

Citizen Science monitoring af kystnære fisk



1. Baggrund

Overvågningen af kystnære fisk var tidligere et kvalitetselement i det nationale overvågningsprogram (NOVANA), hvilket det ikke er i dag (Hansen et al 2024). Undersøgelserne foregik efter en national standard anvisning, og ved undersøgelser i dag med samme eller lignende redskaber og metoder finder denne anvisning stadig anvendelse.

Succeskriterierne for en undersøgelse af fiskefaunaen i et afgrænset marint område var dengang:

- 1) *En fastlæggelse af dominansforhold hos fiskefaunanen*
- 2) *En registrering af 90% af de på undersøgelsestidspunktet tilstedeværende arter*
- 3) *En foreløbig vurdering af eventuel forekomst af de i NATURA 2000 prioriterede marine fiskearter i de opgældende områder (Strand, 2006)*

Da marine fisk ikke længere er et kvalitetselement i NOVANA overvågningen, sker fiskeundersøgelserne i kystnære marine områder nu kun sporadisk gennem individuelle forskningsprojekter og undersøgelser. Da monitoring af fiskeforekomster er meget arbejdskrævende, er der stort fokus på at inddrage forskellige interessenter og frivillige i arbejdet, i form af Citizen Science projekter.

Citizen Science er en metode, hvor borgere hjælper med at indsamle videnskabelige data eller udfører videnskabeligt arbejde til fordel for forskningen. Samtidig bliver deltagerne selv klogere på det videnskabelige emne, og at samarbejdet og tilliden mellem borgere og forskere bliver styrket (Bonney et al 2016).

Generel monitoring versus effektmåling

Ønsket om monitoring af kystnære fiskebestande kan have udgangspunkt i ønsket om 1) at lave en generel kortlægning af fiskefaunaen i et givet område eller i 2) at måle effekten af forskellige genopretningstiltag, anden menneskelig påvirkning eller påvirkningen af invasive arter.

I den generelle kortlægning fokuseres på at beskrive hvilke arter der er til stede i området samt at få et estimat af deres tætheder. Dette kan så sammenlignes med tilsvarende områder og indgå i f.eks. tidsserier.

I effektmålingsstudierne er formålet at estimere effekten af forskellige tiltag eller påvirkninger, dette kunne fx være udlægningen af et stenrev. Til det formål er monitoreringen oftest designet som et BACI-studie. Et BACI-studie af fiskefaunaen undersøger faunaen før "before (B)" og efter "after (A)" et tiltag eller påvirkning, og undersøger dette både i et kontrolområde der ikke påvirkes "control (C)" og i området der er påvirket "impact (I)". Dette giver mulighed for at teste om der er en forskel mellem før og efter tiltaget, samt at vurdere om denne forskel skyldes tiltaget eller en generel ændring i fiskefaunaen som ikke vedrører tiltaget. Hvis ændringen er en direkte effekt af tiltaget, forventes den kun observeret i "impact" området, mens forskellen over tid i "control" området ikke ændres (Smith 2002).

For at kunne iværksætte et BACI-studie er det vigtigt at monitoreringen planlægges og igangsættes i god tid før tiltaget foretages, samt at der findes gode kontrolområder med forhold tilsvarende de som findes i området der senere vil blive påvirket.

2. Citizen Science fiskemoniteringsmetoder

Metoder til monitoring af fisk kan inddeles i invasive og ikke-invasive metoder. De invasive metoder karakteriseres generelt ved at metoden fanger individer fra systemet der undersøges, mens ikke-invasive metoder oftest kun observerer individerne og dermed har ingen, eller en meget lille påvirkning på systemet.

Forskellige metoder vil give forskelligt data, samt forskellig databehandling. En af de invasives metoders klare fordele er at individer relativt nemt artsbestemmes, samt at videre undersøgelser af størrelse, maveindhold eller udtagning af øresten og vævsprøver er muligt. For nogle arter kræves der dog tilladelse til at hjemtage og analysere disse.

En af de klare fordele ved de ikke-invasive metoder er at man ikke har en indvirkning på det system man undersøger, og man har så lille påvirkning på miljøet som muligt. Derudover observerer man fiskene i deres naturlige miljø og information om adfærd og habitat kan analyseres. I beskyttede eller sårbare områder kan det også være meget u hensigtsmæssigt at påvirke systemet negativt, og måske ikke muligt at få de nødvendige tilladelser til at udføre undersøgelser med invasive metoder.

Ikke-invasive metoder

De mest benyttede ikke-invasive metoder til monitorering af kystnære fisk er visuelle observation i form af snorkel/dykker transekt observationer (Imbert & Bonhomme 2014) og kameraoptagelser (Rhodes et al 2020).

Fælles for de ikke-invasive metoder er at de kræver gode fysiske forhold, især med hensyn til vandets sigtbarhed, men også helt generelt lysforholdene. For at foretage visuelle observationer kræves det at sigtbarheden er tilstrækkelig. Dette kan forhindres ved kraftig vind og strøm der hvirvler sediment op i vandet eller ved høje koncentrationer af algeplankton eller vandmænd.

En af de ikke-invasive metoders helt store forer er dog at de ikke kræver nogen form for tilladelse og derfor kan udføres med det samme og uden at man skal bøvle med at få en tilladelse først.

En anden udfordring ved visuelle observationer er at man ikke fjerner de observerede individer fra systemet og man derved risikerer at tælle det samme individ flere gange. Dette kan dog tages hensyn til ved matematiske modeller (Wilms, 2021). Videre kan det være svært at estimere antal individer hvis koncentrationen er stor, som ved forekomst af stimer.

Kameraoptagelsers største negative side er dog databehandlingen, her er det nødvendigt at gennemgå alt materiale ved relative lave gennemspilnings hastigheder for at kunne producere data, og det er et meget stort arbejde der kræver mange timer (Wilms, 2021). I fremtiden er det dog muligt at dette arbejde kan understøttes af forskellige kunstig intelligens baserede programmer.

Artsbestemmelse er en af de sværeste discipliner forbundet med ikke invasive metoder specielt kameraoptagelser, men også ved snorkel/dykker observationer. Her kræver det stor erfaring at genkende arterne og nogle kan være meget svære at skille fra nært beslægtede arter.

Størrelsesbestemmelsen af fisk observeret visuelt i deres habitat er også udfordrende. Ved kameraoptagelse kan reference afstande bruges til at vurdere længden på fisk eller der kan bruges stereokamera opstillinger som kan give estimater af fiskelængde (Harvey et al., 2013). Størrelsesobservationer ved snorkel/dykker kan kompliceres af at fisk

hurtigt forsvinder fra synsfeltet og afstands bedømmelse er svært. Længden bestemt ved menneskelige undervandsobservationer har vist sig ofte at kunne variere relativt meget fra direkte målte længder (Harvey et al., 2002).

En sidste ikke-invasiv monteringsmetode er brugen af eDNA (environmental DNA; på dansk miljø DNA) analyser. Brugen af eDNA i forbindelse med Citizen Science baserer sig på frivilliges indsamling af vandprøver efter en forudbestemt protokol. Vandprøverne analyseres herefter af forskere eller speciallaboratorier og kræver derfor et tæt samarbejde mellem forskerne og de frivillige. eDNA analyser kan afhængigt af metoden give information om forekomsten af alle fiskearter i området eller blot nogle specifikke forudbestemte arter (Agersnap et al, 2022).

Invasive metoder

Invasive monitoringsmetoder dækker over teknikker der fanger fiskene. Dette indbefatter bl.a. garn, ruser, tejner og vod. Mange af disse redskaber kræver en licens, f.eks. et fisketegn, for at kunne benyttes til monitorering af fiskebestandene og i nogle tilfælde en tilladelse fra fiskeristyrelsen. Desuden er der specifikke krav for brug af disse redskaber såsom afstand til kysten og fredningsbælter. Ofte vil en kombination af flere redskaber og metoder give det bedste resultat (French et al., 2021), men dette er selvfølgelig ikke altid muligt.

Visuelle forhold er ikke forhindrende for fiskeri med ruser, garn og vod, men her kan andre fysiske forhold være begrænsende. Store mængder løse revne makroalger eller havgræsser kan umuliggøre fiskeri, og mens garn kan sættes på næsten alle typer forbund, kan ruser, og specielt vod ikke fiskes på alt for hård og ujævn bund da dette ødelægger redskaberne. Hvis redskaberne fiskes under disse forhold, kan der være meget tid forbundet med rensning og reparation af fiskeredskaber.

En ulempe ved invasive metoder, såsom garn, er at den maskestørrelse der benyttes, påvirker hvilke fiskestørrelser og arter der fanges. Dette kan til dels undgås ved at benytte såkaldte oversigtsgarn, der er garn sammensat af en række paneler med forskellige maskestørrelser (Eigaard et al. 2000).

Den store fordel ved de invasive metoder er at artsbestemmelse, vejning og måling af fangede fisk kan gøres effektivt og hurtigt.

De forskellige metoder stiller forskellige krav til deltagerne der udfører undersøgelserne. Snorkelundersøgelser kræver man har deltagere der er vant i vand, kameraoptagelser at man har en forståelse for teknik, mens fiskeri med redskaber som garn og ruser i mange tilfælde vil kræve at man har foregående kendskab til redskaberne.

3. Brug af Citizen Science fiskemoniteringsmetoder.

Beskrivelse af området der monitoreres, samt vejr- og strømforhold, vandets klarhed, dybden og vandstand bidrager til at øge værdien af Citizen Science fiskemoniteringen. En grundig beskrivelse af området gør at forekomsten af fiskene kan kobles til de forskellige miljøforhold på stedet. Det vil her være en fordel med en standardiseret beskrivelse således at monitoring foretaget af forskellige personer eller i forskellige områder kan sammenlignes.

Tabel 1: Generelle målinger og observationer på lokaliteten

Parameter	Eksempler på målinger eller observationer på lokaliteten
Dato og tidspunkt	Start-slut tidspunkt for undersøgelsen
Bundforhold	Sten, sand, ler, blandet bund,
Bevoksning	Ålegræs, brunalger, bar bund
Vanddybde	Måling af vanddybde – evt. ved start og slutposition
Vandstand	Vandstand for området kan findes på DMI
Vandtemperatur	Temperatur i overfladen og evt. nær bunden hvis muligt
Vandets klarhed	Vandets klarhed kan beskrives – f.eks. klart, let uklart, uklart. I nogle tilfælde kan det noteres ved hvilken dybde bunden ikke længere kan ses eller i forbindelse med dykning kan sigtbarheden i meter noteres. Der kan også bruges en secchi-skive til en mere nøjagtig måling.
Vind	Hastighed og retning kan findes på DMI og egne observationer kan tilføjes.
Bølgehøjde	Højden fra bølgedal til bølgetop vurderes
Strøm	Strøm kan beskrives – f.eks. ingen, svag eller kraftig strøm – evt. koblet med en strømretning.
Forekomst af andre dyr	Her kan noteres om der er forekomst af gopler, fiskeædende fugle, sæler og marsvin i området som kan have betydning for fiskenes adfærd.

I forbindelse med invasiv monitoring hvor fiskenes fanges bør art, længde (total længde: fra snudespids til halespids) og vægt for hver fisk noteres.

Ikke-invasive metoder

Snorkel og dykker transekter

Snorkel og dykker transekter er i udgangspunktet sammenlignelige. Snorkel transekter er at foretrække på lavt vand (< 2m) hvor fiskene kan observeres fra overfladen, hvorimod det kræver dykkerudstyr at gennemføre en lang transekt på dybere vand. Ens for begge metoder er at de kræver relativt god sigtbarhed for at være effektive og troværdige.

En transekt er en line som svømmes imens man observerer fiskefaunaen. En typisk transekt er mellem 50-200 m, som evt. kan afmærkes med en bøjle ved start og slut positionen. I nogle tilfælde kan transekten være markeret med en synkeline udlagt langs bunden eller en flydeline udlagt mellem bøjerne for at gøre transekten lettere at følge.

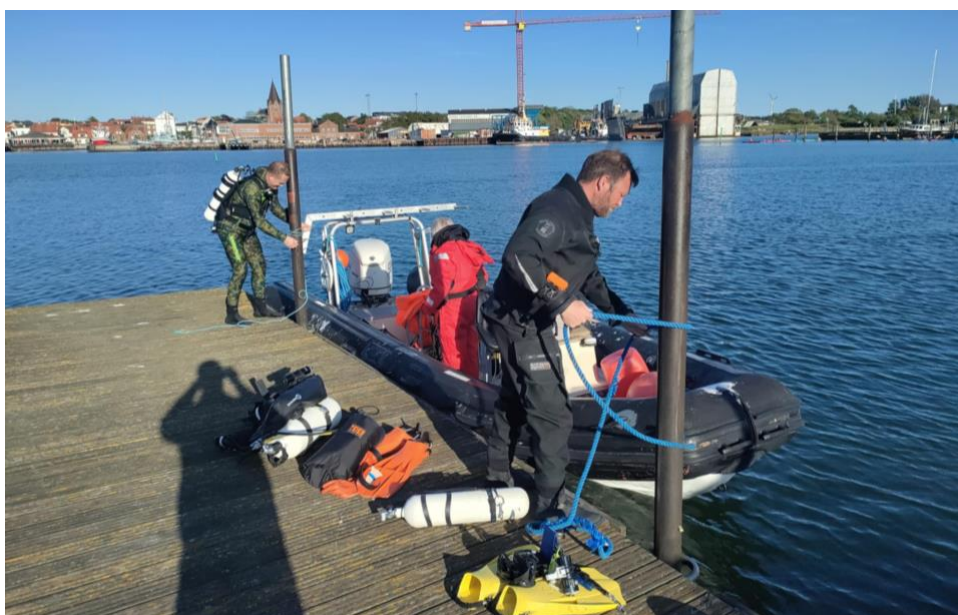
Langs transekten noteres de fisk man kan se indenfor en given afstand. Det kan f.eks. være to meter på hver side af transekten. Ved dårlig sigtbarhed bør denne afstand dog være betydeligt mindre da man ellers risikerer at underestimere mindre fiskearter som ikke kan ses på afstand. Transekten bør svømmes med en tilnærmelsesvis fast hastighed, - f.eks. 10 min til en 100 m transekt, så antallet af fisk man observerer, ikke bliver påvirket af at man tilbringer mere eller mindre tid på transekten.

Observationerne kan løbende noteres på en dykkerblok. For nogle observationer kan arten let genkendes, mens det for andre kun vil være muligt at bestemme til en gruppe af fisk, f.eks. kutlinger, fladfisk, tobis. Ligeledes vil det også for nogle observationer være muligt at tælle antallet af fisk præcist, mens det for andre – f.eks. fisk i stimer, vil være nødvendigt med et estimat, f.eks. 50, 100 eller 100+ individer.

Som nævnt kan det også være relevant at notere en størrelse på fiskene. Det bliver et estimat eller evt. en kvalitativ beskrivelse f.eks. lille, stor, yngel, voksen.

De visuelle observationer kan også kombineres med at der tages billeder med et undervandskamera.

Som alternativ til transekter kan man vælge at observere et givent område i f.eks. 10 minutter og notere antallet af fisk man ser i denne periode. Denne metode er dog meget påvirket af at man sandsynligvis vil observere de samme fisk flere gange og derved overestimere antallet af fisk.



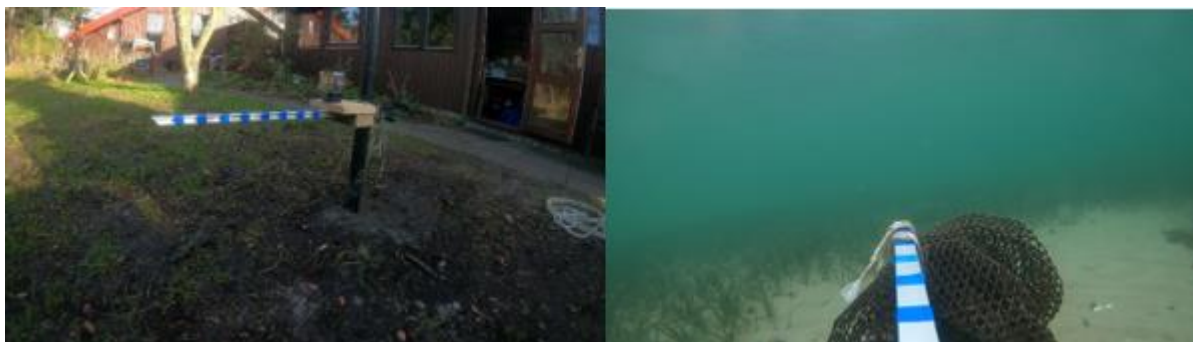
Figur 1 Dykkere gør klar til undersøgelser i ålegræsbed (Foto: Erik Haar Nielsen)

Kameraobservationer

Kamera monitoring af fisk er baseret i de fleste tilfælde på undervandskameraer monteret på havbunden eller i forbindelse med stenrev, moler eller vindmøllefundamenter. I enkelte tilfælde kan kameraer monteres på redskaber der bliver slæbt efter en båd og således dække et større område. Kameraerne kan optage sammenhængende videoer, time-lapse video'er eller stillbilleder alt efter hvad der ønskes.

Faststående kamera monitoring kræver i endnu større grad end dykning god sigtbarhed i vandet da kameraerne kun kan monitorere fiskefaunaen der passerer i en afstand bestemt af sigtbarheden. De kan derfor være svære at bruge i lavvandede områder med stor bølgepåvirkning, mens de kan være gode på dybere vand og på bund bestående af sten og grus, hvor det er mindre sandsynligt at sedimentet bliver hvirvlet op og skaber uklart vand. Kameraerne kan også være svære at bruge i tangskove eller ålegræs enge hvor disse kan skjule fiskene.

Kameraerne er ofte monterede på en kort (0.5-1m) stang som sidder monteret på en fortovsflise eller lignende for at holde den stabil og for at sikre at kameraet er hævet over bunden og dermed har et bedre udsyn.



Figur 2 Til venstre: kameraopstilling, her ses kameraet monteret på en stang på en træplatform, og træplatformen monteret på et beslag, der er spændt om et metalrør. Til højre: kameraoptagelser under vand, her ses den monteret maddingspose (Foto: Frederik Mathis E Olsen)

Der er to forskellige tilgange til brugen af fastmonterede kameraer, - med og uden madding som lokkemiddel. Kamera opsætninger uden madding er afhængige af fiskenes tilfældige bevægelser, mens brugen af madding i forbindelse med kameraobservationer (såkaldt BRUV – baited remote underwater video) tiltrækker fisk fra et større område og således giver større sandsynlighed for at observere fisk.

Ved BRUV bliver maddingen (fisk, muslinger og lignende) placeret i en netpose. Denne bliver monteret på enden af en ca 1 meter lang stang placeret foran kameraet således at fiskene, der tiltrækkes kan optages af kameraet. Ulempen ved denne metode er at det kan være svært at bedømme hvor langt borte fiskene bliver tiltrukket af maddingen og altså hvor stort område fiskene kommer fra.

Som for dykker transekterne er der en udfordring med identifikationen af fiskene som er relateret til afstand og sigtbarhed i vandet. Modsat dykningen er der dog mulighed for at gense observationerne og få hjælp til identifikationen. Kameraobservationerne giver også mulighed for at vurdere længden på fiskene. Målestokke placeret i forskellige afstande fra kameraet kan bruges til at vurdere længden fisken. En mere avanceret opsætning med to kameraer (stereokameraer) kan ligeledes bruges til efterfølgende at vurdere længden af fiskene.

Kameraobservationerne kræver en del udstyr i form af deciderede undervandsvideokameraer eller evt. videokameraer som GoPro's med vandtætte huse. En udfordring med disse er en relativt kort batteritid der gør at videosekvenserne bliver korte især i koldt vand. Batteritiden kan forlænges ved at reducere kvaliteten af videoerne, men er sjældent mere end 2-3 timer. Nogle kameraer kan også programmeres til at optage f.eks. 2 minutter per time og derved forlænge perioden hvor der observeres, men ikke den samlede tid der observeres.

En ulempe ved brugen af kamera er at det er meget svært at vurdere om man observerer den eller de samme fisk flere gange. For at kunne sammenligne områder eller tidspunkter bruger man ofte begrebet MaxN. MaxN er det største antal fisk af en given art der ses i en billedserie (time-lapse eller video). Det bruges ofte som et sammenligningsgrundlag hvis man skal sammenligne fisketætheden i flere områder eller på forskellige tidspunkter.

Invasive metoder

De generelle regler for rekreativt brug af garn, ruser og tejner kan findes i "Bekendtgørelse om rekreativt fiskeri i salt- og ferskvand samt redskabsfiskeri mv. i ferskvand" <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2015/1615>, samt tillægget <https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2023/1653>.

Der kan via fiskeristyrelsen søges om tilladelse til videnskabelige undersøgelser.

Garn

Brugen af garn (ofte kaldet gællegarn) kan være en meget effektiv metode til at monitere lokale fiskebestande på alle bundtyper. Almindelige garn med kun én maskestørrelse har dog den ulempe at de kun fanger bestemte fiskestørrelser eller fiskearter effektivt. Fisk der er for små eller for store i forhold til maskestørrelse vil enten gå gennem garnet eller ikke sidde fast. Hvis formålet med undersøgelsen er en generel beskrivelse af fiskefaunaen bør man derfor bruge oversigtsgarn der består af en række "paneler" med forskellig maskestørrelse. Dette giver en god mulighed for at fange de forskellige størrelser og typer af fisk. Hvis man derimod har sigte på en specifik gruppe af fisk, - f.eks. voksne rødspætter, kan almindelige garn være en god standardiseret måde at monitere disse på.



Figur 3 Udsætning af et oversigtsgarn. Kilde: Fiskepleje.dk

Der bruges som oftest bundsatte garn, men det er også muligt at bruge flydegarn, dvs. garn som er udspændt fra overfladen og 1-3 meter ned, hvis formålet er at monitorere pelagiske fisk såsom sild, brisling eller makrel.

Garnfiskeri vil kræve tilladelse i form af et fisketegn eller en tilladelse fra fiskeristyrelsen. En tilladelse kræves hvis man f.eks. vil fiske tættere på kysten end det tilladte eller i områder med forbud mod fiskeri. Der kræves også en tilladelse hvis man ønsker at benytte oversigtsgarn. Garnfiskeri kræver desuden den lovpligtige afmærkning af garnene i form af bøjer på overfladen, samt ankre og liner til at fastholde garnet.

Den tid på dagen man fisker på bør overvejes i forbindelse med garnfiskeriet. Hvis flere områder skal sammenlignes, bør tidspunkterne være ens. Det kan også være relevant med både dag- og natsæt hvis der forventes forskelle i fiskefaunaen eller fiskenes aktivitetsmønster mellem dag og nat. I de indre danske farvande kan strandkrabber give problemer i form af at afæde fiskene og ødelægge garnene. Dette især hvis der fiskes om dagen i det sene forår, sommer og efteråret.

For at sikre at garnene fisker effektivt bør det som udgangspunkt placeres langs strømretningen. Hvis de står på tværs af strømmen, kan de presses ned mod bunden og de vil være mindre effektive. De vil også være mere udsatte for at blive fyldt med drivende tang og havgræsser.

En ulempe ved garnfiskeriet er at fiskene ofte dør i forbindelse med fangsten og de derfor ikke kan genudsættes.

Ruser

Ruser (også kendt som kasteruser) kan benyttes på samme måde som garn, men har den fordel at fangsten ofte kan holdes i live og genudsættes efter evt. længdemåling og vejning. I modsætning til garn er ruser ikke velegnede til fiskeri på hård bund da vandets bevægelse og bundmaterialet vil slide på rusens net.

Ruser er effektive til fangst af mindre fiskearter og fiskeyngel, især hvis der benyttes yngelruser. Ruser er til gengæld mindre effektive til større fisk og fladfisk som kan have svært ved at komme ind igennem åbningen på rusen. Det er muligt at agne rusen med passende agn (f.eks. sild, fiskeafskær) for at øge tiltrækningen af fisk, men dette kan også resultere i øget fangst af f.eks. strandkrabber som kan ødelægge fiskefangsten.

Som med garnfiskeriet bør tidspunktet for fiskeriet planlægges således at fangsterne er sammenlignelige og man undgår at fiskefangsterne ødelægges af f.eks. strandkrabber.

Ligesom garnfiskeri vil ruser kræve tilladelse i form af et fisketegn eller en tilladelse fra fiskeristyrelsen. Der kan desuden være særlige perioder i løbet hvor det er forbudt at bruge ruser så det kan kræve særlige tilladelser at fiske i disse perioder.



Figur 4 Røgtning af kasteruse. Kilde: Fiskepleje.dk

Tejner

Tejner er også et velegnet monitoringsredskab til fiskearter der kan tiltrækkes af agn.

Tejner er lette at håndtere og velegnede til fangst af mindre fiskearter. De kan sættes på de fleste bundtyper, men er som ruser sårbare overfor kraftig bølgepåvirkning. Tejner

kan sættes enkeltvis eller som flere forbundne tejner (en "lænke"). En tejne eller en lænke skal markeres med bøjer. En velegnet tejne til fiskemonitering er "læbefisk tejen" som er udviklet til fangst af læbefisk (bl.a. havkaruds og savgylte).

Tejnerne agnes med en maddingspose for at tiltrække fiskene.

Brugen af tejnerne følger de generelle anbefalinger for fiskeri med garn og ruser mht. overvejelser omkring fisketidspunkt, samt krav til fisketegn eller tilladelse.



Figur 5 Læbefisketejne i åben tilstand. Til højre ses indgangskammeret, med to indgangskalve. Til venstre ses sovekammeret og den ekstra kalv der fører derind. (Foto: Frederik Mathis E Olsen)

4. Litteratur

Agersnap, S., Sigsgaard, E. E., Jensen, M. R., Avila, M. D. P., Carl, H., Møller, P. R., Krøs, S. L., Knudsen, S. W., Wisz, M. S., & Thomsen, P. F. (2022). A National Scale “BioBlitz” Using Citizen Science and eDNA Metabarcoding for Monitoring Coastal Marine Fish. *Frontiers in Marine Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.824100>

Bonney, R., Phillips, T. B., Ballard, H. L., & Enck, J. W. (2016). Can citizen science enhance public understanding of science? *Public Understanding of Science*, 25(1), 2–16. <https://doi.org/10.1177/0963662515607406>

Eigaard, O. R., Støttrup, J., & Hovgård, H. (2000). Udvikling af standard garnserie til brug ved bestandanalyse af flad- og rundfisk i marine lavvandede områder. Danmarks Fiskeriundersøgelser. DFU-rapport No. 78-00

French, B., Wilson, S., Holmes, T., Kendrick, A., Rule, M., & Ryan, N. (2021). Comparing five methods for quantifying abundance and diversity of fish assemblages in seagrass habitat. *Ecological Indicators*, 124. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107415>

Hansen J.W., Lønborg, C. & Høgslund S. (red.) 2024. Marine områder 2023. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 201 s. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 632.

Harvey, E., Fletcher, D., & Shortis, M. (2002). Estimation of reef fish length by divers and by stereo-video A first comparison of the accuracy and precision in the field on living fish under operational conditions. *Fisheries Research*, 57, 255–265.

Harvey, E. S., McLean, D., Frusher, S., Haywood, M. D. E., Newman, S. J., & Williams, A. (2013). The use of BRUVs as a tool for assessing marine fisheries and ecosystems : a review of the hurdles and potential. Publisher: The University of Western Australia

Imbert M. , Bonhomme P. 2014. Snorkel surveys of the marine environment, methodological guide. Parc national des Calanques, CEN PACA, GIS Posidonie. MedPAN Collection. 68 pp

Rhodes N, Wilms T, Baktoft H, Ramm G, Bertelsen JL, Flavio H, Stottrup JG, Kruse BM, Svendsen JC (2020) Comparing methodologies in marine habitat monitoring research: An assessment of species-habitat relationships as revealed by baited and unbaited remote underwater video systems. *J Exp Mar Biol Ecol* 526

Smith, E. P. (2002). BACI design. *Encyclopedia of Environmetrics*, 1, 141–148.

Strand, J. (2006). Teknisk anvisning for marin overvågning. 6.1 Fiskeundersøgelser i kystnære marine områder. <http://www.dmu.dk>

Wilms, T. J. G. (2021). Restoration and non-invasive monitoring of geogenic reefs in temperate waters. PhD-thesis, DTU Aqua.