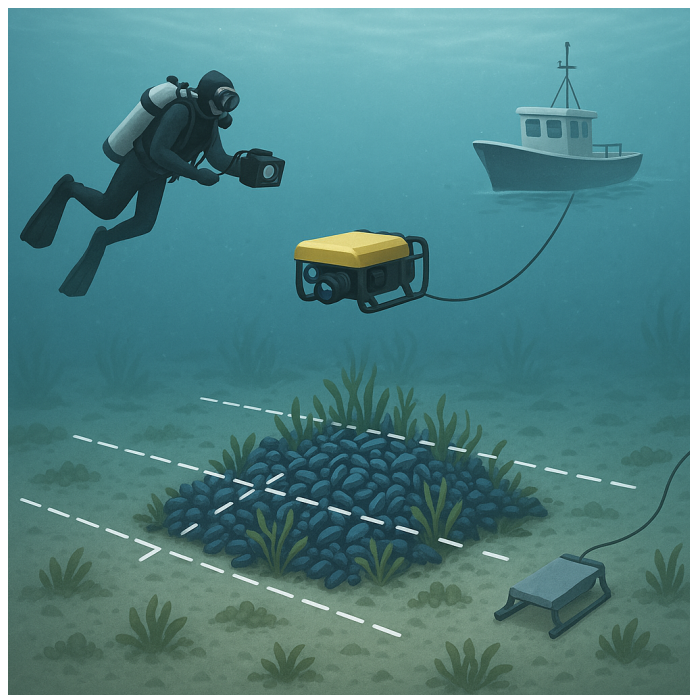
Videotransekter ved SCUBA-dykker eller fjernstyrede undervandsfartøj (ROV'er)

Undervandsmonitering ved hjælp af dykkere (SCUBA eller snorkeldykkere), fjernstyrede undervandsfartøjer (ROV'er) eller trukne videoslæder (Figur 6) er nyttige til at vurdere tætheden af epifauna og makroflora, især i områder uden stærk strøm. Transekter bør forhåndsdefineres tilfældige steder på tværs af det genoprettede område og kontrolområdet. For at vurdere antallet af arter identificeret pr. undersøgt areal kræves, at det areal/synsfelt der monitoreres, ikke varierer og der anvendes en nøjagtig skala. Dette kan opnås ved at bruge laserpointere (slæde eller ROV) eller ramme (dykker), som markerer det synsfelt, der monitoreres og det skal være for-kalibreret for at bestemme både moniteringssynsfeltet og skalaen før moniteringen gennemføres. Desuden er det vigtigt at holde en fast afstand på typisk <1 m fra havbunden under undersøgelsen, når sigtbarhedsforholdene er begrænsede. For at opnå de bedste betingelser for at analysere videoerne skal transekterne undersøges ved meget lav hastighed, fx 1-2 minutter pr. 10 m transekt for dykkere eller maksimal hastighed på én knob for trukne videoslæder, og kun arter observeret inden for laserne eller rammen medtages i analysen. Den samlede længde af hver transekt rapporteres enten af ROV'en udstyret med GPS til at indtegne positionen eller af håndholdt GPS/smartphone. Det undersøgte areal (m²) beregnes ud fra den tilbagelagte afstand (fx start- og slut-GPS-positioner eller kursplot/gennemsnitshastighed) og moniteringsarealet. Observationerne bør gennemføres med faste afstande, idet der holdes en defineret afstand fra bunden (1 m). Observationerne fokuserer på substratets sammensætning, herunder mudder, sand/grus, små sten og store sten, samt tilknyttet flora og fauna såsom ålegræs, alger, fisk og hvirvelløse dyr.

Vandets sigtbarhed kan påvirke undersøgelsens effektivitet betydeligt, hvor optimale forhold kræver en sigtbarhed >3 meter til artsidentifikation og >1,5 meter til grundlæggende vurdering af naturtypen, mens uklare forhold kan nødvendiggøre langsommere undersøgelseshastigheder (0,3-0,5 m/s) og tættere afstand til bunden/revene for at opretholde datakvaliteten.

Databehandling kræver specialiseret software til videoanalyse, hvor optagelser typisk gennemses ved 1-4x hastighed til artsidentifikation og karakterisering af naturtypen, mens stillbilleder udtrukket med regelmæssige intervaller (hvert 10.-30. sekund) muliggør detaljeret substratanalyse og beregning af procentvis dækning ved hjælp af Line-Point Intercept- eller rammebaserede metoder. I meget lavvandede områder kan stærk bølgepåvirkning og snæver plads mellem stenstrukturene i betydelig grad begrænse ROV'ens manøvreedygtighed og forringe datakvaliteten gennem øget turbiditet, ustabil kameraplacering eller potentiel kollisionsrisiko med revstrukturer, hvilket kræver modificerede undersøgelsesprotokoller med fx kortere transekter og øget brug af svæve funktion til at fastholde positionen i vandet. Til borgerbaserede projekter udgør 'mini-ROV'er' et lettere, mere omkostningseffektivt alternativ, der gør det muligt for frivillige, der er oplært i standardundersøgelsesprotokoller, at udføre undervandsundersøgelser på kortere transekter (20–50 m) og med hastigheder på 0,5-1 m/s. Disse mindre systemer tilbyder typisk 2–4 timers batterilevetid, forenklet betjening og grundlæggende datalogningsfunktioner, der gør dem tilgængelige for ikke-eksperter, samtidig med at de stadig giver værdifulde data om arters

tilstedeværelse, naturtyperne i området. Yderligere information kan findes i Field Manuals for Marine Sampling to Monitor Australian Waters¹⁰.



Figur 6. Skematisk fremstilling af monitoringsmetoder med undervandsvideotransekter for blåmuslingerev. AI-genereret billede fra OpenAI 2025.

Drop-down-kamera med ramme

Fastsiddende epifauna og makroflora kan monitoreres med drop-down kameraer med rammer og efterfølgende billedeanalyse. Optagelserne analyseres for arters tilstedeværelse, tæthed og adfærd samt hvilke naturtyper der var til stede. Det er afgørende at standardisere udsætningsvarighed, vinkler og lokalitetsforhold (fx sigtbarhed og strømstyrke) for at sikre konsistens og sammenlignelighed på tværs af prøvetagningsperioderne.

Denne metode er særligt nyttig i områder med begrænset dykkeradgang og udgør et omkostningseffektivt, ikke-invasivt værktøj til at følge ændringer i biodiversitet efter genopretning. I danske farvande kan sigtbarheden dog være meget variabel på grund af ophvirvlet sediment og sæsonbestemte algeopblomstringer, hvilket kan påvirke optagelsernes kvalitet. Før billederne tages, skal kameraet placeres, så det dækker hele rammen eller et kendt areal inden for dets "synsfelt". Prøvetagningsstederne bør udvælges tilfældigt på forhånd, men den faktiske position (GPS-koordinater) og vanddybden ved hvert prøvetagningssted registreres til georeferering. Ved hver station sænkes drop-down-kameraet forsigtigt, indtil det når havbunden. Vent nogle minutter, til ophvirvlet sediment er bundfældet, før billedet tages. Efterfølgende analyse til vurdering/identifikation af arter og dækning kræver en oplært person med målrettede artsidentifikationsfærdigheder og kan ofte understøttes af specifikke softwareværktøjer.

¹⁰ <https://marine-sampling-field-manual.github.io>

Miljø-DNA (eDNA)

Se detaljer under infauna prøvetagning.

Prøvetagning af epifauna med drop net

Et drop net består af en cirkulær, stiv metalramme med en diameter på 1 meter, hvorpå en finmasket pose (1 mm maskestørrelse) er fastgjort. Maskeposen er forsynet med en ende, der kan åbnes for effektiv prøveudtagning. Denne form for prøvetagning anvendes især i ålegræsenge. Prøvetagningen indledes ved at udsætte drop nettet fra en båd direkte ned over ålegræsengen. En dykker indsamler derefter prøven ved at tømme nettet ved hjælp af et håndholdt net med tilsvarende maskestørrelse, og de indsamlede organismer overføres til en spand. Efter tre på hinanden følgende håndnets-strøg uden at indfange yderligere fauna inspiceres drop nettet visuelt for at sikre, at alle dyr er indsamlet. Alle individer overføres derefter til mærkede zip-lock-posers og lægges på is i felten til senere behandling.

I laboratoriet behandles prøverne efter samme metode som for infauna: dyrene sorteres, identificeres til lavest mulige taksonomiske niveau (ideelt artsniveau), tælles og biomassen måles. Biomasse bestemmes gennem tørring og forbrænding for at beregne askefri tørvægt.

Prøvetagning af epifauna med rejenet

Prøvetagning med håndbetjent rejenet er egnet til ikke-eksperter og frivillige i ålegræsenge, fordi det ikke nødvendigvis kræver dykning, i hvert fald ikke på lavt vand.

Det anbefalede net til denne metode er et 60 cm bredt rejenet med en maskestørrelse på 1 mm. Prøvetagningen indebærer, at nettet skubbes hurtigt og fast hen over bunden langs et transekt med en forudbestemt længde (fx er der i tidligere studier anvendt 6 m transekter). For at minimere variabilitet på grund af prøvetagningsteknik (fx hastighed, netkraft eller nøjagtighed) anbefales det, at al net-indsamling udføres af én enkelt person. Denne metode er effektiv til at indfange langsom epifauna, men under-repræsenterer hurtigt svømmende arter, der undslipper nettet. Alle indfangede organismer overføres til en spand fyldt med frisk havvand, og prøven kan enten behandles direkte på land eller lægges på is til senere behandling i laboratoriet.

Hvis prøverne behandles på land, skal alle individer fotograferes med en lineal som målestok, vejes og identificeres til lavest mulige taksonomiske niveau. Billederne kan senere analyseres med programmer såsom ImageJ-software for at måle kropsstørrelser og bestemme biomasse ud fra artsspecifikke længde-vægt-forhold.

Laboratorieproceduren for drop net-prøvetagning bør følges, hvis prøverne behandles i laboratoriet.

ARMS (Autonomous Reef Monitoring Structures) og begroningsplader

Autonomous Reef Monitoring Structures (ARMS) og begroningsplader er værktøjer til monitorering af biodiversitet ved stenrev. ARMS er internationalt standardiserede enheder, der udsættes globalt¹¹, og som er designet til at vurdere biodiversitet på hårde bentiske substrater ved at monitere både mobile organismer, der lever i deres tredimensionelle struktur, og fastsiddende organismer, der hæfter sig på pladerne under udsætningen. Prøver fra ARMS analyseres gennem en kombination af morfologiske og genetiske teknikker, hvor mobile organismer sorteres i størrelsesfraktioner, og fastsiddende organismer skrabs af efter fotodokumentation. Der mangler fortsat dokumentation for at ARMS koloniseres af de samme organismer, som der koloniserer stenrev.

¹¹ <https://naturalhistory.si.edu/research/global-arms-program/protocols>

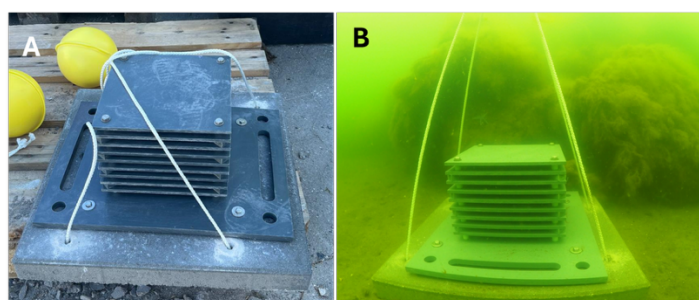
Begroningsplader mangler ARMS' tredimensionelle kompleksitet, men er enklere at udsætte og hente og er derfor tilgængelige til brug i borgerprojekter. Ligesom ARMS understøtter begroningsplader at data kan indsamles ved fotografering, taksonomisk artsbestemmelse og eventuelt eDNA-metabarcoding. eDNA kræver dog specialister og egner sig ikke til borgerdrevne projekter.

ARMS bør udsættes i mindst 6-12 måneder for at give tilstrækkelig tid til samfundsudvikling og kolonisering af organismer. Til studier af tidsmæssig succession kan udsætninger strække sig over flere år med regelmæssige monitoringsintervaller. (Daraghmeh et al., 2024, Obst et al., 2020)

For at sikre statistisk robusthed og tage højde for rumlig variabilitet bør der udsættes mindst tre ARMS-enheder som replikater på hver lokalitet, placeret på samme dybder og under samme miljøforhold for at fungere som biologiske replikater, fortrinsvis med en afstand af omkring 10 m fra hinanden for at opnå en omfattende repræsentation af de omgivende samfund og forbedre den statistiske styrke til komparativ analyse. Når de udsættes, kan ARMS-enheder boltes direkte fast på stenrev eller placeres på 50 × 50 cm fliser og sættes inden for ca. 5 m fra revet (Figur 7). Ved indhentning skilles hver plade ad: fastsiddende organismer skrabes eller børstes af, mens mobil fauna skylles og størrelsesfraktioneres gennem sigter og derefter sorteres morfologisk så de kan opbevares i >90 % ethanol til efterfølgende DNA-barcoding og metabarcoding.

Før udtagning af prøver bleges, skylles og håndteres alle beholdere og redskaber med handsker; pladerne placeres én ad gangen i en bleget fotobakke i filtreret havvand, mærkes med Site-ARMS-Plate-mærker og fotograferes, først samlet, derefter med 4-9 overlappende nærbilleder pr. side (15-20 % overlap).(Obst et al., 2020; Pearman et al., 2020; Sembiring et al., 2023)

Begroningsplader fotograferes med et højtopløseligt kamera. Billederne hvidbalanceres, beskæres og ændres i størrelse (≈5000×5000 px ved 300 dpi) før annotering i et software som fx CoralNet. Endelig eksporteres de annoterede data som procentdæknings- og punkt-for-punkt-CSV-filer, justeres for utilgængelig begroningsplads og flettes med metadata til komparative biodiversitetsanalyser på tværs af lokaliteter og tid. For yderligere detaljer se ARMS-protokollerne fra National Museum of Natural History¹².



Figur 7. A) ARMS forankret på en 50 x 50 cm cementflise med påsat nedsænket bøjle. B) ARMS udsat tæt på genoprettet stenrev.

Metoder til prøvetagning af mobil fauna

Muslingebanker, stenrev og ålegræsenge kan give ly, opvækst- eller fødeområde for mobil fauna såsom fisk og krebsdyr og bidrage til biodiversiteten. Mens andre organismer kan have en negativ

¹² <https://naturalhistory.si.edu/research/global-arms-program/protocols>

effekt på de genoprettede naturtyper, fx kan krabber, hummere eller søstjerner være afgørende for muslingebankers overlevelse. Mobile organismer kan være vanskelige at monitorere med dykker transekter eller trukne videoslæder, da de kan skræmme dyrene væk, eller de mobile organismer er så små, at de er vanskelige at se eller fange. Derfor kan det være fordelagtigt at bruge statistiske metoder til at monitorere mobile organismer tilknyttet de genoprettede naturtyper.

Statistiske videokamerasystemer - med eller uden agn

Undervandsvideosystemer er et effektivt værktøj til monitorering af mobil makrofauna, hvis sigtbarheden tillader det. Remote undervands video (RUV) kan være enten med agn (BRUV) eller uden agn (UBRUV). Opsætning med agn kan være en fordel i områder med lav sigtbarhed, men kan have en bias ift. tiltrækning af rovdyr.

Hver opsætning består af et tungt fundament/ramme, kameraer i vandtætte kamerahus, og for BRUV'er også en agnarm med agnbur eller pose (Figur 8). Det anbefales at bruge kameraer med fuld, HD-opløsning >1080 for bedre artsidentifikation, en optagelsesrate på >30 billeder pr. sekund for at reducere sløring fra hurtigt bevægende arter og et middelstort synsfelt for at begrænse forvrængning i billedet. Til stereo-setup (se nedenfor) skal kameraernes videostabilisering deaktiveres for at bevare kalibreringen, og det anbefales desuden at bruge en fast vidde for at lette målinger af arters størrelse både tæt på og langt fra kameraet.

(B)RUV'en kan være enten mono-setup eller stereo-setup, hvor stereo-setuppet muliggør fx måling af fiskelængder, men kræver kalibrering for at sikre, at målingerne bliver nøjagtige. Før kalibrering inden udsætning og potentielt også efterkalibrering efter indhentning af RUV'erne anbefales, da ethvert ændring af kameraets position, vinkel osv. under feltarbejdet vil resultere i fejlagtige længdemålinger. En kalibrering bør omfatte oplysninger om afstanden mellem kamerahusene, vinklen på hvert kamera og linseforvrængning, og hvert stereo-setup bør kalibreres separat.

Afstanden mellem de enkelte (B)RUV'er afhænger af arternes bevægelighed, de undersøgte naturtyper og tidsrammen for udsætningerne, men er typisk >200 m for at reducere sandsynligheden for, at individuelle dyr monitoreres af tilstødende (B)RUV-systemer. GPS-koordinaterne ved hver lokalitet bør registreres. Tidsrammen for optagelser kan enten være kontinuerlig i fx 1 time efter at have nået havbunden (husk at notere udsætningstidspunktet eller have korrekt kameratid) eller optage i korte tidsintervaller (fx minutter), fx hver time i dagslys indtil indhentning. Der skal inkluderes en indledende kort tilpasningstid (fx 15 minutter) i starten af hver udsætning, så faunaen kan vænne sig til tilstedeværelsen af (B)RUV'erne. Dataanalyse af videooptagelserne bør inkludere arters tæthed og diversitet, det maksimale antal individer pr. art (max N) registreret pr. tidsramme (afhænger af tidsindstillingerne). Adfærsobservationer såsom artsinteraktioner, fødesøgningsvaner og territoriale adfærd dokumenteres også sammen med kendetegn som substrattype, topografi og tilknyttet flora og fauna synlig på optagelserne. Generelt tiltrækker BRUV'er en lang række arter, hvilket øger dataindsamlingen, og er en velegnet metode på tværs af både naturtyper og vanddybder som fx lavvandede kystområder til dybere havområder.

UBRUV'er er afhængige af, at organismer naturligt passerer forbi kameraets synsfelt uden at blive tiltrukket af agn, hvilket gør dem ideelle til at vurdere tilknytning mellem arter og specifikke naturtyper uden potentielle bias forårsaget af tilstedeværelsen af agn. Selvom UBRUV'er ofte registrerer færre individer på grund af den manglende tiltrækning fra agn, kan de give mere robuste data om naturlige artsfordelinger og adfærd. For BRUV'er skal det desuden tages højde for agnens rækkevidde i forhold til afstanden mellem de enkelte BRUV-enheder for at sikre, at agnene ikke har indvirkning på tilstødende BRUV'er. Derudover skal andre forhold som vandets

sigtbarhed og strømhastighed også overvejes ved forsøgsdesignet. Mere information kan findes i Field Manuals for Marine Sampling to Monitor Australian Waters kapitel 5¹³ og 6¹⁴.



Figur 8. UBRUV'er med GoPro-kamera

Videotranssekter ved SCUBA-dykker eller fjernstyrede køretøjer (ROV'er)

Se detaljer under prøvetagning af epifaunaarter og makroflora.

Fælder (ruser, tejner) – mærkning og genfangst

Fisk og store krebsdyr kan indfanges ved at udsætte ruser eller tejner med agn. Ruser kan indfange fisk, der svømmer mod nettene fra begge retninger, mens tejner ofte bruges til at indfange krebsdyr som hummere og krabber. Nettene og tejnerne bør udsættes på tilfældige steder inden for den genoprettede naturtype og i kontrolområder, og det anbefales at dække både dag- og natprøvetagning. Kameraer kan udsættes ved nettene og tejnerne for at registrere undslupne dyr og fangstsucces. De ruser, der er almindeligvis bruges i Danmark, er DBL 80/7-modeller. Et standard-setup indebærer udsætning af fire ruser, som tømmes og vedligeholdes hver 24. eller 48. time. Alle fisk identificeres til lavest mulige taksonomiske niveau (ideelt set til artsniveau), tælles og totallængde måles i felten, før de genudsættes. Fiskebiomasse kan estimeres ved hjælp af artsspecifikke længde-vægt-forhold, som er tilgængelige fra FishBase.org.

Fiskeri kan udføres hele året, men på grund af nationale regler er der i sommeren 2026 en fredningstid for rusefiskeri fra 10. maj til 31. juli (husk at tjekke om dette har ændret sig). En dispensation givet af Fiskeristyrelsen kan dog tillade begrænset ruseprøvetagning i fredningsperioden, hvis alle indfangede europæiske ål (*Anguilla anguilla*) straks genudsættes i overensstemmelse med fredningsreglerne.

Etisk og dyrevelfærdsmæssige overvejelser (fx nettenes/rusernes fisketid, skånsom fjernelse af organismer fra net og fælder samt opbevaring indtil artsidentifikation) vil være påkrævet for alle metoder, der involverer fiskeprøvetagning, og bør overvejes for krebsdyr. Alle mobile organismer bør genudsættes bagefter. Hvis artsidentifikation ikke kan gennemføres pålideligt på stedet, aflives individerne humanitært med et slag mod hovedet i overensstemmelse med etiske retningslinjer fra Det Dyreetiske Råd og Den Europæiske Fødevarerikkerhedsautoritet (EFSA). Disse individer placeres derefter i mærkede zip-lock-posere og fryses til senere identifikation i laboratoriet.

¹³ <https://benthic-bruvs-field-manual.github.io/>

¹⁴ <https://pelagic-bruvs-field-manual.github.io/>

Prøvetagning med tejner og net giver fangstrater (fangst pr. indsatsenhed, CPUE), der er relateret til individtæthed, og fungerer som en relativ indikator. For at estimere tæthed (fx antal pr. areal) ved hjælp af fælder skal der anvendes en fangst-mærknings-genfangst-tilgang for detaljer henvises til fx Chapman, 1951; Munch og Petersen, 1982; Schwarz og Seber, 1999.

Prøvetagning med vod

Fisk og større mobile krebsdyr kan indsamles effektivt med et vodnet. Selvom voddimensionerne kan variere, er det afgørende, at nettet kan dække et areal mellem 250 og 1000 m², for at tage højde for de relativt lave fisketætheder, der typisk observeres i danske kystfarvande.

En anbefalet konfiguration til vurdering af fiskebiodiversitet i ålegræsenge består af et vod, der er 5 m bredt og 2 m højt, med en maskestørrelse på 3,5 mm. Nettet er konstrueret med en ende til at opsamle fangsten, en tung bundline i bunden for at sikre kontakt med havbunden (indfangning af bentiske arter) og en flydeline i toppen for at holde nettet oprejst i vandsøjlen.

Nettet trækkes hen over et standardareal på mindst 5 × 50 meter (250 m²). Efter træk overføres fangsten til en beholder fyldt med havvand. Alle fisk identificeres til lavest mulige taksonomiske niveau (ideelt set artsniveau), tælles og totallængde måles i felten, før de genudsættes. Fiskebiomasse kan estimeres ved hjælp af artsspecifikke længde-vægt-forhold, som er tilgængelige fra FishBase.org. Etiske retningslinjer fra Det Dyreetiske Råd og Den Europæiske Fødevarerikkerhedsautoritet (EFSA) bør følges (se også afsnittet ovenfor om prøvetagning med fælder (ruser, tejner).

Miljø-DNA (eDNA)

Se detaljer under infaunaprøvetagning.

Monitering af begravelse/immobilisering af næringsstoffer – ålegræsenge og biogene rev

Immobilisering af næringsstoffer er en væsentlig økosystemfunktion i både ålegræsenge og biogene rev. Processerne, der styrer denne økosystemfunktion, er imidlertid markant forskellige mellem de to naturtyper, og de anbefalede metoder er derfor forskellige. Nedenfor beskrives de anbefalede metoder individuelt for hver naturtype. For et overblik over metoderne henvises til Tabel 4 (biogene rev) og Tabel 11 (ålegræsenge).

Dette afsnit omfatter de anbefalede metoder til kvantificering af næringsstofrelaterede økosystemfunktioner i ålegræsenge. Alle metoder kræver feltindsamling efterfulgt af laboratorieanalyser. Feltprøvetagningsprocedurerne er generelt enkle og kan udføres med lidt træning og simpelt udstyr. Den efterfølgende laboratorieanalyse kræver til gengæld et højere niveau af ekspertise og udstyrstilgængelighed. For ålegræsenge kan der i forbindelse med næringsstofanalyserne ved hjælp af lignende metoder også estimeres kulstofimmobilisering. For specifikke anbefalinger og retningslinjer vedrørende kulstofkvantificering i ålegræsenge henvises til Bilag 2.

Immobilisering i den stående ålegræsbiomasse

Den bedste måde at kvantificere næringsstoffer i den stående biomasse på er ved at foretage høst af ålegræsbiomasse i et kendt areal fra en udvalgt ålegræseng efterfulgt af laboratorieanalyser. I et storskala-genopretningsprojekt anbefales det at foretage årlige undersøgelser for at følge udviklingen i den arealspecifikke biomasse over tid, men for at estimere størrelsen af økosystemfunktionen præcist, bør prøvetagningen gennemføres både i perioden august-oktober for en maksimumsværdi og i perioden januar-februar for at få en minimumsværdi.

Feltarbejde: Ålegræs indsamles fra ti rammer af en defineret størrelse (fx 25x25 cm). Fjern alt levende ålegræs materiale indenfor rammen, både over (blade) og under sedimentet (rhizomer og rødder). For at sikre en nøjagtig afgrænsning af rodzonen skæres langs rammens indvendige kanter med en skarp kniv (fx brød- eller isoleringskniv). Arealet ryddes med en rive eller lignende. Skyl materialet på en grov sigte for at fjerne sand. Yderligere analyser foretages i laboratoriet.

Prøver kan opbevares fugtige og på køl i nogle dage, men bør behandles hurtigst muligt for at forhindre nedbrydning af ålegræsbiomassen. Især adskillelsen af levende og dødt underjordisk biomasse bliver vanskeligere, jo længere prøven opbevares.

Laboratoriearbejde: I laboratoriet fjernes alt dødt ålegræs materiale, da dette medregnes i sedimentpuljeprøvetagningen. Adskil den resterende levende biomasse i to kategorier: underjordisk (rhizomer og rødder) og overjordisk (blade). Anbring materialet i forvejede aluminiumsbakker, og tør det ved 60 °C i mindst 24 timer. Vej det tørrede materiale for at bestemme tørvægten.

Efter tørring kan prøverne langtidsopbevares i forseglede poser, da næringsstofferne bevares. For at måle næringsstofindholdet homogeniseres og formales plantematerialet i en plantemølle ved 30/s i 30 sek. Den formalede biomasse analyseres derefter for kvælstof (N) og fosfor (P). Næringsstofindholdet kan måles med forskellige analytiske metoder og laboratorieudstyr, afhængigt af hvad der er tilgængeligt.

Den relative næringsstofsammensætning (N:P:tørvægt) bruges til at beregne en arealspecifik næringsstofpulje (g/m²) i biomassen. Vinterbiomasse (årligt minimum) repræsenterer en permanent immobilisering, mens forskellen mellem vinter- og sommerbiomasse repræsenterer

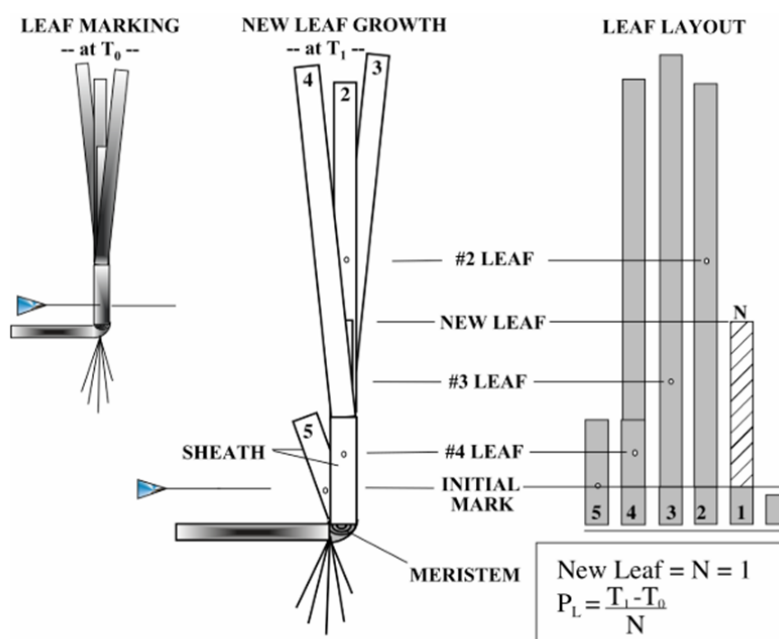
midlertidig immobilisering i vækstsæsonen. Disse målinger kan kobles til rumlige dækning fra droner eller luftbilleder, hvilket muliggør estimering af den arealspecifikke realiserede økosystemfunktion.

Bladproduktion

Få studier har kvantificeret den totale bladproduktion og årlige produktivitet for ålegræs. Et dansk studie fra 1975 estimerede den årlige biomasseproduktion til at være 2,5 gange den maksimale stående biomasse om sommeren (Sand-Jensen 1975), selvom næringsstofindholdet ikke blev målt. Der findes forskellige metoder til kvantificering af ålegræsproduktivitet. Nogle fokuserer på bladforlængelse, andre på internodieudvikling. Her anbefaler vi plastokron-interval (P_i -metoden) (Short & Duarte 2001), da den understøtter replikation på tværs af flere skud frem for at fokusere på enkelte, og giver en nøjagtig repræsentation af vækst og næringsstofoptagelse på tværs af ålegræsengen. Disse metoder er stadig under udvikling, og anbefalingerne kan blive opdateret.

Plastokron-interval

Plastokron-intervallet (P_i) er den tid, det tager for et nyt blad at dannes, og er anvendeligt på tværs af havgræsser og planter. Denne metode antager, at alle nye blade vokser til samme størrelse som det gennemsnitlige fuldt udviklede blad (det tredje yngste blad). P_i bestemmes ved at markere bladskeden på et ålegræsskud med en nål, der gennemborer alle eksisterende blade. Cirka en måned senere (det er vigtigt at sikre, at mindst ét P_i er forløbet) kan nye, umarkerede blade tælles for at beregne P_i (Figur 9).



Figur 9. Diagram over P_i -markering på et ålegræsskud og identifikation af nye blade (Short & Duarte 2001).

Feltarbejde: To opgaver skal udføres i felten: 1) markering af skud med en 21 G (0,81 mm) nål (Figur 9) og 2) bestemmelse af skudtæthed. Antallet af ålegræsskud, der markeres, afhænger af kapacitet og ressourcer. Øget gentagelse på tværs af ålegræsengen forbedrer nøjagtigheden. Et minimum af ti ålegræsskud fra tre lokaliteter anbefales. Sørg for, at alle skudstørrelsesklasser er ligeligt repræsenteret ved at bruge rammer til tilfældigt at udvælge prøvetagningsområder. Markér

skuddene med nålen (Figur 9), og markér prøvetagningsstederne til fremtidig genfinding, så de samme ålegræsskud kan findes senere.

Inden for prøvetagningsområdet bestemmes skudtæthed ved hjælp af tilfældigt placerede rammer af passende størrelse afhængigt af skudtætheden. Et minimum af ti replikater anbefales.

Mindst ét P_i skal være gennemført, før de markerede skud høstes; hvilket varierer med klima og sæson. I Danmark er én måned en god tommelfingerregel. Ved tilbagekomst høstes de markerede skud, og skudtætheden måles igen. Ved høst sikres det, at der indsamles tilstrækkeligt underjordisk materiale—mindst fire internodier pr. ålegræsskud.

Laboratoriearbejde: I laboratoriet er der to opgaver: 1) tæl det samlede antal blade pr. skud og 2) tæl antallet af nye blade ud fra, hvilke blade der har gennemboringsmærker.

Inddel hvert skud i fire fraktioner:

- Det tredje yngste blad (fra bladskeden og opefter)
- Det fjerde yngste internodie
- Rødder fra den fjerde yngste rodnode
- Bladskede

Anbring hver fraktion i forvejede aluminiumsbakker, og tør ved 60 °C i mindst 24 timer. Efter tørring vejes der for at bestemme tørmassen. For at beregne næringsstofimmobilisering (N og P) formales det tørrede materiale i en laboratoriemølle, og næringsstofindholdet analyseres med tilgængelige laboratoriemetoder.

Beregninger: Ud fra de indsamlede data og ligninger fra Jacobs (1979) og Short & Duarte (2001) kan den arealspecifikke produktion beregnes:

Jacobs 1979:

$$L_b = \frac{\text{Leaf production}}{\text{shoot}} = \frac{\text{Avg. biomass of third youngest leaf}}{P_i}$$

$$L_s = \frac{\text{Leaf sheath production}}{\text{shoot}} = \frac{\text{Avg. biomass of a leaf sheath}}{\text{Avg. number of leaves per shoot}} \cdot P_i$$

$$R_z = \frac{\text{Rhizome production}}{\text{shoot}} = \frac{\text{Avg. biomass of fourth youngest internode}}{P_i}$$

$$R_t = \frac{\text{Root production}}{\text{shoot}} = \frac{\text{Avg. root biomass of fourth youngest node}}{P_i}$$

Short & Duarte 2001:

$$\text{Individual shoot production (g dw shoot}^{-1} \text{ d}^{-1}) = \left(\sum L_b, L_s, R_z, R_t \right)$$

$$\text{Area specific production (g dw m}^{-2} \text{ d}^{-1}) = \text{individual shoot production} \cdot \text{shoot density}$$

Modificeret ligning til beregning af N/P-immobilisering gennem produktion, [N/P] er det relative indhold af henholdsvis N og P i forhold til tørvægt:

$$[N] = \frac{g N}{g DW}$$

$$\text{Area specific production (g N m}^{-2} \text{ d}^{-1}) = \left(\sum (L_b + L_s)[N], (R_z + R_t)[N] \right) \cdot \text{shoot density}$$

Sedimentpuljer i ålegræsenge

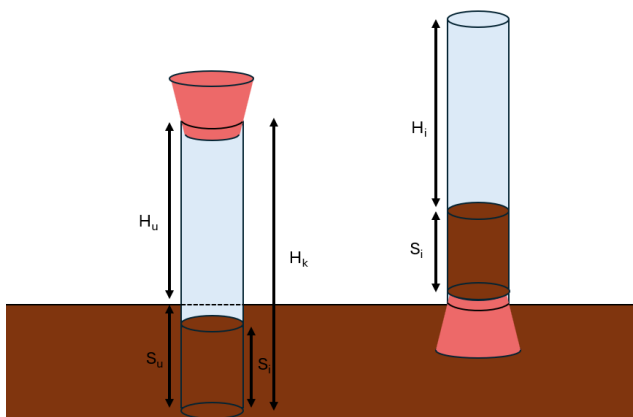
Det anbefales at tage mindst fem sedimentkerner pr. prøvetagningslokalitet. Valget af lokaliteter er afgørende, da sedimentpuljer varierer med de lokale forhold. Sedimenttype (fx kornstørrelse), dybde og eksponering i kontrolområdet bør matche genopretningsområdets. Undgå områder med tykke skal- eller tørvelag, da disse forhold kan påvirke resultaterne og gøre reference- og genopretningsområderne usammenlignelige.

Feltarbejde: Sedimentkerner indsamles ved hjælp af akrylcylindre. Kernerne skubbes ned i sedimentet og forsegles med en gummiprop for at skabe vakuum. Kernen trækkes op og lukkes i bunden med en sekundær gummiprop. Kernerne skubbes ned til en repræsentativ dybde, hvor økosystemfunktionen er mest udtalt. Erfaring fra SDU har vist, at ålegræsenge i lavvandede (1-2 m dybe) områder kommer økosystemfunktionen hovedsageligt til udtryk i de øverste 10 cm af sedimentet.

Under indsamling og behandling af kernen kan der forekomme sammenpresning, især i bløde organiske sedimenter med højt vandindhold. Derfor beregnes for hver kerne en kompressionsfaktor for sedimentet (K_f). K_f beregnes som sedimenthøjden inde i kernen (S_i) divideret med sedimenthøjden uden for kernen (S_u). Disse kan dog ikke måles direkte. I stedet skal kernernes fulde længde (H_k) måles samt kernens udvendige højde fra toppen af sedimentet (H_u). Når kernen er trukket op, måles også højden fra toppen af sedimentet inde i kernen til toppen af kernen (H_i) (Figur 10). Tilføjelsen af en gummiprop i bunden af kernen øger højden af sedimentet inde i kernen. Derfor skal der lægges 1-2 cm til H_i for at beregne sedimenthøjden nøjagtigt. Kompressionsfaktoren (K_f) kan derefter beregnes med formlen:

$$K_f = \frac{S_i}{S_u} = \frac{H_k - H_i}{H_k - H_u}$$

Kernen kan opbevares koldt før videre behandling i laboratoriet. For at forhindre iltvind bør den øverste prop fjernes under opbevaring. Hvis der måles fosfor (P), skal prøverne behandles hurtigst muligt (inden for 1-2 dage).



Figur 10. Målinger anvendt til estimering af komprimeringsfaktoren (K_f) under sedimentkerneudvinding.

Laboratoriearbejde: I laboratoriet fjernes overfladevand og eventuelt store levende fauna eller flora. Skær kernerne i dybdelag (fx 0–1 cm, 1–2 cm, 2–5 cm, 5–10 cm osv.), justeret for sammenpresningen (K_f). Fra hvert lag tages en delprøve med et foruddefineret volumen (fx 5 mL), som anbringes i en forvejet aluminiumsbakke, materialet vejes (våd bulkdensitet) og tørres ved 105 °C i mindst 24 timer og vejes (tør bulkdensitet). Tør det resterende sediment på samme måde, og bland det med densitets-delprøven før videre behandling. Efter tørring kan sedimentprøverne opbevares tørt i forseglede poser, da næringsstofferne er fikseret.

Efter tørring formales sedimentet i en laboratorimølle ved 30/s i 30 sekunder. Brug det formalede sediment til at måle glødetab (LOI), N, P og Fe. For LOI brændes prøverne ved 510 °C i 5 timer. N, P og Fe måles med standardlaboratorteknikker afhængigt af de tilgængelige instrumenter.

Beregninger: For at beregne ålegræssets arealspecifikke effekt på næringsstofindholdet i sedimentet skal vi summere effekten på tværs af de forskellige sedimentlag. Som nævnt er ålegræssets effekt på næringsstofindholdet i sedimentet ofte begrænset til de øverste 10 cm af sedimentet (dvs. rhizosfæren). Den arealspecifikke pulje (g N/P m⁻²) for hvert lag beregnes ud fra næringsstofindhold og bulkdensitet. Her ganges bulkdensiteten (β) med lagets volumen (V), lagets dybde og det relative næringsstofindhold i forhold til tørvægt [N/P], og det hele divideres med kernens areal (a):

$$Layer = \frac{\beta \cdot V \cdot depth \cdot [N]}{a}$$

Dette gøres for hvert lag, og bar bund (BB)-lagene trækkes fra ålegræs (Z_m)-lagene. Forskellen lægges sammen for alle relevante lag for at summere den fulde arealspecifikke økosystemfunktion (Sed_{EF}):

$$Sed_{EF} = (Zm_{0-1} - BB_{0-1}) + \dots (Zm_n - BB_n)$$

Denitrifikation

Ålegræs stimulerer mikrobiel omdannelse af nitrat til atmosfærisk kvælstof gennem denitrifikation og eksporterer dermed kvælstof fra systemet (Zarnoch et al. 2017). Dette forstærkes af ålegræssets rødder, der tilfører ammonium, labilt organisk materiale og ilt, som understøtter koblet nitrifikation-denitrifikation (McGlathery et al. 2007). Den komplekse rodzone skaber mikrophabitater

med forskelligartede biogeokemiske forhold, hvilket styrker koblingen mellem nitrifikation og denitrifikation og øger kvælstofeksporten.

Der findes flere metoder til måling af denitrifikation, herunder acetylenassays, isotop-parring og N₂-argon-flux. Den komplekse rodzone udgør dog store udfordringer rent måleteknisk. Reagenser og isotoper kan ikke fordeles jævnt for at gengive *in situ*-forhold. Desuden kræver mange metoder, at sedimentkerner bringes til laboratoriet; herved skæres og beskadiges rhizomer og rødder, sedimentet forstyrres, og ilt-, lysniveauet og biogeokemiske forhold ændres, hvilket kompromitterer resultaterne. Desuden afspejler rate-baserede metoder kun kortsigtede processer. Estimering af den faktiske økosystemfunktion kræver omfattende tidsmæssige gentagelser. I lyset af disse begrænsninger er der i øjeblikket ingen pålidelig metode, som vi vil anbefale, til kvantificering af denne proces i ålegræsenge. Denne vejledning vil blive opdateret, hvis en robust metode udvikles.

Metoder anvendt i genopretning af biogene rev

Den følgende tekst skitserer aktuelle metoder, der bruges til at monitorere kvælstofkredsløbet i muslingebanker og østersrev, deres videnskabelige grundlag og metodiske overvejelser og deres relative styrker og begrænsninger. For en grundig gennemgang af eksisterende litteratur om muslingers biogeokemiske interaktioner henvises til Jackson et al., 2018, Jansen et al., 2019 og Ray og Fulweiler, 2021. For monitoring af næringsstoffer i sedimentet henviser vi til den tekniske anvisning TA nr. M23 'Næringsstoffer i sedimentet'¹⁵.

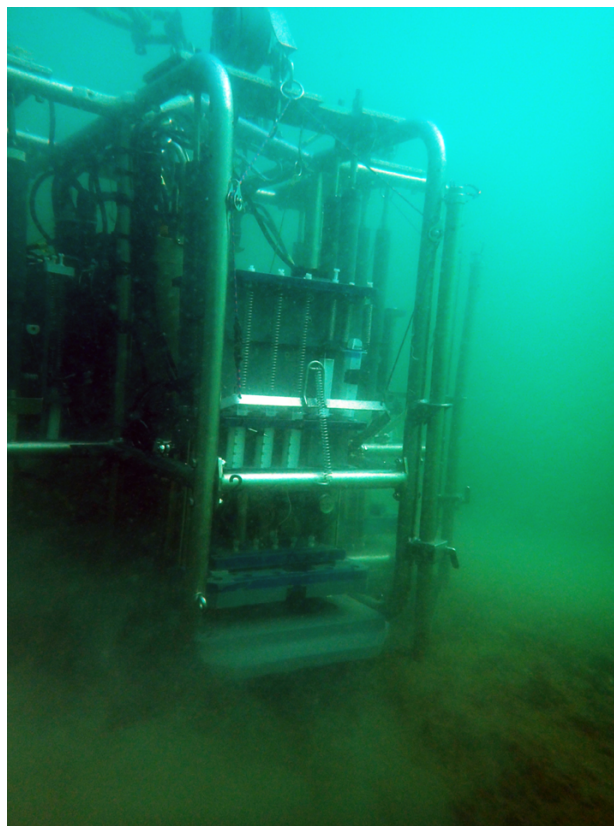
Denitrifikation

Denitrifikation involverer reduktion af nitrat (NO₃⁻) og nitrit (NO₂⁻) til frit kvælstof (N₂) og fjerner derved reaktivt kvælstof fra det akvatiske økosystem. Muslingebanker understøtter ofte forhøjede denitrifikationsrater på grund af akkumuleringen af organisk materiale fra muslingerne og dannelsen af redox-gradienter, der er gunstige for de denitrificerende mikrobielle samfund. Flere metodiske tilgange er blevet anvendt til at måle denitrifikation i muslingerev, der hver især har fordele og begrænsninger tilknyttet.

At kvantificere nøjagtige denitrifikationsrater i muslingebanker kan i praksis være udfordrende og ressourcekrævende. Processen indebærer typisk indeslutning af en del af banken, det underliggende sediment og det overliggende vand i et kammer; eller som proxy en rekonstruktion af denne konfiguration i en mesokosmos. Efterfølgende måles ændringer i N₂-koncentrationer over i en bestemt tidsperiode fx via batch-inkubationer, hvor ændringer i N₂-koncentrationen bestemmes ved regressionsanalyse, eller gennemstrømningsinkubationer, hvor forskelle i N₂-koncentrationen mellem indløbs- og udløbsprøver måles. Kamrene kan placeres *in situ* manuelt på banken i et tidevandområde, af en dykker eller der kan anvendes en lander (Figur 11) i områder med permanent vanddække. Selvom *in situ* eksperimenter bevarer de naturlige forhold, er der åbenlyse begrænsninger for tilstrækkelig replikation og udfordringer ved selve prøvetagningsprocedurerne. Automatiserede benthiske lander-systemer løser nogle af disse udfordringer, men muslingebankernes komplekse fysiske struktur kan i sig selv være en udfordring i forhold til om landerens kamre kan forsegles banken og sedimentet tilstrækkeligt. Prøver kan også udtages fra muslingebanken for at foretage *ex situ*-eksperimenter, her kan selve udtagningsprocessen forstyrre de biogeokemiske gradienter, ligesom logistiske forhold ofte begrænser replikation og den rumlige dækning. Ved *ex situ*-eksperimenter er det vigtigt at sikre prøvens vertikale struktur for at kunne kvantificere repræsentative denitrifikationsrater. Metoder, hvor der sker blanding af benthiske prøver, bør undgås, da opblandingen forstyrrer

¹⁵ https://ecos.au.dk/fileadmin/ecos/Fagdatacentre/Marin/TA_M23_Naeringsstoffer_i_sediment_ver2_1.pdf

sedimentstrukturen og de naturlige redox-gradienten og dermed potentielt ændrer den mikrobielle samfundssammensætning og denitrifikationspotentialet. I naturtyper med store forekomster af mikrofytobentos eller makroalger kan lysforhold ændre de bentiske fluxer, og forskelle mellem lys- og mørke-fluxer bør tages i betragtning. Størrelsen og typen af det anvendte inkubationskammer skal være passende for bankens kompleksitet. Mindre kamre er lettere at betjene, men er måske ikke repræsentative for muslingebanken, mens større kamre kan måle mere realistiske rater under de ofte heterogene forhold ved komplekse muslingebanker, men medfører yderligere omkostninger og logistiske udfordringer. At måle *in situ* strømforhold er også vanskelige pga. tidevand eller vinddrevne strøm. Vandet i kamre blandes derfor ofte ved hjælp af magnetomrører eller propeller for at simulere strøm og forhindre lagdeling. Imidlertid vil omrøringshastigheden påvirke biogeokemiske udvekslingsrater ved at ændre tykkelsen af det eksisterende grænselag alt efter omrørers hastighed.



Figur 11. En automatiseret bentisk lander med inkubationskamre fra Göteborgs Universitet, *in situ*. Foto: Daniel Taylor

Flere analytiske metoder anvendes rutinemæssigt til at kvantificere denitrifikationsrater. Acetylenhæmningsteknikken indebærer tilsætning af acetylen (C_2H_2) for at hæmme N_2O -reduktase-enzymet og dermed forhindre det sidste trin i denitrifikationen ($N_2O \rightarrow N_2$). Ændringen i N_2O -koncentration måles derefter via gaschromatografi (GC). Selvom metoden er relativt enkel at implementere, resulterer metode ofte i en undervurdering af denitrifikationen på grund af ufuldstændig hæmning af N_2O -reduktase. Acetylen kan også hæmme nitrifikation og dermed påvirke koblede nitrifikation-denitrifikationsprocesser og inkluderer desuden ikke kvælstoffiksering eller anammox, som bidrager til netto- N_2 -fluxen. På grund af disse ulemper anbefales acetylenhæmningsteknikken generelt ikke til kvantificering af denitrifikation i muslingebanker.

N₂/Ar-metoden måler ændringen i forholdet mellem opløst N₂ og Ar ved hjælp af et membran-inlet-massespektrometer (MIMS) (Jackson et al., 2018). Denne teknik har en høj præcision og kræver ikke "headspace-ækvilibrering", hvilket giver en direkte måling af N₂-fluxer under naturlige forhold. Derudover kan den samtidig måle O₂-fluxer, hvis O₂ ikke fjernes under analysen. Metoden er dog følsom over for bobledannelse, hvilket kan føre til fejlagtige værdier. Derudover kan potentiel produktion af nitrosonium (NO⁺) under MIMS-analyse resultere i højere N₂-produktionsestimater. På trods af disse begrænsninger anses N₂/Ar-metoden for at være en af de mest nøjagtige og pålidelige teknikker til kvantificering af denitrifikation i muslingebanker.

Isotope Pairing Techniques (IPT) indebærer mærkning af puljen af opløst uorganisk kvælstof (DIN) med ¹⁵NO₃⁻ eller ¹⁵NH₄⁺ og sporing til N₂-puljen. Denne metode giver detaljerede oplysninger om de mekanistiske processer, der bidrager til netto-denitrifikation, samt andre processer såsom dissimilatorisk nitratreduktion til ammonium (DNRA). Denne metode er dog følsom over for mængden af tilsat isotop, hvilket kan påvirke målingerne. IPT resulterer ofte i lavere denitrifikationsrater sammenlignet med N₂/Ar-metoden, og er følsom over for aktiviteten af andre processer. Selvom IPT er nyttig til at undersøge de grundlæggende processer, er den sandsynligvis ikke lige så pålidelig til kvantificering af netto-denitrifikation i komplekse muslingebanker (Ray et al., 2021).

Monitering af erosion og sedimentstabilitet – *stenrev*

Genopretning af stenrev giver betydelige kystbeskyttelsesfordele gennem dæmpning af bølgeenergi og sedimentstabilisering (Bjerregaard & Grolin, 1998; Stone et al., 2005). Stenrev afdæmper effektivt bølgeenergi via flere mekanismer, og effektiviteten af bølgedæmpningen afhænger af revets strukturelle kompleksitet, geometri og placering i forhold til de fremherskende bølgeforskydninger, hvor beskyttelsesfordelene strækker sig fra meter til kilometer fra genopretningsområdet.

Monitering af erosion og sedimentstabilitet er afgørende for at kunne vurdere langtidseffekten af stenrevs genopretning. Moniteringen bør kombinere anbefalede metoder, der også kan implementeres af frivillige, med yderligere avancerede metoder, der giver supplerende data (Tabel 8).

Visuelle metoder

Visuelle metoder (fx fotografering) kan detektere ændringer i revstruktur og omgivende sedimenter. Etablering af stationære fotopunkter omkring genopretningslokaliteten ved hjælp af faste markører eller GPS-koordinater gør det muligt at dokumentere stabiliteten og forskydninger af stenrevene, sedimentakkumuleringsmønstre omkring revene, tegn på erosion, ændringer i substratsammensætning og revenes overordnede strukturelle integritet. Denne tilgang giver mulighed for en omkostningseffektiv monitering til at følge storskalaændringer, der måske ikke er synlige gennem enkeltobservationer. Billeddokumentationen bør standardiseres, så der opretholdes ensartede vinkler, afstande og lysforhold ved hvert monitoringspunkt. Det er vigtigt med en systematisk nummerering samt at føre detaljerede logbøger med dato, tidspunkt, vejrforhold og observationsnoter. Endelig bør fotos og data opbevares med systematisk navngivning, og der bør udvikles en omfattende fotodatabase, der muliggør sammenligning over tid og dermed gør det muligt at detektere både gradvise ændringer og pludselige påvirkninger fra fx stormhændelser.

Sedimentfælder

Sedimentfælder giver viden om sedimentflux og transportdynamik og muliggør evaluering af, hvor effektivt stenrevet afbøder kysterosion. Sedimentfælder i form af PVC-cylindre eller flade opsamlingsplader placeret nedstrøms for stenstrukturene med indløb ca. 5 cm over havbunden. Der skal udsættes flere fælder pr. lokalitet for at tage højde for rumlige forskelle, idet de placeres, så de indfanger sedimentbevægelse i de fremherskende strømretninger baseret på lokalt kendskab til strømforhold. Fælderne bør sikres for at forhindre forskydning under selve udsætningen og markeres for de kan indsamles efter måleperioden (Lund-Hansen et al., 2004).

Ved afslutning af målingen hentes fælderne forsigtigt for at undgå sedimenttab, hvorefter det opsamlede materiale tørres og vejes for at beregne sedimentflux. Ved udsætning og indhentning registers bølgehøjde, strømstyrke og vejrforhold, da disse faktorer i betydelig grad påvirker sedimenttransportraten. Det er derefter muligt at korrelere sedimentfluxmålinger med bølge- og strømforhold for at forstå sammenhængen mellem hydrodynamiske kræfter og erosionsmønstre, hvilket giver værdifuld viden om stenrevets effektivitet med hensyn til at reducere sedimenttransport og kysterosion.

Sedimentkerner

Sedimentkerner er et nyttigt værktøj i forhold til at følge tidsmæssige ændringer i substratsammensætning, hydrodynamiske forhold og effektiviteten af genopretningstiltagene. Ved

at udtage og analysere vertikale profiler af uforstyrrede sedimentkerner kan forskere rekonstruere, hvordan det sedimentære miljø reagerer på både naturlige kræfter og tekniske indgreb over tid.

For at implementere denne tilgang indsamles simple sedimentprøver fra repræsentative steder omkring revet ved hjælp af cylindre. Sørg for, at hvert prøvetagningspunkt logges med præcise GPS-koordinater for at lette konsekvent genprøvetagning i fremtidige kampagner, og notér andele af mudder, sand og grus. Tag standardiserede fotografier af hver kerne umiddelbart efter udtagning for at muliggøre visuel sammenligning på tværs af prøvetagningstidspunkterne.

Hvor det er muligt, hentes kerner i triplikater ved hver station for at opfange småskala rumlig variabilitet og forbedre den statistiske robusthed. Tilbage i laboratoriet ovntørres prøverne ved 60 °C, indtil de når konstant vægt, hvorefter de sigtes gennem en række standardiserede sigtestørrelser for at adskille kornstørrelsesfraktioner. Ud fra disse data beregnes centrale sedimentære parametre såsom porøsitet (fra bulk- og faststofdensiteter), bulkdensitet (tørmasse pr. volumenenhed), median kornstørrelse (D_{50}) og kornstørrelsesfordeling (procentdele af sand, silt og ler).

Fortolkning af forskydninger i kornstørrelsesfordeling over tid giver indsigt i den lokale hydrodynamik; finere sedimenter indikerer generelt forhold med lavere energi og mere effektiv bølgedæmpning forårsaget af stenrevne, mens ændringer i porøsitet og bulkdensitet afspejler en udviklende substratstabilitet. Tilsammen belyser disse parametre den gradvise ændring af de benthiske forhold som funktion på både miljømæssig påvirkning og genopretningsaktiviteter.

Vandprøver

Målinger af vandklarhed og turbiditet indikerer mængden af suspenderet sediment i vandsøjlen, hvor højere turbiditet antyder øget resuspension eller transport af sediment fra erosionsprocesser. Temperaturmålinger og grundlæggende visuelle observationer af bølgeforhold, strømstyrke og synlige sedimentfaner giver kontekstuel information om de fysiske kræfter, der i genopretningsområdet.

For at sikre datasammenlignelighed over tid, bør der implementeres en simpel, men konsekvent monitoringsprotokol ved at foretage målinger på de samme steder og dybder ved hver prøvetagning. Registrer alle miljøforhold under indsamlingen af prøver, herunder vej og eventuelle usædvanlige omstændigheder såsom nylige storme, byggeaktivitet i nærheden eller sæsonvariationer, der kan påvirke vandkvalitetsparametrene. Brug en simpel Secchi-skive eller turbiditetssensor, hvis den er tilgængelig, da simple visuelle vurderinger af vandklarhed kan give informationer om generelle tendenser, når de udføres systematisk og sammelignes over tid.

Structure-from-motion-fotogrammetri og multibeam-sonar

Avancerede teknikker genererer højopløselige digitale terrænmodeller (DEM'er), der kan levere præcis kvantificering af morfologiske ændringer omkring stenrev med centimeterskala-nøjagtighed. Structure-from-motion-fotogrammetri indebærer etablering af ground-control-markører på og mellem sten ved hjælp af permanente referencepunkter og derefter indsamling af overlappende billeder med $\geq 70\%$ overlap ved hjælp af undervandskameraer, ROV'er eller droner. Billederne behandles ved hjælp af specialiseret software for at skabe detaljerede DEM'er, der kan detektere subtile ændringer i havbundens topografi, udvikling af erosionshuller og omfordelingsmønstre af sedimentet omkring de genoprettede stenrev. Anvendelse af multibeam-sonar supplerer fotogrammetri ved bredere bathymetrisk kortlægning, der kan detektere sedimenttransportmønstre i permanent, vanddækkede områder og monitere ændringer i havbundens morfologi over tid. Sonarsystemer kortlægger større arealer mere effektivt end fotogrammetri og leverer baseline-

data, der er afgørende for hydrodynamisk modellering. Begge teknikker gør det muligt at sammenligne på hinanden følgende undersøgelser gennem GIS-analyse og kvantificere ændringer i erosionshullers dybde og areal, samtidig med at man følger udviklingen af sedimentaflejringer og erosionstræk forårsaget af genopretningen af stenrev til kystbeskyttelse (Ventura et al., 2022; Ferrini & Flood, 2005).

Acoustic Doppler Current Profiling (ADCP)

Acoustic Doppler Current Profiling (ADCP) tilbyder et højopløseligt billede af det tredimensionelle strømforhold omkring stenstrukturer og gør det muligt at koble hydrodynamisk påvirkning til mønstre i sedimenttransport, erosion og udvikling af stenrevet over tid. Anvendelse af ADCP og hydrodynamisk modellering kræver avanceret og ofte dyrt udstyr samt specialiseret viden i forhold til både dataanalyse samt modellering. Det anbefales at udsætte ADCP'en 0,5-1 m over havbunden for at registrere tredimensionelle hastighedsprofiler ved 1 Hz-frekvens, hvilket giver detaljerede data om vandbevægelse og hydrodynamiske forhold omkring stenrevne. (Kostaschuk et al., 2005).

ADCP-data kan anvendes til at: 1) identificere specifikke strømforhold, der driver erosion omkring stenrevne, 2) validere de hydrodynamiske modeller, der bruges til genopretningsdesign, og 3) bestemme kritiske strømningshastigheder for sedimentmobilisering. Disse informationer kombinerer observerede erosionsmønstre med hydrodynamiske forhold, hvilket muliggør adaptive forvaltningsbeslutninger i forhold til placering, dimensionering og orientering af stenrevne.

Remote sensing og hydrodynamisk modellering

Remote sensing ved hjælp af satellitter eller luftbårne droner kan dokumentere effekterne af genopretning af stenrev på havbunds- og kystlinjeændringer over tid. Desuden kan disse observationer levere værdifulde data om bølgeenergidæmpningsmønstre, sedimentomfordeling på landskabsskala og langsigtet kystbeskyttelseseffektivitet. Denne viden om effekterne ved genopretning af stenrev kan integreres med tilstødende kystforvaltningsindsatser og bidrager til bredere økosystemfunktioner og -tjenester.

Hydrodynamisk modellering supplerer observationsdata ved at simulere strømdynamikken, sedimenttransport og bølgeinteraktioner omkring de genoprettede rev. Modelleringen kan dermed bidrage til at vurdere effekten af genopretningsindsatserne under forskellige miljøscenarier som fx stormhændelser, havniveaustigning og sæsonvariationer.

Monitering af vandklaring – *biogene rev og storskala ålegræsenge*

Vandbevægelse transporterer partikler forbi filtrerende muslingebanker; hvilket resulterer i en flux af partikler ned mod muslingebanken. Partikelkoncentrationen har derfor en tendens til at falde, efterhånden som vandet transporteres hen over en muslingebanke. I ålegræsenge observeres et fald i partikelkoncentrationen, fordi ålegræssets bladkrone reducerer vandstrømmen og dermed øger sedimentationen samt reducerer resuspensionen. Desuden spiller rhizomerne og rødderne en rolle i forhold til at stabilisere sedimentet. Det kræver flere hektar store ålegræsenge for at give en målbar effekt. Derfor bør genopretningsprojekter med småskala-udplantninger af ålegræs ikke inkludere vandklarhed som en nøgleøkosystemfunktion. I Bilag 1 findes der metoder til monitering af vandklarhed leveret af storskala-genopretningsindsatser hvor der etableres flere hektar ålegræsenge.

For muslingebanker kan faldet i partikelkoncentrationen bestemmes ved periodevis eller kontinuerlige målinger af partikelfraktionerne. Til karakterisering af vandklarheden kræves der derfor målinger af lysgennemtrængningen i vandsøjlen samt hydrodynamikken. Tilgangen i forhold til at lave et monitoringsprogram, der vil kunne dokumentere de ønskede rumlige og tidsmæssige skalaer af vandklaring vil skulle afveje de praktiske forhold i forhold til skala, opløsning, ekspertise, udstyr og tilgængelige ressourcer, da det er både tidskrævende og kræver specialviden og -udstyr for at kunne dokumenteres.

Målinger af vandklaring skal altid måles som relativ til de omgivende forhold. Dette betyder, at der skal være både målinger på referenceområder og område, der bliver påvirket af muslingernes filtration. Forsøgsdesignet skal således inkludere både den rumlige struktur og udstrækning af vandklaring omkring og over muslingebanken samt måling af de lokale hydrodynamiske forhold. Prøvetagningsfrekvensen for forskellige parametre er meget afhængig af variabiliteten i de lokale forhold, men relative forskelle mellem omgivelse og muslingebanke gør det muligt at foretage en tilfredsstillende måling og dermed fortolkning af vandklaringens størrelse. Da vandklaring hovedsageligt drives af muslingernes filtrering af organiske partikler (fytoplankton), bør prøvetagningen finde sted i den periode med højere produktivitet (forår til tidligt efterår). Omfanget af monitoringsindsatsen afhænger af formålet med at forbedre vandgennemsigtigheden fx vil størrelse og skala være begrænset til et relativt lille areal hvis formålet er at forbedre vandets klarhed i en nærværende liggende ålegræseng, hvorimod hvis formålet er at reducere at reducerer klorofyl-a-koncentrationerne på økosystemniveau, så vil monitorings omfang være betydeligt større og langt mere omfattende.

Der er to hovedkomponenter, der typisk indgår i et monitoringsprogram: 1) lyssvækkende faktorer og 2) vandbevægelse. Monitering af lyssvækkende faktorer kan yderligere opdeles i fokus på seston-karakteristika eller vandets optiske egenskaber. De to udelukker ikke hinanden og har faktisk betydeligt overlap. Den simpleste moniteringstilgang involverer blot en relativ forskel i totalt suspenderet materiale mellem et referenceområde og inden for muslingebanken. Et omfattende program inkluderer flere parametre til måling af seston-bestanddele, der dækker forskellige tids- og rumlige skalaer, samt en grundig karakterisering af den lokale hydrodynamik. De følgende afsnit beskriver kort metoder til monitering af vandklarhed, eksempler på tilgængelige udstyr og afvejningsovervejelser. Et overblik over de forskellige metoder kan findes i tabel 5.

Metoder til monitering af seston og vandets optiske egenskaber

Lysets gennemtrængning gennem vandsøjlen påvirkes af flere komponenter, som generelt udgøres af seston, opløst materiale og vandet selv. Seston refererer til suspenderede partikler i vandsøjlen, som kan være organiske eller uorganiske, og omfatter et bredt spekter af størrelser og

egenskaber. I danske kystfarvande er den vigtigste seston-bestanddel organiske partikler, og udgøres hovedsageligt af fytoplankton. Suspenderet organisk materiale udgør føde for muslingerne og er derfor de dominerende partikler, der filtreres, så koncentrationer og koncentrationsgradienter af suspenderet organisk materiale er derfor vigtige for at kunne monitorere vandklaring som en økosystemfunktion. For flere detaljer henviser vi til følgende tekniske anvisninger TA nr. M01 'Indsamling af vand og planktonprøver i felten'¹⁶, TA nr. M03 'CTD-måling'¹⁷, TA nr. M05 'Fluorescens'¹⁸, TA nr. M06 'lyssvækkelse'¹⁹ og TA nr. M07 'Klorofyl a koncentration'²⁰.

Seston monitoreret ved diskret vandprøvetagning

Diskret vandprøvetagning indsamles som punktprøver og over tid. Klassisk vandprøvetagning udføres enten ved pumpning eller indsamling med fx vandhenter fra en kendt dybde. For de fleste parametre foretrækkes indsamling med vandhenter, da mange pumpetyper kan forstyrre forholdene i vandsøjlen omkring pumpeindløbet, kan ændre partikelfordelingen (fx desintegration i pumpehjulet) eller generer vandmængder, der typisk er unødvendige eller uhåndterbare til analyse, hvilket dog afhænger af pumpens flowrate. En vandhenter er et simpelt, billigt apparat, der generelt fungerer ved at kaste vandhenteren over bord, nedsænke det til den ønskede dybde, udløse mekanismen, så vandprøven tages og herefter trække vandhenteren op. Vandet analyseres derefter om bord eller opbevares i rene beholdere og mørkt og koldt indtil de analyseres i laboratoriet samme dag. Denne proces gentages typisk på en eller flere faste stationer, hvor der foretages flere replikate målinger på hver station, hvilket kan tage flere minutter. Den største fordel ved diskrete vandprøver er muligheden for direkte karakterisering af partiklerne. Nødvendigheden af faste stationer og fysisk indsamling er generelt tids- og ressourcekrævende på grund af 1) sejltil mellem stationer, 2) fysisk prøveopbevaring og 3) efterfølgende prøvebehandling og -analyser i laboratoriet. Dette begrænser indsamling af antallet af prøver, og samtidig skal opløsningen i både tid og rum være tilstrækkelig.

Parametre, der typisk analyseres i diskrete vandprøver, er koncentrationer (volumetriske) eller efter artssammensætning. Volumetriske parametre omfatter mængden (fx mg/L) af suspenderet materiale, organisk fraktion af suspenderet materiale, klorofyl-a eller andre pigmenter. Suspenderet materiale og klorofyl-a bestemmes ved standardmetoder (for detaljer henviser vi til standardprotokoller som fx HELCOM 2017 og Walsham et al., 2022). Der er variation i nogle af teknikkerne, såsom hvilket opløsningsmiddel der bruges til ekstraktion, filteringsmetode, centrifugering, analytisk udstyr og prøvetransport. De fleste genopretningsprojekter vil kunne gennemføre analyser af suspenderet materiale og kvantificering af klorofyl-a hvis de har adgang til passende udstyr (dvs. spektrofotometer, fluorometer) og har er blevet oplært i disse metoder.

Prøver kan også undersøges i forhold til at karakterisere sammensætningen af seston. Traditionelle mikroskopi teknikker bruges til at tælle og identificere forskellige grupper af fytoplankton, zooplankton og bakterieplankton. Traditionelle mikroskopi analyser kræver varierende grader af ekspertise afhængigt af identifikationsniveauet og kan være meget tidskrævende. Partikeltællere og størrelsesanalysatorer har været brugt i flere år og kan give viden om partiklernes størrelsesspektre, og dermed data på, hvilke fraktioner af partikler der filtreres af muslingerne. Flowcytometri er efterhånden blevet en etableret metode til karakterisering af partikelstørrelses- og formspektre. De fleste af de omtalte metoder vil være supplerende metoder

¹⁶ https://ecos.au.dk/fileadmin/ecos/Fagdatacentre/Marin/TA_M01_Indsamling_af_vand_og_planktonproever_i_felten_ver1.pdf

¹⁷ https://ecos.au.dk/fileadmin/ecos/Fagdatacentre/Marin/TA_M03_CTD_maaling_ver2.pdf

¹⁸ https://ecos.au.dk/fileadmin/ecos/Fagdatacentre/Marin/TA_M05_Fluorescens_ver1.pdf

¹⁹ https://ecos.au.dk/fileadmin/ecos/Fagdatacentre/Marin/TA_M06_Lyssvaekkelse_ver3.pdf

²⁰ https://ecos.au.dk/fileadmin/ecos/Fagdatacentre/Marin/TA_M07_Klorofyl_a_ver2.pdf

og mest relevant for genopretningsprojekter med videnskabelig deltagelse, hvor tilstrækkelig viden og udstyr er til rådighed.

Vandets optiske egenskaber monitoreret ved diskret prøvetagning

En klassisk metode til karakterisering af lyssvækkelse er Secchi-skiven. Denne metode indebærer, at en hvid eller ternet skive sænkes ned i vandet og dybden noteres, når den ikke længere er synlig. Dette er den simpleste og billigste metode til at kvalificere vandklarhed, men den er upræcis pga. forskelle i observatørens opfattelse af hvornår skiven er synlig eller bliver påvirket af forskellige forhold der bidrager til varierende lysforhold fx skydække, vindforstyrrelse af vandoverfladen, solvinkel og skygge fra fartøjet. I mangel af andre metoder kan Secchi-dybden stadig bruges til at vise forskelle i lyssvækkelse i vandsøjlen.

Lysets gennemtrængnings- (transmittans) og absorptionsspektre i indsamlede vandprøver kan måles i et spektrofotometer. Disse spektre afslører de distinkte absorptionssignaturer fra lyssvækkende komponenter, fx absorberer farvet opløst organisk materiale (CDOM) stærkt i det ultraviolette område, mens fytoplankton har karakteristiske pigmentabsorptionstoppe, såsom klorofyl-a i de blå (~440 nm) og røde (~675 nm) områder. For yderligere information om lys- og optisk teori i kyst- og havvand henvises til The Ocean Optics Web Book (Mobley et al., 2022). Metoden kræver rene (ultrafiltrerede) kontrolprøver og trinvis filtrering af prøver, og selvom det er relativt ligetil, er behandlingen af prøverne tidskrævende, udstyret ofte dyrt, og dataanalyse og fortolkning kræver betydelige erfaring/ekspertise.

Vandets optiske egenskaber monitoreret ved faste sensorer

Sensorer kan måle forskellige miljøparametre, hvor indsamlingen/målingen for de fleste sensorer foregår i en afstand på få cm fra sensoren, hvilket betyder, at den rumlige opløsning begrænser sig til punkter i vandsøjlen. Det er derfor fordelagtigt at udsætte sensorer i mere end én dybde for at opfange de vertikale forskelle i vandsøjlen.

Der findes mange standardsensorer fra producenter og sekundære leverandører, og der har ofte interne logningsfunktioner og dertil hørende software med simpel opsætning til udsætning og efterbehandling, men der er også rig mulighed for at gør-det-selv initiativer.

Typiske parametre for standardsensorer og som er relevante for måling af vandets klarhed:

- Fysiske
 - Konduktivitet
 - Temperatur
- Optiske
 - Beam attenuation
 - Backscatter
 - Absorption
 - Partikelstørrelsesfordeling
 - Fotosyntetisk aktiv stråling (PAR)
- Proxyer
 - Klorofyl-a
 - Turbiditet
 - Farvet opløst organisk materiale (CDOM)/Fluorescerende opløst organisk materiale (FDOM)

I de fleste genopretningsprojekter er det ikke nødvendigt med højopløselig monitoring af fx konduktivitet og temperatur, da den daglige variabilitet i danske kystfarvande ofte er relativ små, hvorfor en enkelt position i vandsøjlen ofte er tilstrækkelig. Optiske sensorer kan enten fokusere på vandets egne optiske egenskaber (fx Beam attenuation eller Backscatter) eller "tilføjede" egenskaber (fx Photosynthetically Active Radiation, PAR). Vandets egenskaber er uafhængige af lysforhold og kræver derfor ikke en referencesensor i overfladen, mens monitoring af "tilføjede" egenskaber typisk kræver en overfladereference. Backscatter-målinger giver information om koncentration af partikler i vandet, og vil derfor blive påvirket af muslingernes filtration, som påvirker vandet klarhed, mens beam attenuation måler vandets absolutte klarhed. Instrumenter, der har sensorer, der er i stand til at måle backscatter og beam attenuation enten alene eller i kombination med andre sensorer der kan måle absorption eller partikelstørrelsesfordelinger er ofte meget dyre, og kræver betydelig ekspertise at anvende og analysere data. Placering af PAR-sensor på en given dybde sammenholdt med en referencesensor umiddelbart under vandoverfladen bruges til at beregne lyssvækkelseskoefficient (K_D) på den målte vanddybde. PAR vil ofte være den mest relevante optiske parameter at inkludere i forbindelse med genopretningsprojekter med muslingebanker. Der findes også andre sensorer, der kan bruges som proxy for kvantificering af lyssvækkelse, fx klorofyl-a-fluorescens, turbiditet og farvet/fluorescerende opløst organisk materiale (CDOM/FDOM). Af disse, er klorofyl-a den mest almindelige parameter i forhold til at monitorere effekten af muslingers filtration, da klorofyl-a repræsenterer fytoplankton, som udgør muslingernes føde. En anden parameter er turbiditet, men denne er ofte vanskelig at fortolke, da den er følsom over for reflekterende (uorganiske) partikler i vandet og derfor er det nødvendigt med en grundig kalibrering med gentagende replikater af lokale sedimenter.

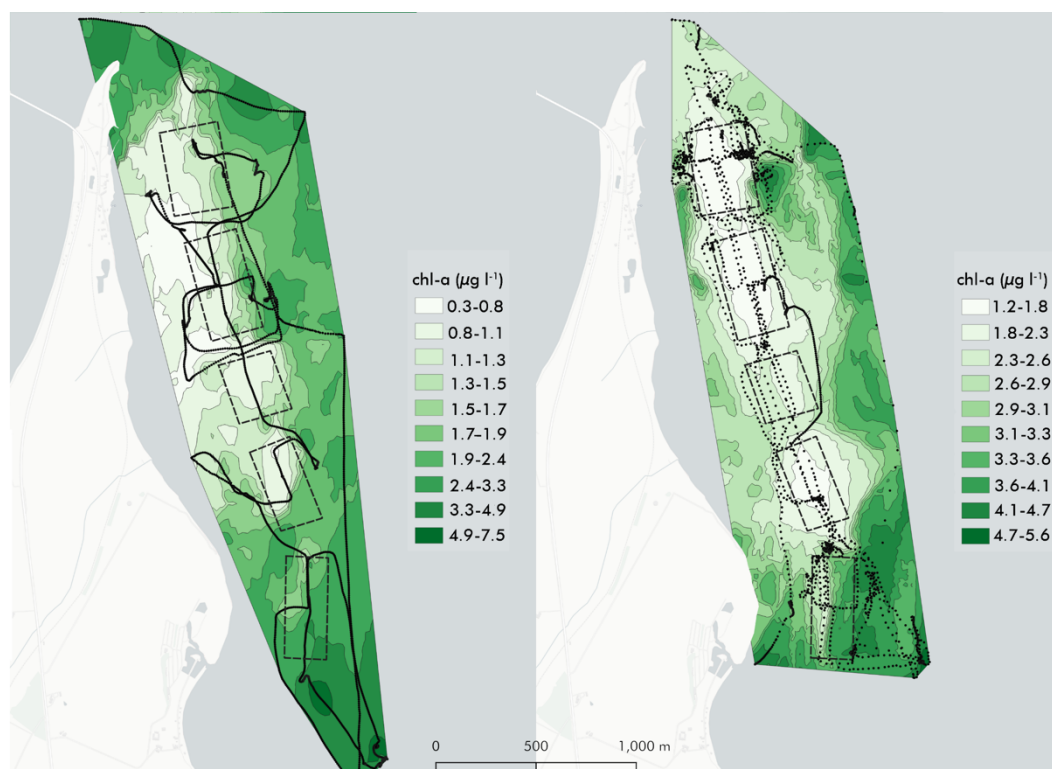
Farvet opløst organisk materiale (CDOM) og fluorescerende opløst organisk materiale (FDOM) udgør inaktivt opløst materiale, der effektivt absorberer lys, og er ansvarligt for den brunlige farvning af nogle floder og søer. Generelt er indholdet af CDOM/FDOM i kystnære farvande meget lave, men kan i indre lukkede brakvandsområder forekomme i betydelige koncentrationer. Generelt for alle proxysensorer vil der skulle foretages en lang række antagelser, og der vil ofte være stor variation og behov for jævnlig kalibrering. På trods af deres ofte beskedne pris og evne til at logge kontinuerte dataserier vil de ofte være af mindre relevans i mindre genopretningsprojekter og bør kun indgå, hvis de understøtter formålene ved genopretningen og der er tilstrækkelige ressourcer til rådighed.

Seston og vandets optiske egenskaber: Synoptiske undersøgelser og profilering

Synoptiske undersøgelser og profilering indsamler periodevis data i linjer, planer eller volumen. Integration af faste sensorer på et fartøj, der sejler transekter, giver mulighed for at kortlægge parametre over et stort areal i to- eller endda tre-dimensioner. Klassisk profilmåling af vandsøjlen med en pakke af sensorer kan være en hurtig metode til at monitorere de relevante parametre vertikalt og kan gentages i en gitteropdeling over et større areal for at kortlægge parameterfordelinger i to- eller tre-dimensioner. Et klassisk undersøgelsesdesign er at pumpe vand fra en dybde om bord på et fartøj og ind i en beholder, hvor sensorerne er placeret (fx en FerryBox). Alternativt kan sensorerne placeres ved siden af fartøjet på en dybdefikseret ramme med kabler, der løber til overfladen og om bord på fartøjet, eller pakken af sensorer kan trækkes efter fartøjet. Uanset tilgange er der behov for præcis positionsangivelse, hvor der tages højde for eventuelle tidsforsinkelser (forskel mellem indtag og til sensor) samt relativ forskel mellem GPS-positioner (afstand mellem fartøj og pumpe). Det anbefales at anvende en pumpe (membran- eller skruerpumpe), der ikke ødelægger eller på anden måde forstyrrer partikelsammensætningen, og pumperaten holdes konstant for undgå unødigt koordinering med fartøjets position.

Inden monitoringen igangsættes, er der adskillige overvejelser i forhold til setup samt potentielt tidskrævende kalibreringsprocedurer, der er nødvendige at foretage for at de synoptiske undersøgelser kan gennemføres korrekt. Et simpelt setup med en enhed (fx CTD) der trækkes eller monteres på et langsomtsejlende fartøj kræver ikke de store overvejelser i forhold til indsamlingsprocedure og analyser. Et inline-system med forskellige pakker af sensorer og indpumpning af vand fra forskellige dybder vil kræve betydeligt større forberedelse og overblik for at monitorere og registrere prøvetagningen. Der henvises til IOCCG Protocol Volume 4 for yderligere information om inline-systemer (Neeley et al., 2019).

Synoptiske kortlægningsøvelser kan give både nøjagtig og præcis rumlig information om udstrækningen og størrelsen af vandklaring omkring en muslingebanke, og er nyttig for praktikere, forskere og interessenter. Kortlægning kan også være nyttig til at evaluere ændringer over tid fx i relation til bankeudvikling, sæsonvariation eller forskellige hydrodynamiske regimer (Figur 12). Fartøjets hastighed er typisk lav og derfor kan sådanne undersøgelser være meget tidskrævende. Fortolkning og efterbehandling af undersøgelsesdata kræver ofte avanceret GIS- eller rumlig statistisk ekspertise for at præsentere nøjagtige repræsentationer af dataene.



Figur 12. Eksempel på synoptisk undersøgelse af klorofyl-a i et muslingeopdrætsanlæg på to forskellige dage. Klorofylkoncentrationer er angivet i grønne nuancer, mens fartøjets sejlroute er angivet som stiplede linjer. Interpolationer af klorofylkoncentrationer er gennemført et konvekst polygon indenfor undersøgelsesområdet (Taylor et al., 2021)

Vandets optiske egenskaber monitoreret ved remote sensing

Remote sensing indsamler data i en dimension og periodevis. Monitoring af farve med remote sensing fra UAV, fly og satellitter er en integreret del af marine monitoringsprogrammer af vandkvalitet og biogeokemi. Remote sensing til monitoring af effekten af muslingernes filtration er relativ ny, og har begrænset anvendelse pga. relativ stor rumlige opløsning og at detektionsdybden af den relativ vandklaring er begrænset. Selvom farvedata indsamlet med satellitter er frit tilgængelige via Copernicus (copernicus.eu) er der ofte behov for ekspertviden til at udvælge

egnede algoritmer og behandlingsprocedure. Derudover er der en begrænsning i anvendeligheden af satellitdata både i forhold til, at der skal være skyfrit under satellitoverflyvningen og at selv i relativt lavvandede områder (<6 m) vil det potentielt set ikke være muligt at detektere ændringer i vandets klarhed forårsaget af genoprettede muslingebanker på bunden, da ændringerne ikke kan detekteres fra overfladen. Remote sensing anbefales derfor ikke til monitorering af farve medmindre der er et særligt videnskabeligt fokus på metodeudvikling.

Metoder til monitorering af hydrodynamik

Vandbevægelse (strømforhold) beskriver vandets hastighed og retning. Strømforhold kan være stabil eller ustabil, uniform eller ikke-uniform og kan forgå i alle tre dimensioner. Strømforholdene varierer generelt med dybden og ofte ses hastighedsgradienter i grænselag. Strømmønstre på både lille og stor skala har indvirkning på næringsstoftransport, partikel- og organismespredning samt generelle dynamikker i økosystemet. Strømforhold påvirker vandsøjlen stabilitet og beskrives generelt som enten laminar eller turbulent. Laminare strømforhold forekommer typisk ved lave hastigheder og kendetegnes af glatte, stabile lag af vand, der strømmer parallelt, og hvor der generel ikke sker opblanding af vandsøjlen. Turbulente strømforhold er kendetegnet ved kaotisk og uregelmæssig vandbevægelse, som øger opblandingen af vandlag pga. hvirveldannelse. Muslingebankernes ru overflader kan forårsage moderate ændringer i strømhastigheder og mindre hvirveldannelse (turbulens), som påvirker graden af opblandingen af vandlaget lige over muslingebanken, hvilket har betydning for partikeltransportdynamik og dermed for muslingernes filtration.

Vandsøjlen kan være inddelt i forskellige lag pga. forskelle i vandets densitet. Forskelle i vandets densitet skyldes forskellig saltholdighed (ferskvandstilførelse eller vindstuvning) eller temperatur (solopvarmning). Temperatur- eller salinitetsforskelle (eller begge) danner densitetsgradienter, der kan forårsage lagdeling af vandsøjlen, hvor der dannes separate vandlag. Lagdeling har betydning for vandklaring, da en lagdeling direkte begrænser opblanding af hele vandsøjlen og derved kan det underste lag blive udtømt for fødepartikler pga. muslingernes filtration og mens der ikke tilføres føde (fytoplankton) fra de øverste vandlag pga. lagdeling. Derudover kan lagdelingen af vandet også udgøre en udfordring for visse målinger på grund af optisk turbulens, også kendt som schlieren.

Overfladestrømme

Den simpleste metode til at observere strømforhold er at udsætte et drivanker eller et andet objekt, der driver med strømmen. Et drivanker er designet til at være nedsænket og modvirke vind. Et flydende objekt vil følge den dominerende strømreretning, men kan blive ført sideværts på grund af vind. Det drivende objekt kan spores ved hjælp af påmonteret GPS eller ved at notere dets udsætnings- og indhentningsposition.

Punktmålinger

Der findes flere *in situ*-teknikker (fra mekaniske til akustiske) til at registrere tidsserier af strømhastighed og -retning på et fast punkt i vandsøjlen. Metoderne spænder fra dyre instrumenter, der kræver specialiseret træning at fortolke, til billigere gør-det-selv-setups fx tilt-strømmålere, som sporer strømhastigheder. Tilt-strømmålere placeres typisk på havbunden og fungerer ved at måle afbøjningsvinklen på en fastgjort sensor med opdrift, som reagerer på strømpåvirkninger. Afbøjningsvinklen bruges til at estimere strømhastigheden. Det er en relativ billig og robust metode med lang monitoringsperiode. Metoden er dog mindre præcis ved turbulente eller ikke-uniforme strømforhold og kræver lokalitetsspecifik kalibrering for god

nøjagtighed. Stedspecifikke strømmålere måler vandhastighed på et fast sted i vandsøjlen ved hjælp af en mekanisk rotor, akustiske signaler eller en elektromagnetisk sensor, der reagerer på strømforhold. De er pålidelige, relativt billige og er lette at opsætte på lokaliteten, men ligesom andre punktmålingsmetoder er der en kraftig begrænsning i rumligheden i data. Acoustic Doppler Velocimeters (ADV) måler vandhastighed ved at transmittere akustiske signaler og analysere Doppler-skiftet fra partikler i et mindre prøvolumen. ADV'er giver højløselige, tredimensionelle strømhastighedsdata, og er ideelle til turbulensstudier, men kan være følsomme over for signalstøj, flow-forstyrrelse fra proben, og er dyre samt kræver omhyggelig udsætning og efterbehandling.

Søjlemålinger

Måling af strømhastigheder i vandsøjlen udføres typisk med akustisk profilering. Acoustic Doppler Current Profilers (ADCP) måler vandhastighedsprofiler ved at udsende akustiske signaler og analysere Doppler-skiftet fra partikler gennem hele vandsøjlen med flere transducere. Det betyder at der opnås højløselige strømhastighedsmålinger i flere dybder og over tid, men kræver betydelig batterikapacitet, kalibrering samt omhyggelige overvejelser i forhold til udsætning og konfigurationer. Ved montering ved bunden eller forankring kan ADCP'en blive påvirket af "side-lobe" interferens, hvilket kan forekomme i lavvandede områder og vil påvirke målingernes nøjagtighed.

Referencer

- Bjerregaard C, Grolin HA. 1998. Integrated coastal zone management in Denmark." *Geografisk Tidsskrift-Danish Journal of Geography* 98, no. 1: 31-37.
- Chapman DG. 1951. Some properties of the hypergeometric distribution with applications to zoological sample censuses. Vol. 1. No. 7. University of California Press.
- Dahl K, Staehr, PA, Göke C, Svendsen JC, Steinfurth RH, & Bramming Jørgensen T. 2024. Best practice for boulder reef restoration. Center for Marin Naturgenopretning.
- Dame RF, Spurrier JD, Wolaver TG. 1989. Carbon, nitrogen and phosphorus processing by an oyster reef. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 54, 249–256.
- Daraghme N, Exter K, Pagnier J, Balazy P, et al. 2024. A long-term ecological research data set from the marine genetic monitoring programme ARMS-MBON 2018-2020. *bioRxiv*, 2024.2009.2026.614897 <https://doi.org/10.22541/au.173022658.84350480/v1>
- De Brauer M, Clarke LJ, Chariton A, Cooper MK, de Bruyn M, Furlan E, MacDonald AJ, Rourke M L, Sherman CDH, Suter L, Villacorta-Rath C, Zaiko A, Trujillo-González A. 2023. Best practice guidelines for environmental DNA biomonitoring in Australia and New Zealand. *Environmental DNA*, 5, 417–423. <https://doi.org/10.1002/edn3.395>
- Eleftheriou A, McIntyre A. 2005. *Methods for the study of marine benthos*. Blackwell Science Ltd a Blackwell Publishing Company,
- Ferrini VL & Flood RD. 2005. A comparison of Rippled Scour Depressions identified with multibeam sonar: Evidence of sediment transport in inner shelf environments. *Continental Shelf Research*, 25(16), 1979–1995. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2005.07.002>
- HELCOM 2017. Guidelines for measuring chlorophyll a 2017. <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/Guidelines-for-measuring-chlorophyll-a.pdf>
- Jackson M, Owens MS, Cornwell JC, Kellogg ML, 2018. Comparison of methods for determining biogeochemical fluxes from a restored oyster reef. *PLoS ONE* 13, e0209799. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0209799>
- Jacobs RPWM 1979. Distribution and aspects of the production and biomass of eelgrass at Roscoff, France. *Aquatic Botany* 7:151-172
- Jansen HM, Strand Ø, van Broekhoven W, Strohmeier T, Verdegem MC, Smaal AC, 2019. Feedbacks from Filter Feeders: Review on the Role of Mussels in Cycling and Storage of Nutrients in Oligo- Meso- and Eutrophic Cultivation Areas, in: Smaal AC, Ferreira JG, Grant J, Petersen JK, Strand Ø. (Eds.), *Goods and Services of Marine Bivalves*. Springer International Publishing, Cham, pp. 143–177. https://doi.org/10.1007/978-3-319-96776-9_9https://doi.org/10.1007/978-3-319-96776-9_9
- Kostaschuk R, Best J, Villard P, Peakall J, Franklin M. 2005. Measuring flow velocity and sediment transport with an acoustic Doppler current profiler. *Geomorphology*, 68(1–2), 25–37. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2004.07.012>
- Lund-Hansen LC, Pejrup M, Floderus S. 2004. Pelagic and seabed fluxes of particulate matter and carbon, and C:N ratios resolved by sediment traps during a spring bloom, southwest Kattegat. *Journal of Sea Research*, 52(2), 87–98. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2003.11.003>
- Mcglathery KJ, Sundback K, Anderson IC. 2007. Eutrophication in shallow coastal bays and lagoons: the role of plants in the coastal filter. *Marine Ecology Progress Series* 348:1-18
- Munch-Petersen S, Sparre P, Hoffman E. 1982. Abundance of the shore crab, *Carcinus maenas* (L) estimated from mark-recapture experiments. *Dana* 1982, 2:97-121.
- Neeley AR, Mannino A. IOCCG, 2019. *Ocean Optics & Biogeochemistry Protocols for Satellite Ocean Colour Sensor Validation, Volume 4.0. Inherent Optical Property Measurements and Protocols: Best Practices for the Collection and Processing of Ship-Based Underway Flow-Through Optical Data (V. 4.0). (Report)*. International Ocean Colour Coordinating Group (IOCCG). <https://doi.org/10.25607/OBP-664><https://doi.org/10.25607/OBP-664>
- Nielsen P, Taylor D, Petersen JK, Freitas PS, Banke TL, Flensborg LC, Johansson I, Saurel C. 2024. Guidelines for the Establishment of Blue Mussel Beds and Follow-up Monitoring. Center for Marin Naturgenopretning.
- Nordlund LM, Koch EW, Barbier EB, Creed JC. 2016. Seagrass Ecosystem Services and Their Variability across Genera and Geographical Regions. *PLoS One* 11
- Obst M, Exter K, Allcock AL, Arvanitidis C, Axberg A, Bustamante M, Cancio I, Carreira-Flores D, Chatzinikolaou E, Chatzigeorgiou G, Christmas N, Clark MS, Comtet T, Dailianis T, Davies N, Deneudt K, de Cerio OD, Fortič A, Gerovasileiou V, Pavloudi C. 2020. A Marine Biodiversity Observation

- Network for Genetic Monitoring of Hard-Bottom Communities (ARMS-MBON). *Frontiers in Marine Science*, 7. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.572680>
- Pearman JK, Chust G, Aylagas E, Villarino E, Watson JR, Chenuil A, Borja A, Cahill AE, Carugati L, Danovaro R, David R, Irigoien X, Mendibil I, Moncheva S, Rodríguez-Ezpeleta N, Uyarra MC, Carvalho S. 2020. Pan-regional marine benthic cryptobiome biodiversity patterns revealed by metabarcoding Autonomous Reef Monitoring Structures. *Molecular Ecology*, 29(24):4882–4897. <https://doi.org/10.1111/mec.15692>
- Petersen JK, Hansen JW, Laursen MB, Clausen P, Carstensen J, Conley DJ. 2008. Regime shift in a coastal marine ecosystem. *Ecol. Appl.* 18, 497–510. <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1890/07-0752.1>
- Ray NE, Fulweiler RW. 2021. Meta-analysis of oyster impacts on coastal biogeochemistry. *Nat. Sustain.* 4, 261–269. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-00644-9>
- Ray NE, Hancock B, Brush MJ, Colden A, Cornwell J, Labrie MS, Maguire TJ, Maxwell T, Rogers D, Stevick RJ, Unruh A, Kellogg ML, Smyth AR, Fulweiler RW. 2021. A review of how we assess denitrification in oyster habitats and proposed guidelines for future studies. *Limnol. Oceanogr. Methods* 19, 714–731. <https://aslopubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/lom3.10456>
- Sand-Jensen K. 1975. Biomass, net production and growth dynamics in an eelgrass (*Zostera marina* L.) population in Vellerup Vig, Denmark. *Ophelia* 14:185-201
- Schwarz C, Seber GAF. 1999. Estimating Animal Abundance: Review III. *Statistical Science*. 14(4): 427–456. Retrieved from <https://www.jstor.org/stable/2676809?seq=1>
- Sembiring A, Malik MD, Al Wahyudi A, Cahyani NKD, Pertiwi NPD, Yusmalinda NLA, Kurniasih EM, Ningsih EY, Anggoro AW. 2023. Utilizing the Autonomous Reef Monitoring Structure (ARMS) to study the temporal variation of benthic community on coral reef ecosystems in Pemuteran, Bali, Indonesia. *Regional Studies in Marine Science*, 62. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2023.102925>
- Short FT, Duarte CM. 2001. Methods for the measurement of seagrass growth and production Pages 155-182 In: *Global seagrass research methods* Elsevier Science B.V.
- Stone GW, Xiongping Z, Sheremet A 2005. The role of barrier islands, muddy shelf and reefs in mitigating the wave field along coastal Louisiana. *Journal of Coastal Research* 44:40-55.
- Taormina B, Percheron A, Marzloff MP, Caisey X, Quillien N, Lejart M, Desroy N, Dugornay O, Tancray A, Carlier A. 2020. Succession in epibenthic communities on artificial reefs associated with marine renewable energy facilities within a tide-swept environment. *ICES Journal of Marine Science*, 77(7), 2656–2668. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsaa129>
- Taylor D, Larsen J, Buer A-L, Friedland R, Holbach A, Petersen JK, Nielsen P, Ritzenhofen L, Saurel C, Maar M. 2021. Mechanisms influencing particle depletion in and around mussel farms in different environments. *Ecol. Indic.* 122, 107304. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107304>
- Ventura D, Mancini G, Casoli E, Pace DS, Lasinio GJ, Belluscio A, Ardizzone G. 2022. Seagrass restoration monitoring and shallow-water benthic habitat mapping through a photogrammetry-based protocol. *Journal of Environmental Management*, 304. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114262>
- Walsham P, Aminot A, Rey F, Andreasson K, Borges C, Smith K, Parmentier K, Crum S, Creach V, Latasa, M. 2022. Determination of chlorophyll in seawater. *ICES Techniques in Marine Environmental Sciences* Vol. 68. 33 pp. https://ices-library.figshare.com/articles/report/Determination_of_chlorophyll_in_seawater/20207798?file=38248014
- Zarnoch CB, Hoellein TJ, Furman BT, Peterson BJ. (2017). Eelgrass meadows, *Zostera marina* (L.), facilitate the ecosystem service of nitrogen removal during simulated nutrient pulses in Shinnecock Bay, New York, USA. *Marine pollution bulletin* 124:376-387

Bilag 1

Metoder til monitoring af forbedret vandklarhed i og omkring storskala (flere hektar) ålegræsenge, omfattende Secchi-dybdemålinger og lysloggere til beregning af lyssvækkelseskoefficienten (K_d). For alle metoder anbefales et BACI-design (Before-After-Control-Impact). Målinger bør gennemføres gentagne gange efter etablering, da effekten forventes at stige, efterhånden som ålegræsengen bliver tættere og større.

Vandklarhed målt som Secchi-dybde

Denne metode er simpel og giver indsigt i lysforholdene på et bestemt sted. Den har den fordel, at den kun kræver en Secchi-skive og derfor kan udføres af alle.

Metoden er baseret på en klassisk Secchi-dybdemåling. Skiven sænkes normalt lodret ned i vandet, indtil den lige akkurat er synlig, hvorefter Secchi-dybden registreres. Dette er dog ofte ikke muligt på lavt vand, hvor de fleste tilbageværende ålegræsenge findes, og hvor nye kan genoprettes. Secchi-dybden overstiger dermed ofte vanddybden. Derfor justeres metoden til at måle horisontal sigtbarhed. Dette kræver to dykkere (alternativt et stativ med skiven og én dykker). Den ene dykker holder Secchi-skiven lige over ålegræssets bladkrone så hele skiven er synlig. Den anden dykker svømmer væk, indtil dykkeren ikke længere kan se skiven. Derefter svømmer dykkeren langsomt tilbage, indtil skiven bliver synlig igen. Afstanden fra skiven til punktet hvor den er synlig måles og registreres som Secchi-afstanden.

Denne metode giver et øjebliksbillede af sigtbarheden og er en billig og simpel metode til vurdering af vandklarhed. Metoden påvirkes af visuel bias og er relativ upræcis, men fungerer stadig som en god indikator for de generelle sigtbarhedsforhold.

Vandklarhed målt med lysloggere

Stationære loggere kan bruges til at måle vandets optiske egenskaber. Sollys svækkes, når det passerer fra luft til vand, og aftager med dybden i vandsøjlen. Denne svækkelse skyldes absorption og spredning af lys fra partikler og vandet selv. Lysintensiteten, der passerer gennem vandsøjlen, falder ifølge Lambert-Beers lov (Weinberg 1976):

$$I_z = I_0 e^{-K_d(z)}$$

Hvor I_z er lysintensiteten i en given dybde (z). I_0 er overfladelysintensiteten, og K_d er lyssvækkelseskoefficienten.

Lyssvækkelse, eller vandklarhed - udtrykkes som lyssvækkelseskoefficienten (K_d), som kan måles direkte ved at placere lysloggere i forskellige dybder på samme sted. Brug ideelt set PAR-loggere (Photosynthetic Active Radiation). Ved hver station bør der placeres mindst to loggere (helst flere) i forskellige dybder. Hvis dybdeforskellen mellem loggerne er fast (fx 0,5 m), kan K_d beregnes som en eksponentielt aftagende funktion, som vist ved Lambert-Beers lov.

På grund af ålegræsbladene kan det være udfordrende at måle lys direkte inde i ålegræsengen, da bladene kan skygge for sensorerne. Hvis vanddybden tillader det, bør loggerne placeres over bladkronen. Alternativt kan loggerstationer i lavvandede områder placeres langs ålegræsengens yderkant. Det er afgørende at placere sensorerne, så de ikke skygges af ålegræsblade eller selve loggerstrukturen.

Brug af lysloggere kræver regelmæssig vedligeholdelse og rengøring. Sensorer bliver hurtigt tilgroet af alger eller fastsiddende organismer såsom rurer, hvilket kan kompromittere datakvaliteten inden for få dage. Vedligeholdelse kan reduceres ved at bruge loggere udstyret med mekaniske viskere, der automatisk rengør sensoren (fx Odyssey Extreme PAR eller MiniPAR fra PME). Selvom dette ikke eliminerer behovet for vedligeholdelse, reducerer det det betydeligt.

Som alternativ til direkte lysmålinger kan turbiditetssensorer også bruges til at vurdere vandklarhed. Der findes mange loggermuligheder til måling af turbiditet, men de er generelt dyre og kræver kalibrering og ekspertise til korrekt fortolkning. Derfor anbefales direkte lysmålinger og beregning af K_d som den foretrukne tilgang til kvantificering af denne økosystemfunktion.

Indikator	Metoder	Specialist (S) Frivillig (F)	Anbefalet (A) Supplerende (S)	Skala	Styrke	Svagthed	Output	Tidsramme Frekvens
Secchi-dybde	Horisontal Secchi-dybde	F	A	m	Let og hurtig at udføre. Billigt udstyr.	Resultatet påvirkes af subjektivitet.	m	Før og efter genopretning.
Vandklarhed	K_d -målinger (loggere)	S	S	m	Nøjagtig metode. Lange tidsperioder	Regelmæssig vedligeholdelse. Kan være dyr.	m^{-1}	Før og efter genopretning, helst kontinuert over en længere tidsperiode
	Turbiditets- loggere	S		m			NTU / FNU	

Bilag 2

Ligesom alle andre planter optager ålegræs CO_2 og bruger det til at producere sukkerstoffer eller til at opbygge strukturelt væv. Dele af det overjordiske - og især det underjordiske - ålegræsvæv bliver begravet i ålegræsengen og akkumuleres i det anoksiske sedimentlag, hvor mikrobiel nedbrydning er begrænset. Som resultat udvikles et kulstoflager, hvor nedbrydning sker over mange år. Det er dog ikke kun ålegræsmateriale, der kan begravnes - alger, fauna og terrestrisk plantemateriale kan også bidrage til kulstofpuljen. Efterhånden som ålegræsengen modnes, indstilles en ny ligevægt, hvor kulstoftilførsel og -eksport er afbalanceret. På dette tidspunkt repræsenterer puljen et permanent forøget lager i forhold til vegetationsfrie områder.

Fra et klimaperspektiv defineres den økosystemfunktion, som ålegræs leverer, udelukkende som det kulstof, der direkte kan identificeres som stammende fra ålegræs. Uidentificerbart kulstof udelades fra kvantificeringen, hvilket gør estimatet konservativt. Af denne grund adskiller metoderne sig fra dem, der bruges til immobilisering af næringsstoffer. Da kun klart identificerbart ålegræsmateriale anvendes, kræves der ikke en referencelokalitet uden vegetation.

Kulstoflagring måles i to puljer:

Levende biomasse: Kulstof lagres i den levende ålegræsbiomasse. Fra et klimaperspektiv anvendes den minimale vinterbiomasse (januar–februar), da den repræsenterer den langsigtede, permanent lagrede pulje.

Død biomasse: Klart identificerbart dødt ålegræsbiomasse inde i ålegræsengen.

Kvantificering af kulstof i den levende biomasse

Prøver indsamles, når ålegræsbiomassen er på sit minimum i januar eller februar.

Prøvetagningsmetoden følger samme protokol som beskrevet under 'Immobilisering i den stående biomasse' i relation til immobilisering af næringsstoffer.

Kulstof kan kvantificeres i laboratoriet ved hjælp af en række metoder og instrumenter afhængigt af det tilgængelige udstyr på det lokale laboratorium (tabel 11).

Kvantificering af kulstof i død biomasse

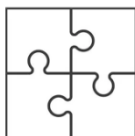
Feltarbejde: For at udtage biomasse begravet i sedimentet anvendes en vakuumbaseret sedimentstålkerneprøvetager (se foto nedenfor).



I felten tages ti sedimentkerneprøver. Kerneprøvetageren føres helt ned, og sedimentet udtages, hvorefter det sigtes gennem en 1 mm sigte for at fjerne sediment. Prøverne transporteres til laboratoriet og kan opbevares fugtige og på køl i nogle dage, men bør behandles hurtigst muligt for at forhindre nedbrydning af ålegræsbiomassen. Især adskillelsen af levende og dødt underjordisk biomasse bliver vanskeligere, jo længere tid prøven opbevares.

Laboratoriearbejde: I laboratoriet adskilles levende biomasse fra død biomasse. Det døde materiale anbringes i forvejede aluminiumsbakker og tørres i 24 timer ved 60 °C. Tørvægten registreres derefter. Efter tørring kan materialet opbevares i en længere periode før videre analyse. Kulstofindhold kan derefter kvantificeres ved hjælp af et udvalg af metoder og instrumenter afhængigt af det udstyr, der er tilgængeligt på det lokale laboratorium.

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



Centeret er finansieret af Miljøministeriet og Velux Fonden.



Miljøministeriet

VELUX FONDEN



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