

TARTU ÜLIKOOL
EESTI MEREINSTITUUT JA ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
LOODUSRESSURSSIDE ÕPPETOOL

Tuuli-Triin Linnas

**RANNIKUMERE KALAKOOSLUSTE VÄIKSEMÕÕTMELISTE NING
PEIDULISE ELUVIISIGA KALALIHKIDE SEIREMETOODIKA ANALÜÜS**

Bakalaureusetöö

Juhendajad: teadur Anu Albert

kaasprofessor Lauri Saks

Tartu 2023

Rannikumere kalakoosluste väiksemõõtmeliste ning peidulise eluviisiga kalaliikide seiremetoodika analüüs

Rannikumeres elavad varjatud eluviisiga kalaliigid on oma elukoha ning ökoloogia tõttu raskesti seiratavad. Madal veesammas ning vähese läbipaistvusega keskkond ei võimalda efektiivselt rakendada klassikalisi seiremetoodikaid, milleks on näiteks traalimine ja seire noodaga. Samas on sellised kalaliigid osa toiduvõrgustikust, olles sellega paljude majanduslikult oluliste kalaliikide toiduks. Lisaks kalade väljapüügile keskenduvatele seiremeetoditele (nt traalpüük) on viimasel ajal kasutusele võetud ka mitmeid väheminvasiivseid, eeskätt vaatlusel põhinevaid seiremeetodeid. Seda sukeldujate, kaamerate või spetsiaalsete kulgurite abil. Tehnoloogia arengu ning laborite ning andmebaaside võimekuse suurenemisega on võimalikuks seiremetoodikaks kujunenud keskkonnast DNA ehk *environmental* DNA (eDNA) kogumine ning analüüsimine. Käesoleva töö eesmärk on kirjeldada nimetatud meetodeid ning hinnata nende sobivust Eesti rannikumere keskkonda. Lähtuvalt Eesti merepõhja olemusest ning kalakoosluste ökoloogiat on sobivaimaks lahenduseks meetodikate kombineerimine. Detailsemalt vaadeldakse eDNA ja visuaalse loenduse ning veonooda ja traalpüügi metodoloogiat ning kasutatavust Eesti rannikumeres.

Märksõnad: Seiremetoodikad, rannikumeri, eDNA, invasiivsed meetodid, mitteinvasiivsed meetodid

An Analysis of monitoring methodology for small-sized and hidden fish species in coastal sea fish assemblages

Cryptic fish species living in coastal seas are difficult to monitor due to their habitat and ecology. A low water column and an environment with low transparency do not allow the effective application of most classical monitoring methodologies, for example trawling and seine nets. At the same time, such fish species are part of the food web, being the food of many economically important fish species. In addition to monitoring methods that focus on catching fish (e.g. trawling), a number of less invasive monitoring methods, primarily based on observation, have recently been introduced. This is done with the help of divers, cameras or special rovers. With the development of technology and the increase in the capacity of laboratories and databases, the collection and analysis of environmental DNA

or eDNA has become a possible monitoring methodology. The purpose of this work is to describe the mentioned methodologies and evaluate their suitability for the Estonian coastal sea environment. Based on the nature of the Estonian seabed and the ecology of fish communities, the most suitable solution is to combine methodologies. The methodology and applicability of eDNA and visual counting, as well as longline nets and trawl fishing in the coastal sea of Estonia, is examined in more detail.

Keywords: monitoring methods, coastal sea, eDNA, invasive methods, non-invasive methods

Sisukord

Sissejuhatus	6
1. Materjal ja metoodika	8
2. Maailmas kasutatavad kalapüügi meetodid	9
2.1. Traalpüük	9
2.2. Õngpüünised	9
2.3. Tragi	10
2.4. Nakkevõrgud	10
2.5. Seinloodad	11
2.6. Tõstevõrgud	11
2.7. Lõkspüünised	11
2.8. Heitevõrgud	12
2.9. Noot	12
3. Invasiivsed seiremeetodid maailmas	14
3.1. Traalpüük	14
3.2. Kaldanoot	15
3.3. Nakkevõrgud	16
3.4. Lõkspüünised	17
3.5. “Buoyant pop net” meetod	17
3.6. Väikeste lõhkelaengute meetod	18
3.7. Mürkide kasutamine: rotenoon	18
4. Mitteinvasiivsed meetodid maailmas	20
4.1. Underwater visual census (UVC) ehk veealune visuaalne loendus	20
4.2. Baited remote underwater video (BRUV) ehk söödaga veealune videoloendus	21
4.3. Underwater towed videos (UTV) ehk veealused veetava kaameraga videod	22
4.4. Remotely operated vehicle (ROV) ehk kaugjuhitav kulgur	23
4.5. UVC, BRUV, UTV ja ROV meetodite võrdlus	24
4.6. Environmental DNA (eDNA) ehk keskkonnas leiduv DNA	25
4.7. Hüdroakustiline seire	26
5. Eesti mereala ja merekaitsealad	28
6. Eesti rannikumere väiksemõõtmeliste ja peidulise eluviisiga kalade sugukonnad	31
6.1. Sugukond mudillased (Gobiidae)	31
6.2. Sugukond tobiaslased (Ammodytidae)	31
6.3. Sugukond merinõellased (Syngnathidae)	32
6.4. Sugukond ogalikulised (Gasterosteiformes)	32
6.5. Sugukond hinklased (Cobitidae)	33
6.6. Sugukond võldaslased (Cottidae)	33
7. Eesti rannikuvetes enimsobilikud meetodid	34
8. Järeldused	39

Kokkuvõte	40
Summary	42
Tänuavaldused	44
Kasutatud kirjandus	45

Sissejuhatus

Töös vaadeldavad rannikumere elupaigad, milleks on jõesuudmed, lahed ning laguunid, on eutrofeerumise suhtes väga tundlikud. Soodumuse eutrofeerumiseks loovad veekogu väike sügavus ning inimtegevuse lähedus rannikule (Cloern, 2001). Väike sügavus soodustab nende piirkondade vastuvõtlikkust toitainete kuhjumisele ja sellest tingitud vetikate massilisele paljunemisele (Nixon, 2009).

Rannikumere biotoobi elustikku uurides saab informatsiooni Läänemere ranniku ökosüsteemide üldise seisundi kohta. Selline teave on oluline liikide elutingimuste ja nende asurkonna seisundi mõistmiseks (Bergström, Bergström, et al., 2016a; Bergström, Heikinheimo, et al., 2016b). Rannikualad on seal elavate liikide jaoks olulised toitumis-, paljunemis- ja kasvukohad (Fretwell, 1996). Kaladel on Läänemere ökosüsteemis võtmeroll - nad reguleerivad teiste liikide arvukust ja levikut, aidates kaasa toitainete ringlusele. Väiksemad kalad on saakloomadeks suurematele kiskjatele (Ojaveer et al., 2010). Läänemere madalad riimveed on olulised mitme kaubanduslikult olulise kala elutsüklis (Holm-Hansen et al., 2019).

Hetkel on rannikumere biotoobi väikesemõõtmeliste kalade kohta vähe uuringutel põhinevat infot, sest puuduvad tõhusad meetodid kõikide kalaliikide arvukuse hindamiseks (Holm-Hansen et al., 2019). Seire muudavad keeruliseks geograafilised ning bioloogilised tingimused – raskesti ligipääsetavad elupaigad, ebatasane põhjapinnas, kalade peiduline eluviis ning väikesed mõõtmed.

Kaugseiresüsteemide ning uueneva masinõppe lähenemisviise kasutades saab läbi viia põhjaelupaikade seiret ning kaardistamist. Varem kasutamata seiremeetodid laiendavad arusaama elutingimustest antud keskkonna ning koos asjakohase järelevalve tagamisega ning kaitsega saab luua jätkusuutlikuma elukeskkonna (Mohamed et al., 2018).

Käesoleva töö eesmärgiks on anda ülevaade kalapüügimeetoditest ning analüüsida maailmas kasutusel olevaid seiremeetodeid, mis on sobilikud väikesemõõtmeliste ning peidulise eluviisiga kalade arvukuse ja muutuste hindamiseks ning hinnata leitud meetodite sobivust Eesti merealadele. Sellised kalad on visuaalselt või käitumuslikult peidulise eluviisiga ning täiskasvanud isendi kehapikkus on kuni 10 cm. Peitumist võimaldavad elukohad, taimestik ning kivid, asuvad merepõhjas - seega peidulise

eluviisiga kalu leidub peamiselt veekogu põhjal või selle lähedal (Depczynski & Bellwood, 2003). Sellisteks kalaliikideks on Eestis sugukondade mudillased (*gobiidae*), merinõellased (*Syngnathidae*), ogaliklased (*Gasterosteidae*), tobiaslased (*Ammodytidae*), hinklased (*Cobitidae*) ja võldaslased (*Cottidae*) esindajad (Saat, 2022). Sobilikeks seiremeetoditeks loetakse siinkohal seiremetoodikad, mis võimaldavad sihtliikide isendite detekteerimist ning sihtliikide asurkonna struktuuri (eri suuruses isendite) detekteerimist.

1. Materjal ja metoodika

Töö koostamisel on kasutatud teadusartikleid, raamatuid ning veebilehekülgesid. Teadusartikleid otsiti peamiselt Sciencedirect, SpringerLink, ResearchGate ja Wiley Online Library teadusportaalidest. Materjale valiti vastavalt nende usaldusväärsusele ning asjakohasusele.

Meetodi sobilikkust on hinnatud vastavalt põhjatüübi olemusele ning meetodi võimekusele antud piirkonnas. Vastavalt Keskkonnaportaalile (11.04.2023) on Eesti rannikumeri jaotatud 16-ks alamüksuseks (veekogumiks). Alamüksuses sobilikud meetodid on vastavad seal üksuses valdavale põhjatübile. Arvesse on võetud ka üksuse positsiooni ning sellega kaasnevaid tegureid – erinevusi lainetuse tugevuses ja avatuses avamerele.

2. Maailmas kasutatavad kalapüügi meetodid

Food and Agriculture Organization of the United Nations ehk ÜRO Toidu- ja Põllumajandusorganisatsiooni (FAO) koostatud kalapüügivahendite käsiraamat annab ülevaate maailmas kasutatavate meetodite kohta. FAO on jaotanud kalapüügivahendid kümnesse suuremasse kategooriasse. Nendeks on seinnoodad, traalid, tragid, nakkevõrgud, õngpüünised, heitevõrgud, noodad, lõkspüünised, tõstevõrgud ja muud eriilmelised käsipüügivahendid (He et al., 2021). Järgnevalt on välja toodud üheksa maailmas enimlevinud püügimeetodit.

2.1. Traalpüük

Traalpüük on protsess, kus üks või kaks laeva, mida kutsutakse traaleriteks, veavad enda taga kotitaolist kurnpüünist (Kalapüügiseadus, 2015). Kurnpüünisest sõelutakse läbi suurel hulgal vett ning vees olnud kalad kogunevad püünise tagumisse ossa. Sealst tõstetakse saadud saak laevale. Traalpüük jaguneb vastavalt selle toimumiskohale põhjatraalimiseks, pelaagiliseks traalimiseks ning poolpelaagiliseks traalimiseks. Põhjatraalimise korral veetakse püünist veekogu põhjas, poolpelaagilise traalimisega põhja kohal ning pelaagilise traalimisega veesamba keskel. Traalimisega saadavad kalaliigid ning nende suurus sõltub kasutatud võrgu silma suurusest (He et al., 2021).

Traalpüük on üks enimlevinud kalapüügimeetodeid kogu maailmas, seega on ka selle mõju keskkonnale suur. Suurim kahjulik mõju on väikeste ning mittesoovitud liikide kaasapüük. Seda saab leevendada, kasutades võrgul suuremaid võrgusilmi.

2.2. Õngpüünised

Õngpüüniseid saab jagada kaheks kategooriaks – käsiõnged ja õngejadad. Käsiõnged on populaarne püügimeetod harrastuskalurite seas, kuid kutselised kalurid eelistavad õngejadade kasutamist (Aid, 2014). Õngpüüniste eesmärk on kala meelitamine konksu otsa, kasutades selleks sööta või peibutusvahendit, mis on paigutatud konksu peale. Sööda haaramisel jääb kala konksu otsa (Kalapüügiseadus, 2015).

Käsiõng koosneb tavaliselt ridvast, ujukist, õngenõõrist ning kuni kolmest konksust. Õngejada koosneb pealiinist, millel on kindla vahe tagant konksuga õnged ehk lipsud. Lipsude kaugus üksteisest sõltub soovitud kalaliigi suurusest (He et al., 2021).

Õngejadasid saab kasutada nii veepinnal kui ka veekogu põhjas. Vajaliku sügavuse saamiseks kinnitatakse liinile raskused, mis hoiavad õngejada soovitud sügavusel (Aid, 2014).

Motoriseeritud käsiõnge ehk trollimise puhul veetakse laevaga rahulikus tempos nõõri, mille otsas on sööt või peibutusvahend (lant) (He et al., 2021). Nõõrile lisatakse ka väikene ujuk, mille vee alla vajumine näitab saagi olemasolu. Trollimine toimub tavaliselt veepinna lähedal. See püügiviis on levinud hariliku tuuni (*Thunnus thynnus*) püügiks (Aid, 2014).

2.3. Tragi

Tragi on püügivahend, mis koosneb tugevast raamist, mille külge on kinnitatud metallrõngastest või võrgust kott (He et al., 2021). Tragisid lohistatakse saagi saamiseks mööda põhja. Suuremaid ja raskemaid tragisid, mida saab kasutada ka sügavamas vees, lohistavad paadid. Mehaanilised tragid on varustatud spetsiaalsete hammastega, mille abil saab tungida läbi põhjapinna ning kaevata välja kuni 60 cm sügavusel olevad merekarbid. Mehaanilised tragid on kasutusel peamiselt koorikloomade ning karpide püüdmiseks (Gaspar & Chicharo, 2007). Käsitsi liigutatavad kergemad tragid on sobilikud madalasse vette (He et al., 2021). Sarnaselt traalimisele kaasneb tragide kasutamisega suur mittesihthiikide kaaspüük.

2.4. Nakkevõrgud

Nakkevõrkude hulka kuuluvad triivvõrgud ja seisvad võrgud. Nakkepüünised ehk võrgud koosnevad pikast ristkülikukujulisest võrgust. Nende tööpõhimõte seisneb kala takerdumises või sissemässumises võrku (Kalapüügiseadus, 2015). Võrke hoiavad vertikaalses asendis ujukid ja raskused või vaiad, mis on paigutatud risti võrgu sisse. Vastavalt võrgu asetsemisele veesambas saab nendega püüda pinnalähedasi, pelaagilisi või põhjalähedasi liike. Triivvõrgud on ujukitega veepinnal ning triivivad pärivoolu. Triivvõrke kasutatakse pigem avamerel, kus takistusi on vähe (He et al., 2021).

2.5. Seinnoodad

Seinnoodad kuuluvad Eesti kalapüügiseaduse klassifitseerimise järgi kurnpüüniste hulka (Kalapüügiseadus, 2015). Seinnot on suurim kalapüünis, mis koosneb kõrgetest võrguseintest, mis ümbritsevad kalaparve nii külgedelt kui ka alt. Sellise ülesehitusega võrgust ei õnnestu kaladel välja ujuda. Külgmised võrguseinad on püsti ujukite abil. Seinnoodad on kasutusel pinna lähedal elavate avaveekalade püügiks (He et al., 2021).

2.6. Tõstevõrgud

Tõstevõrgud koosnevad raami külge kinnitatud rööptahuka, püramiidi- või koonusekujulisest võrgust, mille avaus jääb vees ülespoole (Kalapüügiseadus, 2015). Võrk sukeldatakse teatud sügavusele soovitud ajaks, mil kalad meelitatakse võrku kasutades vastavalt sihtliigi bioloogiale sööta või tehisvalgust. Kui soovitud hulk kalasid on avause kohal, tõstetakse võrk koos saagiga veest välja. Meetodit saab kasutada kas otse kaldalt või paatide pealt. Seda püügimeetodi kasutatakse pinna lähedal elavate kalade püüdmiseks (He et al., 2021).

2.7. Lõkspüünised

Lõkspüünised on statsionaarsed struktuurid, mille tööpõhimõte on kala eksitamises või suunamises püünisesse sööda või voolu abil, kust põgenemine on keeruline (Kalapüügiseadus, 2015). Lõkspüünised võivad olla üksikud püünised või jadedena esinevad pikad püünised. Lõkspüünised on mõrrad, kastmõrrad, kadiskad, rüsad ning õhulõksud (He et al., 2021).

Mõrd on lehtrikujuline püünis, mis koosneb juhtaiast ning mille pujused takistavad kaladel püünisest välja pääseda. Pujused on ahenev kere osa, millest läbi ujumine on lihtne, kuid samal trajektooriga tagasi ujumine on raskendatud. Ühel mõrral võib olla üks või mitu pujust vastavalt mõrra suurusele (Aid, 2014). Erinevate liikide püüdmiseks kasutatakse erineva võrgusilma suuruse ja ehitusega mõrdasid (Kalapüügiseadus, 2015).

Kastmõrd ehk seisevnot on mõeldud suuremas koguses kalade püüdmiseks. Kastmõrra sees on üks keskne juhtaed, millele lisanduvad kariaiad, mis aitavad mõrda mahutada rohkem isendeid (Aid, 2014). Kastmõrd koosneb vaiadele pandud võrguseintest, mis on

ankurdatud veekogu põhja. Vaiad ulatuvad veekogu põhjast pinnani välja. Võrk katab ka mõrra alumise poole, kuid on pinnalt avatud (He et al., 2021).

Kadiskad on madalad, kuni 0,6 m kõrgused lõkspüünised (Kalapüügiseadus, 2015), millele on iseloomulik lühike juhtaed ning mida kasutatakse muuhulgas aladel, kus esinevad suured tõusud ning mõõnad. Ajalooliselt olid kadiskad valmistatud puidust vaiadest, kuid tänapäeval on need peamiselt valmistatud traatvõrgust (He et al., 2021).

Õhulõksud on kasutusel hüppavate kalade püüdmiseks. Lõksud paigutatakse veepinnale, kuhu hüppavad kalad kinni jäävad (He et al., 2021).

2.8. Heitevõrgud

Heitevõrgud on loodud saagi püüdmiseks ülaltpoolt. Võrgud visatakse vette, kus nad vajuvad oma raskusega või kaluri poolt tekitatava survega sügavamale ning lõpuks sulguvad kalade ümber. Heitevõrkusid saab jagada ehituse järgi võrkudeks ning kastideks (He et al., 2021).

Heitevõrgud on valmistatud omavahel kokku seotud ristkülikukujulistest võrkudest, mis moodustavad koonusekujulise võrgu. Võrgu äärde on kinnitatud raskused ja pingutusnõör. Raskused aitavad võrgul kiiresti vajuda, vältides sellega kalade võrgust pääsemist. Pingutusnööri abil tõmmatakse võrgu põhi kinni ning kalad või krevetid jäävad lõksu. Kalade või krevettide kättesaamiseks tuuakse võrk kaldale ning võrku takerdunud saak sorteeritakse välja. Võrgud on kasutusel madaliku kohal ujuvate kalade või krevettide püüdmiseks (Voices of the Bay, 2011). Heitevõrke kasutatakse madalas vees nii kaldal kui ka paadist.

Kastid on kasutusel veekogu põhjast üksikute kalade või karpide püüdmiseks. Kastid ehk laternvõrgud on laterna või koonusekujulised tugevad struktuurid, mis on valmistatud metall- või plastraamist, mille ümber on võrk. Võrku jäänud kala või karp tõmmatakse välja püügivahendi ülaosas oleva avause kaudu (He et al., 2021).

2.9. Noot

Noodad kuuluvad kurnpüüniste hulka. Kurnpüünis on püügivahend, kus mingi osa veekogust piiratakse võrguga ümber ja saagi kättesaamiseks tõmmatakse kurnpüünis kaldale või paati (Kalapüügiseadus, 2015). Võrku suunatakse kahe pika nõoriga, mis on

kinnitatud võrgu otstesse (Aid, 2014). Noot koosneb koonusekujulisest võrgukotist, mille ülemisel serval jookseb peakõis ning alumisel jalakõis. Võrgu külgedel on tiivad, mis on vajalikud nii kalade suunamiseks võrgukoti poole kui ka võrgu vedamiseks. Vastavalt võrgu vedamise tüübile on olemas kaldanoot ning paadinoot (He et al., 2021).

3. Invasiivsed seiremeetodid maailmas

Invasiivsete meetodite tulemusel hukuvad uurimisobjektid ning teised samas keskkonnas elavad organismid (Schmitt et al., 2002). Seetõttu üritatakse antud meetodeid ökoloogilistes uuringutes vältida (Ackerman & Bellwood, 2000). Invasiivsed meetodid täidavad mitteinvasiivsete meetodite poolt uurimistulemustesse jäänud “augud”. Seega ei ole võimalik invasiivseid meetodeid täielikult vältida. Võimalikult ülevaatliku tulemuse saamiseks tuleb seiremetoodikaid kombineerida (Baker et al., 2016).

3.1. Traalpüük

Mere kalakoosluste seires üheks peamiseks meetodiks on traalpüük. Traalpüük on kõige eelistatum majanduslikult oluliste liikide püügiviis ning ka populaarne seiremetoodika. Selle meetodi kitsaskohtadeks on kaasnevad keskkonnakahjud, piiratud ligipääs keerukamates keskkondades ning suur rahaline kulu (Stoeckel et al., 2021).

Peidulise eluviisiga kalade elupaik on veekogu põhjas kiviste objektide või taimkatte vahel. Soovides püüda/uurida seda faunat, tuleb keskenduda põhjatraalimisele (Hiddink et al., 2020). Põhjatraalid on põhjaraskuste ning pinnapoidega varustatud traalvõrgud, mis avanuvad traalimise käigus tänu veesurvele (Watson et al., 2006).

Põhjatraalimine ei ole sobilik kõigil põhja pinnavormidel, sest võib takerduda või lõhkuda püügivahendit (French et al., 2021). Põhjatraalimine on sobilik madalas ning pehmes pinnases (Mavruk et al., 2016). Traalivõrgu küljes asuvad põhjaraskused muudavad põhjaelustiku füüsilist keskkonda, tekitades vagusid või eemaldades setteid ning jaotades neid laiali (Smith et al., 2007) ja võivad tekitada kaladele füüsilist kahju. Mõjude ulatuslikkus sõltub traalimise sagedusest ja intensiivsusest ning elupaiga tüübist (Watson et al., 2006). Traalimisega kaasneb suur mittesihtliikide ja juveniilide kaaspüük. Traalimisel kasutatav võrgu silmasuurus on otseselt seotud püütavate kalade kehamõõtmega - väiksemõõtmeliste kalade puhul peab valima väiksema suurusega silma. Väiksem silmasuurus muudab meetodi universaalsemaks kõigi väiksemõõtmeliste kalade puhul, kuid traalimine on siis raskendatud, kuna vee surve on suurem ning võrku takerdub suurema tõenäosusega ebavajalikke objekte nagu puutükid, vetikad ja prügi (Bayse & He, 2017).

Traaluuringute läbiviimiseks kulub suurel hulgal inimtööjõudu, kallist varustust ja laevakütust, muutes nende kasutuse kulukaks. Sellised kulutused piiravad meetodi kasutust.

Meetodi edukust vähendab kalade kiire liikuvus (French et al., 2021). Oma invasiivse olemuse tõttu on traalpüük keelatud paljudel merekaitsealadel. Invasiivsus toob endaga kaasa põhjaelustiku muutuse, mille mõju võib kesta aastakümneid või isegi sajandeid (Watson et al., 2006).

3.2. Kaldanoot

Noodaga püügi peamised sihtliigid on veekihis elavad väikesemõõtmelised kalad. Tegemist on väheselektiivse püügivahendiga ehk püügiga kaasneb suurel hulgal kaaspüüki (Cabral et al., 2003). Noot tõmmatakse vertikaalselt läbi vee, et kalad sinna takerduksid. Vertikaalse positsiooni saavutamiseks ning hoidmiseks asuvad alumises servas raskused ning ülemises servas poid. Pideva põhja ja pinna kontakti pärast on noodavõrgud kasutatavad madalas vees (Hahn et al., 2007). Meetod on sobilik mudase ja liivase põhjatuübiga keskkonnas (Cabral et al., 2003). Noodad on ebaefektiivsed ebatasase põhjaga veekeskkonnas, kus noodal on võimalik läbida vaid ainult mingit osa veesambast (Clark et al., 2007).

Rannikumeres kasutatakse sarnase tööpõhimõttega kaldanoota. Püügivahend koosneb kotist ehk võrgust ning pikkadest tiibadest, mis lähevad üle nõõriks. Kalade püüdmiseks kaldanoodaga on kaks varianti. Esimese korral paigutatakse noot soovitud kaugusele rannaga paralleelselt ning tõmmatakse see kaldale. Teise variandi puhul viiakse protsess läbi rannast kaugemal, paadiga ligipääsetavates kohtades. Noot tõmmatakse peale kalade ümberpiiramist paatidesse (He et al., 2021). Tegemist on invasiivse meetoditega, sest noota jäänud organisme uuritakse veest väljas (Hahn et al., 2007).

Kaldanoota on edukalt kasutatud mudillaste (*Gobiidae*) sugukonna uurimiseks. Mudillaste seireks sobilik kaldanoot oli suurusega 3 x 1,5 meetrit ning silmasuurusega 3,5 mm (Vedra et al., 2013). Samas I. Taali jt poolt (2017) Eru lahes läbi viidud rannikukalade uuringus kasutati muutuva silmasuurusega noota - tiibadel 10 mm ning võrgukotis 2 mm.

Meetodite edukust määrab ka ajaline faktor, st kas katse viidi läbi öösel või päeval (Říha et al., 2008). Seniste katsete tulemusena on nii erinevate liikide arvukus kui isendite hulk

neis suurem õistel püükidel. Samas on öise ja päevase püügi liigiline koosseis erinev. Kõige edukama tulemuse saamiseks tuleks eelistada katse läbiviimist nii päeval kui ka öösel (Guest et al., 2003). Noodalina pikkus sõltub soovitud biomassi suurusel. Väikesemõõtmeliste kalade püügiks, mille pikkus ei ületa 10 cm, on sobilik kuni 10 meetri pikkune noot (Říha et al., 2008).

3.3. Nakkevõrgud

Nakkevõrgud on püügimeetod, mis on oma lihtsuse ning universaalsuse poolest kasutusel olnud aastasadu. Algselt puuvillast ning kanepist punutud võrgud asendusid 1950ndatel läbipaistva sünteetilise materjaliga (He & Pol, 2010). Sünteetiliste materjalide läbipaistvus suurendas ka kalade takerdumise tõenäosust, muutes saagikuse suuremaks.

Nakkevõrgud on vertikaalses asendis olev võrgusein, mida hoiavad püstises asendis vastu põhja olevad raskused ning veepinnal ujuvad poid. Madalates piirkondades ning jõgedes kasutusel olevad nakkevõrgud on paigutatud vaiadele, et vool ei muudaks võrgu ehitust või ei viiks seda minema (He, 2006).

Sektsioonvõrgud ehk *NORDIC multimesh* on loodud kindla piirkonna liigirikkuse hindamiseks. Võrk koosneb mitmest erinevast sektsioonist, kus iga sektsioon on erineva silmasuurusega. See loob olukorra, et võrku saavad takerduda erinevate kehamõõtmega liigid ning isendid (Kurkilahti et al., 1998). Sektsioonide võrgusilma suurus jääb 5-55 mm vahele. Võrgud paigutatakse kahele või kolmele erinevale sügavusele, alustades rannikult ning liikudes rannajoonest kuni 10 meetri kaugusele. See lähenemisviis annab võimalikult hea ülevaate piirkonna liigirikkusest (Kurkilahti, 1999; Luokkanen et al., 2008).

Nakkevõrgud ei vaja järelevalvet ehk vette paigutatud võrgud jäävad soovitud ajaks vette. Selle tõttu võivad nakkevõrgud ilmastiku- või mereolude tõttu triivima minna (He et al., 2021). Nõnda jätkab järelevalveta võrk kontrollimatult püüki. Sellist nähtust nimetatakse kummituspüügiks (He & Pol, 2010). Püügi käigus takerduvad võrkudesse peale kaladest sihtliikide ka veelinnud ja imetajad. Seega on lahtised võrgud suureks ohuks veekeskonna faunale. Varasemalt looduslikest materjalidest punutud võrkude puhul lagunesid kaduma läinud võrgud kiiresti ning liikidele tekitatud kahju oli minimaalne. Tehnoloogia arenguga on püügivahendid täiustunud ning kasutusele võetud nailonist, polüetüleenist ja polüpropüleenist valmistatud võrgud ei ole biolagunevad, seega on nad võimalised püsima merekeskkonnas aastakümneid (Stelfox et al., 2016).

3.4. Lõkspüünised

Rüsa, teisisõnu rivimõrd, on vana kalapüügivahend, mis on Eestis peamiselt kasutusel Euroopa angerjate (*Anguilla anguilla*) isendite püügiks. Rootsi rannikuvetes on laialdaselt levinud rüsade kasutamine ökoloogilisteks uuringuteks. Meetod on suunatud isenditele, kelle kehasuurus on ca 10-12 cm (Bergström et al., 2013).

Rüsa on püünis, mis koosneb koonusekujulisest võrkkottidest, mis on paigutatud rõngastele, tekitades pika silindri. Võrgu suudmeosas on tiibasid meenutavad konstruktsioonid (juhtaed), mis suunavad kalad võrkkottide sissepääsu poole. Võrkude külge paigaldatakse ankrud või vaiad, mille abil püsivad rüsad veepõhjas (He et al., 2021).

Michigani osariigis USA-s läbi viidud seirel, mille käigus uuriti ümarmudila (*Neogobius melanostomus*) elupaikade hõivet ning toitumismustreid, kasutati püügivahendina 4,8 mm-se silmasuurusega rüsaid (Cooper et al., 2009). Mitmete erinevate uurimistööde tulemuste põhjal on 4-6 mm-se silmasuurusega rüsameetod sobilik mudila (*Gobiidae*) sugukonna isendite uurimiseks (Czugala et al., 2010; III et al., 2007; Jüza et al., 2018).

3.5. “Buoyant pop net” meetod

Pop net on püügiviis, mis on levinud madalaveelistes elupaikades (Connolly, 1994) ning sobib söödakalade ja teiste väiksemõõtmeliste veeloomade püüdmiseks raskesti ligipääsetavates kohtades.

Pop net koosneb ruudukujulisest võrgust, mille ülaossa on kinnitatud pöina funktsioneeriv suletud plastiktoru, mis paneb võrgu ülemise otsa hõljuma. Võrgud kinnitatakse vaiade või betoontükkide abil põhjapinnale. Konstruktsioonid paigutatakse juba varem kaevatud madalamatesse lohkudesse (Saintilan et al., 2007).

Tegemist on invasiivse meetodiga, seega peab see püügimeetod olema kooskõlas kohaliku kalapüügieskirjaga. Meetodit tuleb kasutada vastutustundlikult, et vältida ülepuüki või mittesihtliikide kahjustamist ning kaaspüüki. Ujuvate võrkude ebaõige kasutamine, milleks on näiteks nende vedamine üle tundlike elupaikade nagu mererohupreenrad, võib kahjustada veealust piirkonda. Võrgu selektiivsus on seotud silmasuurusega – väiksemate kehamõõtmega kalade puhul on kasutusel väiksem silmasuurus. Uurimustes kasutatud võrgusilma suurus on 0,6-2 mm (Connolly, 1994; Saintilan et al., 2007). Selektiivsus võimaldab vähendada mittesihtliikide või alamõõduliste liikide kaaspüüki.

Püügiviis nõuab minimaalseid oskusi, mis muudab selle kasutamise lihtsaks. Olenevalt seadistusest ja konstruktsioonist on meetod tõhus nii madalas kui ka sügavamas vees. Meetod nõuab palju eeltööd seoses madalate kaevikute tegemisega (Mazumder et al., 2005) ja muudab kaevikute näol veekogu põhja.

3.6. Väikeste lõhkelaengute meetod

Väikese laenguga veealuste lõhkeainete lõhkemisel tekib rõhulaine, mis uimastab või tapab kõik ujupõiega väiksed kalad plahvatuse raadiuses. Metoodika on kasutusel Rootsi rannikuvetes. Kui kasutada Rootsis lubatud lõhkeaine kogust, mis on 10 g Pentexit, on mõjutatud ca 2-20 cm pikkused kalad 5 m raadiuses (Eklöf et al., 2020).

Näiteks Nilsson jt (2004) poolt Askö piirkonnas kasutatud lõhkelaengute meetod viidi läbi 24-tunni jooksul 2-tunniste intervallidega. See võimaldas saada ülevaate erineva eluviisiga kaladest. Lõhkekehad lõhiti kalaparvede all ning pinnale kerkinud kalad koguti ning analüüsiti.

Eesti vetes on keelatud püüda kala lõhkelaenguga, sest meetodiga kaasneb suur kalade hukkumine ning kalavarude kahjustamine (Kalapüügiseadus, 2015).

3.7. Mürkide kasutamine: rotenoon

Rotenoon on liblikõieliste taimeperekondade *Derris* ja *Lonchocarpus* poolt toodetud mürk, mida kasutatakse pestitsiidina ning kalatõrje vahendina. Seda keemilist ühendit on kasutatud kalades narkoositaolise seisundi tekitamiseks, mis loob soodsa olukorra kalade püüdmiseks. Seda nii inimtoiduks mõeldud püügi hõlbustamiseks kui invasiivsete liikide tõrjeks (Melo et al., 2015).

Austraalias läbi viidud katse käigus piirati väikese silmasuurusega võrkudega alad, kuhu seejärel lisati rotenooni. Uurimus viidi läbi eesmärgiga saada infot peiduliste ning väikese kasvuga kalaliikide kohta. Uurimuse käigus tuvastati 274 erinevat liiki, millest mürgi kasutamisel tehti kindlaks 28 liiki, mida ei olnud võimalik registreerida mitteinvasiivse vaatlusmeetodiga (Ackerman & Bellwood, 2000). Mürgi kasutamine kõrge doosiga toob kaasa kalaliikide surma (Cannon & Greenamyre, 2010), kuid ökoloogilistel uuringutel kasutatakse seda madalamatel kontsentratsioonidel. Väikeses koguses rotenooni muudab

kalad liikumatuks, mis hõlbustab uuringu tegemist, mis omakorda annab võimaluse hinnata populatsiooni suurust (Lazo et al., 2014).

Lindudele, kes on toitunud kaladest, kelle organismis leidub rotenooni, ei ole sellel mürgil leitud negatiivseid mõjusid. Sarnaselt kaladele võib rotenoon letaalselt mõjuda ka kahepaiksetele ning vähilaadsetele (Thompson & Thompson, 2022).

Kalapüügiseadusega on keelatud Eestis kasutada kalapüügiks ning kalavaru kahjustamiseks mürk- ja narkootilisi aineid. See piirab rotenooni kasutust kui meetodit Eesti veekogudes (Kalapüügiseadus, 2015).

4. Mitteinvasiivsed meetodid maailmas

Et minimeerida kahjulikku mõju keskkonnale ja kalapopulatsioonidele ning selle kaudu säilitada ökosüsteemide jätkusuutlikkus, on seireks vaja kasutada mitteinvasiivseid meetodeid (Zemanova, 2020). Mitteinvasiivsed meetodid on vajalikud ka merekaitsealadel ning kaitsealuste liikide seireks (Cappo et al., 2006). Mitteinvasiivsed meetodid võimaldavad uurida merekaitsealadel elavat loomastikku, rikkumata nende elukvaliteeti (Unsworth et al., 2014).

4.1. *Underwater visual census* (UVC) ehk veelune visuaalne loendus

Underwater visual census (UVC) ehk veelune visuaalne loendus on sukeldujate kaasabil kalaliikide loendus ja tuvastamine määratletud piirkonnas (Lindfield et al., 2014).

Tegemist on mitteinvasiivse uurimismeetodiga, mis on laialdaselt kasutuses korallriffide ning kivise põhjaga merealade uurimiseks (Samoilys & Carlos, 2000). Samuti annab selline lähenemisviis võimaluse uurida kalakooslusi raskesti ligipääsetavates rannikelupaikades, milleks on näiteks meriheina (*Zostera*) peenrad ning mangroovide rägastik (Kimirei et al., 2011).

Sukeldujate poolt kogutud andmed peavad olema kogutud sarnaseid teadmisi, oskusi ja seadmeid omavate inimeste poolt. Erinevate teadmiste, seadmete ja keskkonnatingimuste puhul ei ole kogutud tulemused võrreldavad. Sukeldujate kasutamine nõuab eelnevat väljaõpet ning pikaajalisi õpinguid litoraali kalastiku kohta (French et al., 2021). Samuti on erinev kalade käitumine ning reageerimine vaatlevale sukeldujale. Nende probleemkohtade tagajärjel muutub loendatud kalaliikide esinemissageduse hinnang ebatäpseks (Colton & Swearer, 2010). UVC meetodi kasutamine piirab info kogumist öise eluviisiga kalade kohta (Schmitt et al., 2002).

UVC meetodi on võimalik läbi viia erinevate proovialade jaotusega. Nendeks on transektide kasutamine, statsionaarne punktmeetod või juhuslik ujumine ja seire (Pais & Cabral, 2018). Kõige populaarsem UVC seire variant on transektid, mis on üksteisest lahutatud või üksteisega seotud ribakujulised proovivõtukohtad (Dickens et al., 2011). Punktloenduse korral piirdub ala ühest punktist nähtava alaga. Sukelduja stabiilsem olek ei hirmuta kalu ehk kalad, kes sukeldujat ei kardavad, jõuavad suurema tõenäosusega sukelduja vaatevälja (Colvocoresses & Acosta, 2007).

UVC meetodi üheks mõjutajaks on sukelduja mõju kalade käitumisele. Sukelduja võib tekitada kalades hirmu või uudishimu, mille tõttu suureneb või väheneb loendatavate isendite hulk. Sukeldujatega seotud mõjutused on tulnud välja paljude kalauuringute meetodite juures, kuid eriti on seda märganud UVC ning transektide kasutamises (Dickens et al., 2011). Transektuuringud hõlmavad suuri alasid ehk paljude kalade territooriume.

Seiret läbiviiv sukelduja tekitab häiringut ning hirmu läheduses olevatel kaladel ehk lüheneb vaatlusaeg antud piirkonnas. Sukeldujast tulenevate mõjude minimeerimiseks saab kasutada kinnise õhuringega sukeldumisvarustust. Kalad väldivad sukeldujaid, kelle varustus tekitab mulle ning heli. Eriti pelglikud on kalad piirkonnas, kus tegeletakse intensiivselt harrastuskalapüügiga (Lindfield et al., 2014).

Katse edukust ning ajalist piirangut mõjutavad võtmetegurid on veetemperatuur ja vee läbipaistvus. Edukus varieerub veel sõltuvalt sihtliikide omadustest (suurus, liikuvus, käitumuslik reaktsioon sukeldujatele, peidulisus), andmekogujate väljaõppest, elupaiga tüübist ning vee voolust ja liikuvusest (Edgar et al., 2004). Parasvöötme veekogudele omased madalad veetemperatuurid on piiravad tegurid ning soodustavad sukeldujal hüpotermia tekkimist (Joiner, 2001). Läänemere pinnatemperatuurid jäävad suvel 13-18 kraadi, sügisel 9-6 kraadi ning talvel 3-0 kraadi vahele (Eesti Entsüklopeedia, 1992). Seega jätavad antud temperatuurid siinsetes vetes UVC meetodi mugavaks rakendamiseks minimaalse ajaakna (Frehse et al., 2020). Eesti põhjaranniku vee läbipaistvus jääb vastavalt piirkonnale ning keskkonnateguritele 6,4-2,4 meetrini. Vee läbipaistvust mõjutavad inimtegevus, sadamate ja paatide mõju, ja vetikate massiline paljunemine ehk õitseng (Martin, 2011). Õitsengud on tavaliselt lühiajalised ning neid perioode tuleb UVC puhul vältida.

Olenemata kõigist probleemidest on UVC meetod endiselt maailmas laialdaselt kasutuses olev seiremetoodika (Dickens et al., 2011).

4.2. *Baited remote underwater video (BRUV)* ehk söödaga veealune videoloendus

Baited remote underwater video ehk BRUV meetod kujutab endast veekindlas ümbrises kaamera paigutamist soovitud uurimispiirkonda. Katse pikkus sõltub peamiselt kaamera aku kestvusest. Tehnoloogia arenedes on kaamera pildikvaliteet selgemaks ning aku kestvusaeg pikenenud, mis võimaldavad täpsemaid tulemusi (Torres et al., 2020). BRUV

tüüpi proovivõtumeetodit kasutatakse erinevates elupaigatüüpides – suudme- ja rannikualadel ning avavees. Antud meetod on mitteinvasiivne ning kuluefektiivne, seega võimaldab laialdast kasutust (Dorman et al., 2012). Katseaja pikendamiseks on kasutanud Torres jt (2020) Gopro Hero3 kaameraid, mille akude kestvus on kuni 27 h. Kaamera paigutati surfilaua alla koos tehisvalgustiga, mis lülitus sisse öösel ning selle energiaallikaks oli aku, mida laeti surfilaua peal olevate päikesepaneelide abil.

BRUV meetodiga on viidud läbi katse Atlandi ookeani põhjaosa madalates rannikuvetes. Katses kasutati kahte Canoni kaamerat, mis olid paigutatud spetsiaalsesse veekindlasse PVC korpusesse, millel olid läbipaistvad “aknad”. Kaameratele lisati LED tuled, sest vee läbipaistvus oli keskmisest halvem. Kaameratest 90 cm kaugusele paigutati 1 l suurune kott söödaga. Kaamerad paigutati kas meriheinade (*Zostera*) või pruunvetikate (*Phaeophyceae*) kasvukohtadesse. Tehti kaheksa 2-tunnist katset ning viis 6-tunnist katset. Lõpptulemusena registreeriti 18 taksonoomilist rühma. Meriheina vahelt leiti 17 taksonit ning pruunvetika elupaikadest 12 taksonit (Unsworth et al., 2014).

Meetodit saab kasutada vastavalt kalaliikide sihtrühmale kas söödaga või söödata. Seega on meetod rakendatav erinevatele toitumisviisidele. BRUV meetodi puhul ei ole proovivõtu pindala kindlaks määratud. See sõltub sööda levimisest ehk ilmastikust ning hoovustest (Schramm et al., 2020). Sarnaselt UVC-le on BRUV meetodit võimalik rakendada nii statsionaarselt kui ka liikudes. Statsionaarse variandi puhul on kaamera koos raamistikuga kinnitatud põhjapinnale. See lähenemisviis registreerib väiksemat arvu territoriaalseid liike, sest üks proovivõtuala on väiksemal territooriumil. Transektide puhul liigutab söödakotiga varustatud kaamerat vastava väljaõppega sukelduja (Langlois et al., 2010).

BRUV meetodi kasutamisel jäävad alles videosalvestused, mida saab vajadusel sõltumatult uuesti analüüsida. Seega puudub vaatejatevaheline varieeruvus ning tulemused muutuvad usaldusväärsemaks (Langlois et al., 2010).

4.3. *Underwater towed videos (UTV)* ehk veealused veetava kaameraga videod

Meetod on kasutusel rannikumere põhjaelustiku uurimiseks ning kaardistamiseks (Grizzle et al., 2008). UTV abil saab talletada videopildid põhjaelustikust ning seda teha keskkonda kahjustamata. Meetodis kasutatavaid kaameraid saab kinnitada vastavalt vajadusele.

Mohamed et al. (2018) poolt loodud konstruktsioonis kinnitati kaamera laeva alla, et saavutada võimalikult stabiilne pilt. Suur vahemaa laevale kinnitatud kaamera ning põhja vahel muutis põhjaelustiku määramise keerukaks. Parema videopildi saavutamiseks paigutati kaamera kõrvale valgustus. Sõltuvalt põhjataimestiku tüübist saab paigutada kaamera sobivale kõrgusele, et vaateväli oleks vaba. Sügavus veepinnalt ning stabiilsem pilt saavutatakse raskuste ning korkide/poide abil (Boman et al., 2016). Kasutatakse kahte kaamerat, millest üks on suunatud merepõhjale ning teine horisontaalselt veekihile. See hoiab ära kokkupõrked kaamera ning merepõhjast kõrgemate objektide vahel (Trobbiani et al., 2018). Koos salvestatud videoga registreeritakse kaamerapildi asukoht GPS seadme abil (Grizzle et al., 2008). See annab võimaluse kaardistada põhjaelustiku täpne paiknemine ning territoriaalsete liikide elupaigad.

4.4. *Remotely operated vehicle (ROV) ehk kaugjuhitav kulgur*

Remotely operated vehicle (ROV) meetodit kasutatakse peamiselt naftaplatvormide hooldus- ja ehitustöödel (Capocci et al., 2017) ning neid ümbritseva bioloogia uurimiseks (Love et al., 2020). Tegemist on süvavee põhjaelustikku uuriva meetodiga, mis on leidnud rakendust ka rannikumeres. ROV liigub erinevatel merepõhja substraatidel mööda fikseeritud transekte (Sward et al., 2019). Kaugjuhitavad sõidukid ja neid vedavad sõiduriistad, peamiselt paadid, on ühendatud omavahel kaabliga. Seega ROV-i kasutust piiravateks teguriteks on kaabli pikkus ning paadi/laeva võimekus uuritavasse piirkonda pääseda (Azis et al., 2012). Kulguriga ühendatud paadil asub kontrollkeskus, mille abil saab kontrollida sõiduki liikumist, kaamera tegevust ning valgustuse tugevust ja suunda. Kulgur saadab kontrollkeskusesse andmeid sügavuse kohta. Kaamera tegevus on jälgitav läbi kontrollkeskuses oleva ekraani (Pacunski et al., 2008). ROV kulgureid saab kasutada ohtlikes tingimustes nagu näiteks turbulents keskkond ning liiga suur sügavus, kuhu sukeldujad ligi ei saa. Vastavalt uurimisobjekti suurusele ning asukohale jaotatakse ROV kulgurid erinevatesse kategooriatesse (Capocci et al., 2017). Vaatlusklassi ROV (OCROV) alla kuuluvad robotid, mis on sobilikud madalas vees, kuni 300 meetrit, tehtavatele uuringutele. Neid kasutatakse nii üksinda kui ka võimalikult täpse tulemuse saamiseks täiendusena vaatlusi läbiviivale sukeldujale (Christ & Wernli Sr, 2013).

Tegemist on mitteinvasiivse proovivõtumeetodiga ehk meetodi mõju keskkonnale on minimaalne (La Mesa et al., 2022). Häiringut ning kalade käitumist mõjutavad suuremõõtmelised, tugevat müra ning kunstlikku valgustust kasutavad tööklassi ROV-d.

Väiksemõõtmelised mikro ROV-d ei kasuta tehisvalgustust ning mürateke on minimaalne (Trenkel et al., 2004).

Liigirikkuse registreerimise efektiivistamiseks kasutatakse filmitava vaatevälja suurendamiseks mitut kaamerat (Lund-Hansen et al., 2018). Filmitud videopildid talletatakse ning neid saab tulevikus korduvalt kasutada. Kõik vaatlused toimuvad reaalajas ning ebatäpseks jäänud piirkonnad on võimalik korduvalt läbi kontrollida. (Harvey & Cappo, 2001). Kulgurite külge on paigaldatud GPS seadmed, mis võimaldavad põhjaelustiku täpset kaardistamist (Yamamuro et al., 2002).

4.5. UVC, BRUV, UTV ja ROV meetodite võrdlus

Erinevate meetodite kasutamisel sama piirkonna liikide arvu ning isendite hulga muutuste seireks peavad keskkonnatingimused olema võrreldavad. Vaid sellisel juhul võib järeldada, milline meetod on antud piirkonnas liikide ja isendite arvukuse määramiseks kõige sobivam. Tuginedes eelnevalt koostatud meetodite iseloomustustele on võimalik visuaalseid meetodeid omavahel võrrelda (Tabel 1)

Liikuvate meetodite (UVC, UTV ja ROV) puhul läbib sukelduja rohkemate kalade territooriumeid võrreldes statsionaarse meetodiga (BRUV). Liikuvate meetoditega on kasulik vaatlusi teha piirkondades, kus esineb teadaolevalt rohkem territoriaalseid liike. Samas võib liikuv objekt tekitada kalades häiringut ning väheneb peiduliste kalaliikide nägemise tõenäosus.

Meetodi valiku puhul tuleb arvesse võtta ka uuritava liigi toitumiseelistusi. Lepiskalade puhul ei tõsta sööda kasutamine kalade esinemissagedust. Röövkalade puhul on olukord vastupidine. Suurema isendite hulga registreerimiseks tuleb kasutada sööta, mis on sobilik uuritavale liigile (Colton & Swearer, 2010).

BRUV, UTV ning ROV seiremeetoditel jääb alles videosalvestus, mida saab korduvalt vaadata, muutes liikide määramise lihtsamaks ning tõstes liikide määramise usaldusväärsust. UVC puhul sõltub määramise edukus ning katse tulemuslikkus suuresti sukelduja teadmistest, reaktsioonikiirusest ning kogemusest. Kuna tegemist on visuaalsete meetoditega siis edukus on mõjutatud vee läbipaistvusest. Vee läbipaistvust mõjutavad ilmastikutingimused - tuulistes ning pilvistes oludes on läbipaistvus keskmisest madalam ning ka meetodi edukus selle võrra madalam.

Tabel 1. Visuaalsete meetodite võrdlus erinevate tingimuste puhul. UVC - veealune visuaalne loendus, BRUV - söödaga veealune videolõendus, UTV - veealune veetava kaameraga vaatlused, ROV - kaugjuhitav kulgur

	UVC	BRUV	UTV	ROV
Kuluefektiivsus		x	x	
Väljaõppinud spetsialisti vajadus	x		x	
Algmaterjali taasvaatluse võimalus		x	x	x
Sobivus lepiskalade vaatluseks	x		x	x
Sobivus röövkalade vaatluseks		x		
Sobivus territoriaalsetele kalade vaatluseks	x		x	x
Universaalsus erinevatele põhjatüüpidele	x	x		
Sõltuvus ilmastikutingimustest	x	x	x	x

Ideaalis oleks vaja kasutada kahte seiremeetodit, mis täiustaksid üksteist ning annaksid võimalikult suure ülevaate kogu kooslusest. Kahe seiremeetodi kombineerimisel saab hinnata pikaajalisi muutusi eri koosluste vahel. Spetsiifiliselt vaid mõnele valitud liigile suunatud uuringute korral tuleb valida nende liikide jaoks sobivaim meetod ja proovivõtuala (Baker et al., 2016).

4.6. Environmental DNA (eDNA) ehk keskkonnas leiduv DNA

Keskkonna-DNA (edaspidi eDNA) on geneetilise materjali, näiteks organismide nahakudedest, limast, sekreedist või väljaheidetest pärineva DNA leidumine keskkonnas (Taberlet et al., 2012). Veekeskkonnas on selleks veeorganismidest merevette lekkinud geneetiline materjal. Kalade eDNA uuringuid tehes saab tuvastada antud keskkonnas liigirikkust, elupaikade segregatsiooni ja kalakoosluste ruumilisi ja ajalisi liikumisi (Miya, 2022).

eDNA tehnoloogia puhul kogutakse välitöödel suures mahus veeproove. Välitööd saab teostada minimaalse varustusega mitte-ekspertide poolt ehk eDNA kogumine ei nõua suurt

väljaõpet (Stoeckle et al., 2021). Veeproove kogudes tuleb arvestada vee liikuvusega ning veesamba segunemise tasemega. Sõltuvalt nendest omadustest ning organismide esinemisest tuleb proovid koguda kas kogu veesamba ulatuses või kindlast veekihist (Panksep et al., 2021).

eDNA on tõhus viis haruldaste, väikese arvukusega liikide tuvastamiseks. Selle meetodi negatiivseteks külgedeks on DNA hajumine ning valenegatiivse või valepositiivse tulemuse võimalikkus (Aglieri et al., 2021). Proovide käigus võib tuvastada ka mittedihtliike. Nõnda juhtus Hiina teadlaste poolt läbi viidud uuringus, kus peale kalaliikide registreeriti ka veelinde ning kahepaikseid (Zou et al., 2020). Saadud tulemused on suuresti mõjutatud eDNA levikust vees, mis sõltub nii ilmastikust, proovivõtu ajast kui keskkonnatingimustest. Sõltuvalt keskkonnatingimustest toimub eDNA ebaühtlane hajumine keskkonda (Stoeckle et al., 2021). Valepositiivse tulemuse korral registreeritakse vastus kohas, kus kala tegelikkuses ei esine. Seega läbi valepositiivse tulemuse võib kalaliigi areaali ulatust üle hinnata (George et al., 2021).

Tegemist on alles areneva seiremetoodikaga, seega andmebaasides puuduvad andmed paljude kalaliikide kohta, muutes taksonite määramise keerukaks ning ebatäpseks. Uurimistöde käigus täidetakse pidevalt lünki andmebaasides kuid hetkel on tegemist veel alles areneva proovivõtumeetodiga ning täisväärtuslike andmebaasideni jõudmiseks kulub veel aega ning ressursse (Aglieri et al., 2021). Eestis on eDNA meetodi abil edukalt registreeritud näiteks ümarmudila (*Neogobius melanostomus*) isendeid (Panksep et al., 2021).

Võrreldes visuaalsete meetoditega, kus üheks negatiivseks mõjuks on inimese või vette paigutatud objekti mõju kaladele, siis eDNA proovivõtu puhul see mõju puudub. Nii annab eDNA soodsama võimaluse koguda infot peidulise eluviisiga ning inimestest hoiduvate kalade kohta (Beng & Corlett, 2020). Port et al. (2016) poolt läbiviidud eDNA metabarkodeerimise uuring California Monterey lahes leidis vastavuse eDNA ja visuaalse uuringu tulemuste vahel. eDNA suudab eristada selgroogsete koosluste kogumeid nende elupaikadest täpsusega 60...100 meetrit.

4.7. Hüdroakustiline seire

Hüdroakustiline seire on meetod, mis põhineb helilainete kasutamisel kalade ja muude veesambas olevate objektide leidmiseks (Godlewska et al., 2004).

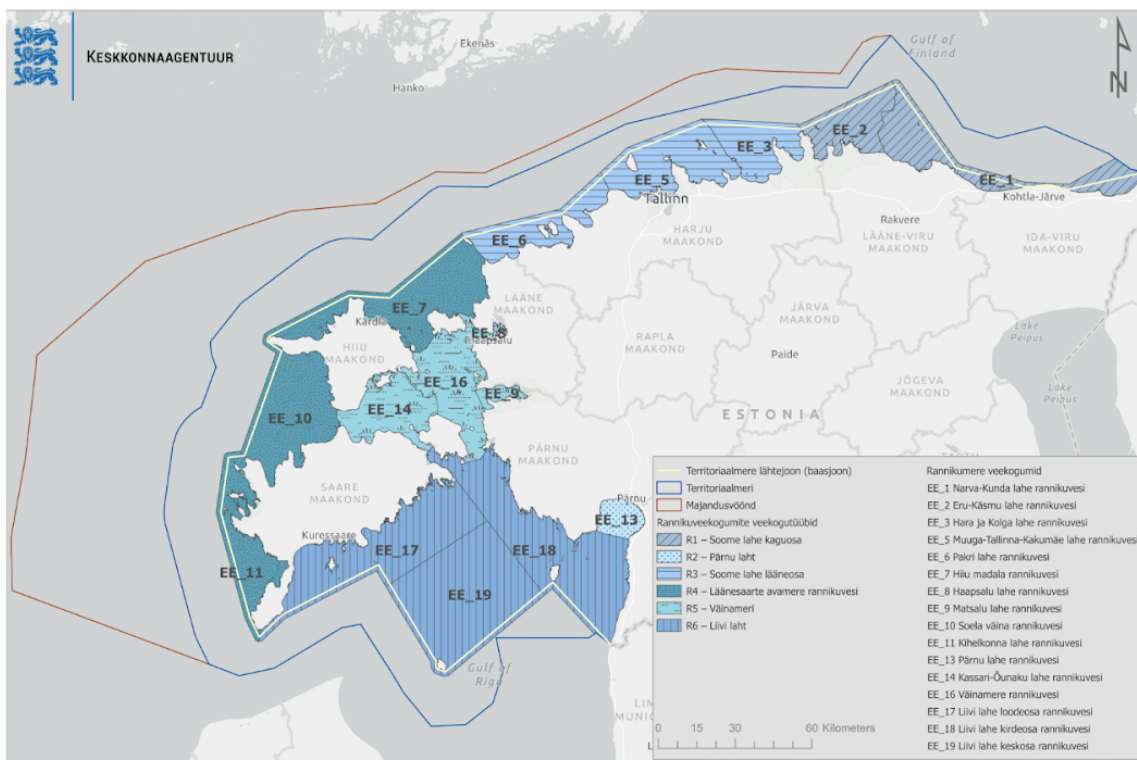
Kajaloodid ehk sonarid on seadmed, mis edastavad keskkonda akustilisi impulsse ehk helilaineid. Keskkonda kiiratud heli levib kuni keskkonna erineva tihedusega sihtmärgini ning peegeldub sihtmärgi pinnalt tagasi vastuvõtjasse ehk transmitterisse. Keskkonnast saadud tulemused kuvatakse ehhogrammil, kus joonistuvad välja salvestatud objektid (Martignac et al., 2015). Meetodi käigus teisendatakse füüsilised mõõtmised bioloogilisteks, millega on võimalik kirjeldada kalapopulatsioone (Trenkel et al., 2011). Objektide alla kuuluvad keskkonnas elavad liigid kui ka nende elupaigad (Godlewska et al., 2004). Kaja teket mõjutavad organismist erinevad tihedus, elastsus, kokkusurutavus ja heli kiirus organismi sees. Soovitud liigi eristamiseks tuleb arvestada tema kehamõõtmete ning elukeskkonnaga veesambas. Eestis on kasutatud SIMRAD'i EK60 kajalood-integraatori süsteemi ogalike (*Gasterosteus aculeatus*) ökoloogilisteks uuringuteks (Eesti Mereinstituut, 2017).

Võrreldes invasiivsete püügimeetoditega minimeerib hüdroakustiline seire otsest inimhäiringut ning mõju kalade tervisele. Meetodi kasutamine toob endaga kaasa suurenenud mürasaaste, mis mõjutab mere elusorganisme (Trenkel et al., 2011). Meetodi piiravaks teguriks on paadi kiilu sügavus ning ligipääs madalamatele rannikualadele. Madalama kiiluga laevadel on suurem võimalus pääseda rannikualadele.

5. Eesti mereala ja merekaitsealad

Merepõhjas olevad setted on põhjataimestiku ja loomastiku kujundajaks ehk setetega määratakse põhjaelustiku esinemine. Modelleeritud tulemuste põhjal on Eesti merealal enimlevinud merepõhja tüübiks mudased setted. Laialdaselt leidub ka moreen-, liiv- ja jämedateralisi setteid ehk veeriseid. Samuti segatud alasid ehk erinevatest setetest koosnevaid merepõhja tüüpe (Martin, 2012).

Eesti rannikuveekogumid on jaotatud 16 erinevasse allüksusesse (Joonis 1). Kõikide Eesti rannikuveekogumite seisund on määratud halvaks (Keskkonnaportaal, 11.04.2023).



Joonis 1. Eesti rannikuveekogumite jaotus (Keskkonnaportaal, 11.04.2023).

HELCOMi (Helsingi komisjon ehk Läänemere merekeskkonna kaitse komisjon) ehk Läänemere kaitsealadeks on Eesti rannikumeres nimetatud Lahemaa, Väinameri, Hiiu madal, Vilsandi, Pakri ja Pärnu laht. HELCOMi eesmärgiks on taastada ja säilitada ökosüsteemid. Seega antud kaitsealadel ei ole soovitatav kasutada invasiivseid seiremetoodikaid. (HELCOM, 04.03.2023).

“Co-ordination Organ for Baltic Reference Areas” (COBRA) organisatsioon haldab andmebaasi, kuhu on kogutud Läänemere seirealadelt proove ning infot Läänemere

rannikualade kohta. Seireprogramm on suunatud peamiselt põhjakaladele ning bentopelaagilistele liikidele, mida leidub rannikualadel soojadel kuudel. Väikeste kehamõõtmega kalu perekondadest mudillased (*gobiidae*), merinõellased (*Syngnathidae*), ogaliklased (*Gasterosteidae*) ja tobiaslased (*Ammodytidae*) on püütud harva ehk ühtne hinnang nende populatsiooni kohta on puudulik (HELCOM, 2006).

Eesmärgiga parandada Läänemere seisundit ning selle kaudu tõsta Läänemere elustiku elukvaliteeti, tuleb arvestada kõikide Läänemeres elavate elusorganismidega. Seega peab kaasama uuringutesse ka väikesemõõtmelised kalad, mida senini on tehtud sporaadiliselt. Väikesemõõtmelised kalad ei ole arvestatud uuringutesse, sest hetkel kasutusel olevad seiremeetodid – suurema silmasuurusega võrgud, ei ole sobilikud nende seireks (Tabel 2.).

Tabel 2. *Co-ordination Organ for Baltic Reference Areas (COBRA)* programmis kasutatud püügivahendid ning esimene proovivõtu aasta.

Piirkond	Seiremeetod	Algusaasta
Råneå	Rannanoot	1994
Råneå	Sektsioonvõrgud	2002
Holmöarna	Rannanoot	1989
Holmöarna	Sektsioonvõrgud	2002
Forsmark	Rannanoot	1983
Forsmark	Sektsioonvõrgud	2001
Finbo	Rannanoot	1987
Finbo	Sektsioonvõrgud	2002
Kumlinge	Sektsioonvõrgud	2003
Brunskär	Rannanoot	1991
Brunskär	Sektsioonvõrgud	2002
Haapasaaret	Sektsioonvõrgud	2003
Lagnö	Sektsioonvõrgud	2002
Muskö	Võrgujada	1991
Hiumaa	Võrgujada	1991
Kväddfjärden	Võrgujada	1987
Kväddfjärden	Sektsioonvõrgud	2001
Daugava	Võrgujada	1993
Torhamn	Sektsioonvõrgud	2002
Curonian lagoon	Võrgujada	1991
Polish EEZ	Traalpäül	1996

COBRA uuringus kasutatud seiremeetodid ei ole kõigile kalatüüpidele sobilikud. Tulemuste võrdluseks ning ühildamiseks peaksid eri riikides kasutatavad meetodid olema samasugused/sarnased ja võrreldavad.

6. Eesti rannikumere väiksemõõtmeliste ja peidulise eluviisiga kalade sugukonnad

Töös vaadeldavad Eesti rannikumere väiksemõõtmeliste ja peidulise eluviisiga kalade sugukonnad on järgmised: mudillased (*Gobiidae*), merinõellased (*Syngnathidae*), ogaliklased (*Gasterosteidae*), tobiaslased (*Ammodytidae*), hinklased (*Cobitidae*) ja võldaslased (*Cottidae*).

6.1. Sugukond mudillased (*Gobiidae*)

Mudillased on mere- ja riimvee kalad, kelle kehapikkus jääb tavaliselt alla 10 cm. Väikseimad liigid on vaid 1 cm pikkused (Saat, 2022). Eestis esineb kuus liiki mudillasi – must mudil (*Gobius niger*), võõrliik ümarmudil (*Neogobius melanostomus*), pisimudilake (*Pomatoschistus microps*), väike mudilake (*Pomatoschistus minutus*), kirjumudil (*Gobiusculus flavescens*) ja samuti võõrliik ida-lontmudil (*Proterorhinus nasalis*). Lisaks on Eestisse jõudnud võõrliigina üks unimudillaste (*Odontobutidae*) perekonna liik – kaug-ida unimudil (*Perccottus glenii*) (Hunt, 2012).

Suviti elavad mudillaste sugukonna loetletud liigid rannikulähedastele aladel veetaimestikus või liivastel pindadel. Talveks liiguvad nad sügavamale ning rannikust eemale (Riikoja, 1927). Kõigil nendel liikidel on rannikumeres oma elukohta, toitumise ja sigimise poolest erinevad eelistused (Saat, 2022). Peamine toiteallikas kõikide liikide puhul on zooplankton või zoobentos, vähilaadsed, surusääse vastsed. Suuremate liikide, näitekas kaug-ida unimudil, ümarmudil ja mustmudil isendid toituvad ka väiksematest kaladest. Kaug-ida unimudila puhul on täheldatud ka kannibalismi. Mudillased kinnitavad enda marja merepõhjal olevatele kividele või tühjadele karpidele. Samuti on levinud kudemispaiakade esinemine inimtekkelisel prügil: konservikarpidel, pudelitel, jalanõudel. Kogu loodete arengu aja valvavad ning kaitsevad isased mudillased marja (Hunt, 2012).

6.2. Sugukond tobiaslased (*Ammodytidae*)

Eestis leidub kaks liiki tobiaslasi (*Ammodytidae*). Väiketobias (*Ammodytes tobianus*), kes elab Eesti rannikuvetes, peamiselt Liivi lahes (Loates & Miller, 2006). Suurtobias (*Hyperoplus lanceolatus*) elutseb peamiselt Soome lahes ning on vähearvukas (Saat, 2022). Suurtobias toitub juveniili eluetapis zooplanktonist ning hiljem kaladest, sealhulgas

ka enda liigikaaslastest. Väiketobiase põhitoidu moodustab zooplankton, peamiselt vesikirbud ning aerjalgsed, ning harvem räimevastsed (Hunt, 2012). Eestis esinevatele tobiastlastele iseloomulikuks elupaigaks on liivane merepõhi. Suvekuudel elavad madalamas vees ning talveks suunduvad sügavamale (Mikelsaar, 1984). Nooremad isendid elavad pelaagilises veekihis. Niitjate jätketega marjad koetakse liivasele-kruusasele põhjale, kinnitades munad liivaterade külge (Loates & Miller, 2006).

6.3. Sugukond merinõellased (*Syngnathidae*)

Eesti riimvetes elutseb kaks liiki merinõellasi – madunõel (*Nerophis ophidion*) ja merinõel (*Syngnathus typhle*). Liigid on omapärase väljavenitatud pikliku kujuga. Merinõel ning madunõel on võimelised muutma enda kehavärvust vastavalt keskkonnale. See muudab nende märkamise keeruliseks. Peamiseks elukeskkonnaks on rannavöötmes esinevad merirohu (*Zostera*) ja keelikvetika (*Chorda*) tihnikud (Loates & Miller, 2006).

Vastavalt liigile kinnituvad madunõel keelikvetika ning merinõel meriheina külge püstisesse asendisse, kasutades selleks enda saba. Nii sulanduvad isendid oma värvuse, asendi ja kehakuju tõttu vetikate massi (Saat, 2022). Peamiselt toituvad liigid zooplanktonist, kuid madunõela toitumiseelistustes leidub ka selgrootuid, peamiselt kirpvähilisi ja kakandilisi (Mikelsaar, 1984). Merinõellaste isased isendid hoiavad arenevat marja enda päraku taga asuvas haudetaskus (Loates & Miller, 20016). Merinõellaste seiret ning püüki raskendab nende väikene kehaümberrõõr.

6.4. Sugukond ogalikulised (*Gasterosteiformes*)

Ogalikuliste sugukonda kuuluvad Eestis leiduvad raudkiisk (*Spinachia spinachia*), luukarits (*Pygosteus pungitius*) ja ogalik (*Gasterosteus aculeatus*) (Mikelsaar, 1984). Antud liikidele on omaseks elupaigaks kaldalähedased taimestikurikkad piirkonnad. Taimestik on eriti oluline kudeajal, sest marjad kinnitatakse kasvude külge. Kõik liigid toituvad peamiselt kalakudust, maimudest ning planktonist (Saat, 2022). Värvuselt on need liigid oliivrohekad või rohekashallid, va sigimisperioodil, mil tekib värvikirev pulmarüü. Rohekas/pruunikas värvus on peitevärvus, mis võimaldab taimestikus vahel märkamatuks jääda (Turovski & Pihu, 2001).

6.5 Sugukond hinklased (*Cobitidae*)

Eestis rannikumeres leidub hinklaste sugukonnast kaks esindajat, harilik hink (*Cobitis taenia* L.) ja vingerjas (*Misgurnus fossilis* L.). Harilik hink on Eestis jõgedes ning järvedes elav 5-9 cm pikkune kala. Kuna hink talub ka kuni 8 ‰ soolsust, leidub teda ka riimvees – peamiselt merelahtedes, jõgede suudmealade läheduses, näiteks Matsalu lahes ning Kõiguste kandis (Saat, 2022). Kudemisvälisel ajal eelistab hink elukohana liivaseid või mudaseid piirkondi, sest veedab päeva pinnasesse kaevunult (Turovski & Pihu, 2001). Sigimiseks kasutab hink taimestikurikkaid 0,3-0,8 meetri sügavusi kaldaalaseid. Mari koetakse seisva või aeglase vooluga keskkonna taimede vahele põhjast kõrgemale (Mikelsaar, 1984). Peamiselt toituvad hingud bentilistest vähilaadsetest, kelleks on karpvähilised, vesikirbulised (Turovski & Pihu, 2001). Hinklased on öise eluviisiga, sest toituvad öösiti selgroogsetest (Loates & Miller, 2006).

Paljud Matsalu lahes elavad hingud kannavad parasiitset paelussi linnuroni (*Lingula colymbi*), mis põhjustab hinkudel üldise elukvaliteedi langemist ning emaste hinkude steriilsust. Eestis on hink III kaitsekategooria alune ja Euroopa Liidu loodusdirektiivi II lisa liik (Saat, 2022).

6.6 Sugukond võldaslased (*Cottidae*)

Eestis esineb neli võldaslaste sugukonna esindajat – harilik võldas (*Cottus gobio* L.), merihärg (*Myoxocephalus quadricornis* L.), meripühvel (*Taurulus bubalis*) ja nolgus (*Myoxocephalus scorpius* L.). Kõige väiksemate kehamõõtmetega, 5-10 cm, on harilik võldas (Saat, 2022). Eestis leidub võldast kõikjal rannikumeres, arvukalt Väinameres ja Pärnu lahes. Põhjatüübina eelistab ta elada kivisel ning kruusasel põhjal, kasutades seal leiduvaid kive, teokarpe või taimi varjupaigana. Võldas on territoriaalne kala ehk igal isendil on oma varjekoht, mida kaitstakse (Mikelsaar, 1984). Võldas on aktiivne öösel, veetes päeva peidetuna tühjade karbipoolmete, roigaste ja taimede vahel. Munad koetakse põhjapinnasele isase poolt ettevalmistatud pessa (Turovski & Pihu, 2001).

Võldast toitub peamiselt surusääsklaste, ehmesiivaliste ja ühepäevikuliste vastsetest. Samuti toitub ta väikestest kaladest ning juhuslikult vette kukkunud putukatest (Hunt, 2012). Sarnaselt hingule on võldast Eestis III kategooria kaitsealune ning Euroopa Liidu loodusdirektiivi II lisa liik (Saat, 2022).

7. Eesti rannikuvetes enimsobilikud meetodid

Eestis lubatud püügivahendid on kirja pandud kalapüügiseaduses, täpsemalt kalapüügieeskirjas. Lubatud püügivahendid saab jaotada 6 suuremasse kategooriasse – õngpüünised, nakkepüünised, lõkspüünised, traalpüünised, allveepüügivahendid ja kurnpüünised (Kalapüügiseadus, 2015). Ökoloogiliste uuringute läbiviimiseks on võimalik taotleda eriluba, mis võimaldab kasutada ka püügiseaduses kirjeldamata või keelatud meetodeid.

Väiksemõõtmeliste kalade arvukuse uuringuid madalas merevees on traditsiooniliselt ning pikka aega läbi viidud mitmesuguste traditsiooniliste proovivõtumeetoditega, milleks on rannanoodad, põhjatraalid kuid ka visuaalsete uuringutega. Nende meetodite ühine puudus on ebasobivus erinevatesse elupaikadesse. Eriti madalatel aladel, mille keskkond on heterogeenne, taimestik on tihe, kivide hulk on suur ning nähtavustingimused halvad. See keskkond on aga enamlevinud väiksemõõtmeliste kalade elupaik. Need tingimused muudavad peiduliste kalaliikide seire keerukaks.

Seiremetoodika sobilikkuseks tuleb hinnata keskkonna omadusi, liikide/isendite eluviisi ja käitumist. Edukate tulemuste saamiseks kalakoosluste ja kalade arvukuse muutumise kohta toimub kalaasurkondade uurimine pikka aega ning samal meetodil (Saat, 2022). Meetodite kombineerimisel saab kalakoosluste seisundist ülevaatlikumad tulemused. Näiteks visuaalsete uuringute kombineerimine geneetilise analüüsiga võib anda täpsema hinnangu liigilise koosseisu kohta antud proovivõtu piirkonnas.

Eesti merevee läbipaistvus on rannikulähedastes piirkondades piiratud. Läbiviidud seisundi hinnangud näitavad, et parem seisund on Soome lahe suudmeosas ning halvem olukord Haapsalu ja Pärnu lahes, mis on oma olemuselt suletud lahed. Nende rannikualad on tundlikumad eutrofeerumise suhtes, sest setete levimine avamerre on raskendatud (Martin, 2012). Visuaalsete loenduste ning kaamera abil tehtud loenduste eelduseks on piisav vee läbipaistvus. Eduka BRUV-meetodi läbiviimiseks on vajalik vähemalt kahemeetrine vee läbipaistvus (Colton & Swearer, 2010). Eutrofeerumise käigus tekkivad tihedad veetaimestiku alad loovad küll elupaiku kaladele ning teistele veeloomadele, kuid muudavad nähtavuse ja ligipääsetavuse antud keskkonnale kehvemaks.

Jõgede suubumised toovad endaga kaasa suurema hõljumite hulga ning hägusema vee. Rüsade kasutamine on kõige edukamate tulemustega läbi viidud jõgede suudmealadel.

Avamerele avatud piirkondades on lainete intensiivsus suurem ning setete ümberpaigutus laialdasem, muutes vee läbipaistvuse madalamaks. Nendel aladel on visuaalse meetodi kasutamine vähetulemuslik.

Mürki on kasutatud Austraalia saarte ümbruses, kus ei ole intensiivset veevahetust. Mürgi levimine kaugematesse piirkondadesse on tänu sellele limiteeritud. Siiski, rotenooni ohtlikkuse tõttu teistele elustikurühmadele, peamiselt kahepaiksetele ning vähilaadsetele, ei peeta seda uurimismeetodina sobilikuks.

Avamerega nõrgalt ühenduses olevad Liivi laht ja Väinameri on hüdrogeoloogiliste tunnuste poolest avamerest erinevad. Veekogudel on nõrgem lainetus, väiksem veesoolsus ja läbipaistvus ning nii paksem kui ka püsivam jääkate (Eesti Entsüklopeedia, 2002). Eesti merevees on seire ajaline läbiviimine limiteeritud jääkate tekkimisega. Peamiselt on jääkate moodustamisest mõjutatud just rannikualad, kus väikese sügavuse tõttu kõigub vee temperatuur rohkem. See muudab seire läbiviimiseks võimaliku ajaakna lühikeseks. Suur aastane veetemperatuuride kõikumine toob kaasa kalade hooajalise liikumise. Külmal ajal viibivad tavaliselt rannikupiirkonnas elavad liigid sügavamatele aladele.

Peale keskkonnale omaste tingimuste tuleb arvesse võtta kalaliikide käitumist, toiduobjekte ning arenguetappi. Kalade erinevad arenguetapid mõjutavad nende toitumist, käitumist ja esinemist. Peale kudemist jäävad mõnede liikide isased isendid marja valvama ning muutuvad väga territoriaalseks. See käitumine toob endaga kaasa paikseks jäämise, muutes kalade kudemiskohad teadmisel nende leidmise lihtsamaks. Kudemisajal on nii eetilisel kui ka bioloogilisel ebasobiv kasutada invasiivseid meetodeid, kuna see vähendab liikide järelkasvu. Sellistes olukordades oleks üldiselt sobilikum kasutada visuaalseid loendusid. Loendust läbi viiv sukelduja võib põhjustada enda kohalolekuga häiringut marja valvavates isendites, mis sunnib neil kaitse eesmärgil ennast näitama. Kasutades sukeldujat või mõnda muud häiringut esile kutsuvat elementi, võib valvavates kalades vallanduda agressiivsus. Olukord kutsuks esile küll kalades stressiseisundi, kuid pikemas perspektiivis on see vähem invasiivne kui invasiivsete meetodite nagu võrgud ning traalpüük, kasutamine.

Suurema liigirikkuse registreerimiseks tuleb uuringute puhul võtta arvesse ajalisi faktoreid. Suurenenud aktiivsus ning liigirikkus on leitud koidikul kella 6.00...7.00 vahel ning õhtuhämaruses 19.00...21.00. Suurem liigirikkus antud kellaajal viitab öise ja päevase eluviisiga kalade aktiivsuse kattumisele õhtuhämaruses ja koidikul (Jensen et al., 2022).

Uuringus peaks koguma andmeid vähemalt keskpäeval ning öösel, et oleks võimalik teha järeldusi uuritavas piirkonnas elavatest liikidest. Parima ööpäevase ülevaate saamiseks liikide mitmekesisusest on soovitatud koguda andmeid koidikul, keskpäeval, õhtuhämaruses ning öösel (Taal et al., 2017).

EDNA näol on tegemist alles areneva seiremetoodikaga. Meetodi piiravaks teguriks on andmebaaside täiuslikkus ja usaldusväärsus ning seal leiduvate vastavate kirjete hulk. EDNA on meetod, mis sõltub keskkonnatingimustest olemusest vähem ning on seega universaalsem (Jensen et al., 2022; Panksep et al., 2021). Tegemist on meetodiga, mis sobib kõikide kalaliikide puhul, olenemata nende keha suurusest, või eluviisist või ning nende arengujärgust, kuid sellest tulenevalt ei ole võimalik tulemuste põhjal määrata kalavarude seireks vajalikke näitajaid (Jensen et al., 2022; Panksep et al., 2021).

Eesti rannikumeri on jaotatud 16 alamüksusesse (Keskkonnaportaali, 11.04.2023). Alamüksused erinevad üksteisest oma asukoha ning põhjatüübi poolest. Merepõhja substraadi tüüpide määramiseks on kasutatud Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituudi poolt modelleeritud andmeid (Martin, 2021). Toetudes Eesti rannikumere tunnusjoontele ning kalade eluviisile sobiks erinevatele rannikumere piirkondadele erinevad meetodid. Vastavalt põhjatüübile on uurimistöös välja toodud seiremetoodika sobivust hinnatud nendes alamüksustes (Tabel 3).

Tabelis 3 joonistub välja, et enamlevinud invasiivsed meetodid, seirepüügid kaldanooda ning traaliga, täidavad lüngad piirkondades, kus visuaalsete seiremetoodikate sobivus on nõrgem või puudulik. See tõestab väidet, et kõige ülevaatlikumate tulemuste saavutamiseks tuleb meetodeid kombineerida. Võrreldes meetodite sobivust põhjatüübile on kõige universaalsemaks meetodiks eDNA, mis on sobilik kõigis piirkondades. Selle efektiivsust vähendab avamerele avatud asukoht, mis hõlbustab eDNA hajumist. Sarnane tulemuslikkus on ka mürkide (rotenooni) kasutamisel. Mõõda merepõhja liikuvad meetodid - ROV ning UTV, on sobilikumad tugevamal ning homogensem pinnal. Seega nende sobivus kivistele või segasubstraatidele on madal.

Meetodite kõrgema tulemuse saavutamiseks tuleb arvestada erinevusega kalade ööpäevases aktiivsuses. Võldase ning hingu puhul on tegemist öise eluviisiga kaladega. Seega tulemuste maksimeerimiseks on vajalik öine või ööpäevane seire.

Visuaalse seire muudab öösel kasutatavaks tehisvalgustite paigaldus. Kalaliikide

mitmekülgne bioloogia ja käitumuslikkus mõjutavad isendite reaktsiooni tehisvalgustitele (Ryer et al., 2009). Vastavate uurimistööde puudumise tõttu ei ole võimalik teha üldistusi, kuidas käituvad valgusärritajate suhtes meie biotoobis elavad öise eluviisiga peidulised kalaliigid.

Tabel 3. Seiremetoodikate sobivus Eesti rannikuveekogumitele vastavalt nende põhjatüübile.

	Traalimine	Seire noodaga	Nakkevõrgud	Pop net	Rüsa	UVC	BRUV	UTV	ROV	Hüdroakustiline seire	eDNA
Narva-Kunda lahe rannikuvesi		x	x	x	x	x	x	x	x		x
Eru-käsmu lahe rannikuvesi	x	x	x	x	x					x	x
Hara ja Kolga lahe rannikuvesi	x	x	x	x	x					x	x
Muuga-Tallinna-Kakumäe lahe rannikuvesi	x	x	x	x	x					x	x
Pakri lahe rannikuvesi					x	x	x	x			x
Hiiu madala rannikuvesi					x	x	x	x	x		x
Haapsalu lahe rannikuvesi	x	x	x	x	x					x	x
Matsalu lahe rannikuvesi		x	x	x	x	x	x	x	x		x
Soela väina rannikuvesi						x	x	x			x
Kihelkonna lahe rannikuvesi						x	x	x			x
Pärnu lahe rannikuvesi	x	x	x	x	x					x	x
Kassari-Õunaku lahe rannikuvesi	x	x	x	x	x					x	
Väinamere rannikuvesi		x	x	x	x						
Liivi lahe loodeosa rannikuvesi		x	x	x	x	x	x	x	x		x
Liivi lahe kirdeosa rannikuvesi		x	x	x	x	x	x	x	x		x
Liivi lahe keskosa rannikuvesi	x	x	x	x						x	

8. Järeldused

Peidulise eluviisiga kaladele on omased merepinnas leiduvad peidukohad vetikapeenrad, kivid, põhja sattunud prügi. Selline keskkond teeb lähenemise liikidele või nende tabamise keeruliseks. Seega tuleb elimineerida suures osas meetodeid, mis takerduvad veealustesse objektidesse, lõhkudes selle käigus töövahendeid ning keskkonda.

Sobiliku seiremetoodika leidmiseks tuleb korraldada prooviuuring. Prooviuuring aitab luua esmase arusaama meetodi sobilikkusest sihtrühmale ja keskkonnale, samuti toob välja erinevate meetodite nõrgad ning tugevad küljed.

Vastavalt keskkonna põhjatuübile võiks mudases, pehmepinnaselises keskkonnas korraldada uuringuid nooda või põhjatraalimisega. Pehme pinnas aitab vältida töövahendite lõhkumist. Heterogeense põhjastruktuuriga aladel oleks sobilik seiremeetod rüsa, eDNA või UVC.

Teiseks peamiseks meetodeid ebaefektiivsemaks muutvaks keskkonnateguriks on vee vähene läbipaistvus. Rannikumere turbulentsse olemuse tõttu on lainete tagajärjel setted ning liiv kerged lendlema, muutes vee läbipaistvuse madalaks.

Kasutades seirevahendid, mis koosnevad võrgust, on oluline roll võrgusilma suurusel. Silma suuruse valimisel tuleb arvesse võtta soovitud uurimisobjekti suurus või arenguaste. Väikesemõõtmeliste kalade puhul, kelle kehapikkus ei ületa 10 cm on levinud 3,5-4,5 mm silmasuurusega võrgud. Väga väikeste silmasuurusega võrkude puhul takerdub võrku peale soovitud uurimisobjekti ka hulgaliselt teisi objekte, muutes võrgu vedamise ning puhastamise raskeks.

Kindlasti võib tulevikumeetodiks pidada eDNA meetodit. Kitsendavaks teguriteks antud meetodi kasutamisel on puudulikud kalade DNA-järjestuse andmebaasid ja meetodi suhteliselt kõrge hind. Samuti ei saa antud meetodi puhul infot kalade liigilise ja vanuselise koosseisu osas. Seega võiks eDNA meetodit pidada baasmeetodiks, mille käigus kogutud info alusel saaks valida uuritava liigi eelnevalt kindlaks tehtud konkreetses esinemispiirkonnas sobiva jätkumeetodi, näiteks visuaalse vaatluse.

Kokkuvõte

Rannikumere kalastiku olukord peegeldab nende elukeskkonna tervislikku seisundit. Seega on oluline viia läbi seiret, et mõista ohustavate tegurite mõju, populatsioonide käekäiku ning elutingimuste seisundit. Vaatamata sellele, et kalakoosluste puhul on tegemist rannikumere elukeskkonna bioindikaatoritega, on peidulise eluviisi ning väiksemõõtmeliste kalade hindamiseks läbi viidud uuringute hulk väike. Rannikumeres elavad väiksemõõtmelised kalad on erineva käitumise, bioloogia, toitumisega, mis muudab ühise meetodi leidmise keeruliseks. Edukate seirete läbi viimiseks on vaja leida rannikumere keskkonda sobivaim seiremeetod. Meetodi sobilikkuse hindamiseks tuleb arvesse võtta nii keskkonnategureid kui seal elavate liikide bioloogiat.

Seiretulemuste võrdlemiseks peab neid läbi viima kindlastes sarnastes tingimustes – sarnane ööpäevane režiim, valgusrežiim, põhjastruktuur, vee sügavus, veetemperatuur, periood hooajalises tsükliis. Sarnaste tingimuste olemasolul võiks kasutada enamat kui ühte seiremeetodit, et meetodid saaksid täiendada üksteise puudujääke.

Invasiivsete meetodite puhul saab kõige täpsema info isendi kehapiikkuse, kaalu, arengujärgu, toitumise kohta. Kuid kaitsealuste ja ohustatud liikide ning kaasapüügi vältimiseks tuleb kasutada eelkõige mitteinvasiivseid analüüsimeetodeid. Baasinfo liigirikkuse kohta saab koguda mitteinvasiivse meetodi abil, mis annab ülevaate piirkonnas leiduvate liikide kohta. Registreeritud liikide põhjal on võimalik välja selgitada sobilikum seiremeetod. Seirele eeltöö tegemine mitteinvasiivse meetodiga vähendab invasiivse meetodi negatiivset mõju.

Uurides kirjanduses maailmas kasutusel olevaid meetodeid sobivad Eesti madalas, piiratud nähtavusega, segasubstraadilises rannikumeres uurimismeetoditeks kaldanoodad, nakkevõrgud, lõkspüünised ning eDNA. Kaldanootade ja nakkevõrkude puhul on tegemist vanade seiremeetoditega, mis on maailmas laialdaselt kasutusel oma kõrge liigirikkuse registreerimise poolest. eDNA on alles arenev universaalne seiremeetod, mille edukus ei sõltu merepõhja pinnatüübist.

Hetkel enim levinud mitteinvasiivsed meetodid on visuaalsed meetodid, mis on näiteks veealune visuaalne loendus, veealused söödaga ja söödata kaamerad või kaugjuhitavad kulgurid. Meetodite rakendamise Eestis muudab raskeks piiratud nähtavusega rannikuvesi ning uuritavate kalade õine eluviis.

Sobivaimate meetodite ja invasiivsete ja mitteinvasiivsete meetodite kombinatsioonide valimiseks tuleb kindlasti läbi viia prooviseired realses olukorras, erinevates rannikumere piirkondades ja erinevate uurimisobjektide puhul.

Summary

The state of coastal sea fisheries reflects the health of their living environment. Therefore, it is important to carry out monitoring in order to understand the impact of threatening factors, the dynamics of populations and the state of living conditions. Despite the fact that these fish communities are bioindicators of the living environment of the coastal sea, the number of corresponding studies is small. Small-sized fish living in coastal seas have different behavior, biology, nutrition, which makes it difficult to find a universal method. In order to carry out successful monitoring, it is necessary to find the most suitable monitoring method for the specific coastal sea environment. Environmental factors and the biology of the species living there must be taken into account when assessing the suitability of the method.

In order to compare the monitoring results, the sampling must be carried out under certain similar conditions - similar daily regime, light regime, substrate, water depth, water temperature, period in the seasonal cycle. If similar conditions exist, more than one monitoring method should be used so that the methods can complement each other's shortcomings.

The most accurate information can be obtained about the individual's body length, weight, stage of development, and diet when using invasive methods. However, in order to avoid protected and endangered species and bycatch, non-invasive analysis methods should be used above all. Baseline information on species richness can be collected using a non-invasive method that provides an overview of the species present in the area. Based on the registered species, it is possible to find out the most suitable monitoring method. Preparatory work for monitoring with a non-invasive method reduces the negative impact of an invasive method.

Based on the literature research on the methods used in the world, beach seines, gillnets, traps and eDNA are suitable research methods in the shallow, limited visibility, mixed-substrate coastal sea of Estonia. Beach seines and gillnets are traditional monitoring methods that are widely used worldwide due to their ability to register high species richness. eDNA is a fairly new universal monitoring method which success does not depend on substrate type.

Currently, the most common non-invasive methods are visual methods, such as underwater visual census, baited and unbaited underwater cameras, or remotely operated vehicles. The implementation of the methods in Estonia is difficult due to coastal waters being with limited visibility and the nocturnal lifestyle of the target fish taxa.

In order to choose the most suitable methods and combinations of invasive and non-invasive methods, it is necessary to carry out pilot studies in a real situation (*in situ*), at different areas of the coastal sea and for different research objects.

Tänuavaldused

Täna südamest enda juhendajaid Anu Albertit ning Lauri Saksa, kes viisid mind kokku nii põneva teemaga ning pakkusid meeldivat koostööd. Kasulike õpetussõnade ja asjakohaste raamatute laenamise eest tänan Elise Helena Armulikku. Mainimata ei saa jätta lähedasi, kursakaaslaseid ning pereliikmeid, kes ei väsinud osalemast mu lõputöö teemalistel aruteludel.

Kasutatud kirjandus

- Ackerman, J. L., & Bellwood, D. R. (2000). Reef fish assemblages: A re-evaluation using enclosed rotenone stations. *Marine Ecology Progress Series*, 206, 227–237.
- Aglieri, G., Baillie, C., Mariani, S., Cattano, C., Calò, A., Turco, G., Spatafora, D., Di Franco, A., Di Lorenzo, M., Guidetti, P., & others. (2021). Environmental DNA effectively captures functional diversity of coastal fish communities. *Molecular Ecology*, 30(13), 3127–3139.
- Aid, O. (2014) Kalapüüniste liigitus. Külastatud 19.10.2022 leheküljel:
<https://rannakalurematerjalid.ut.ee/kalapuuniste-liigitus/>
- Azis, F. A., Aras, M. S. M., Rashid, M. Z. A., Othman, M. N., & Abdullah, S. S. (2012). Problem Identification for Underwater Remotely Operated Vehicle (ROV): A Case Study. *Procedia Engineering*, 41, 554–560.
<https://doi.org/10.1016/j.proeng.2012.07.211>
- Baker, D. G., Eddy, T. D., McIver, R., Schmidt, A. L., Thériault, M.-H., Boudreau, M., Courtenay, S. C., & Lotze, H. K. (2016). Comparative analysis of different survey methods for monitoring fish assemblages in coastal habitats. *PeerJ*, 4, e1832.
- Bayse, S. M., & He, P. (2017). Technical conservation measures in New England small-mesh trawl fisheries: Current status and future prospects. *Ocean & Coastal Management*, 135, 93–102. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2016.11.009>
- Beng, K. C., & Corlett, R. T. (2020). Applications of environmental DNA (eDNA) in ecology and conservation: Opportunities, challenges and prospects. *Biodiversity and Conservation*, 29, 2089–2121.
- Bergström, L., Bergström, U., Olsson, J., & Carstensen, J. (2016a). Coastal fish indicators response to natural and anthropogenic drivers—variability at temporal and different spatial scales. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 183, 62–72.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.10.027>
- Bergström, L., Heikinheimo, O., Svirgsden, R., Kruze, E., Ložys, L., Lappalainen, A., Saks, L., Minde, A., Dainys, J., Jakubavičiūtė, E., Ådjers, K., & Olsson, J. (2016b). Long term changes in the status of coastal fish in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 169, 74–84. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.12.013>
- Bergström, L., Karlsson, M., & Pihl, L. (2013). *Comparison of gill nets and fyke nets for the status assessment of coastal fish communities.*

- Boman, E. M., De Graaf, M., Nagelkerke, L. A., Van Rijn, J., Zu Schlochtern, M. M., & Smaal, A. (2016). Underwater towed video: A novel method to estimate densities of queen conch (*Lobatus gigas*; Strombidae) across its depth range. *Journal of Shellfish Research*, 35(2), 493–498.
- Cabral, H., Duque, J., & Costa, M. J. (2003). Discards of the beach seine fishery in the central coast of Portugal. *Fisheries Research*, 63(1), 63–71.
[https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(03\)00004-3](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(03)00004-3)
- Cannon, J. R., & Greenamyre, J. T. (2010). Chapter 2—Neurotoxic in vivo models of Parkinson’s disease: Recent advances. In A. Björklund & M. A. Cenci (Eds.), *Recent Advances in Parkinson’s Disease* (Vol. 184, pp. 17–33). Elsevier.
[https://doi.org/10.1016/S0079-6123\(10\)84002-6](https://doi.org/10.1016/S0079-6123(10)84002-6)
- Capocci, R., Dooly, G., Omerdić, E., Coleman, J., Newe, T., & Toal, D. (2017). Inspection-class remotely operated vehicles—A review. *Journal of Marine Science and Engineering*, 5(1), 13.
- Cappo, M., Harvey, E., & Shortis, M. (2006). Counting and measuring fish with baited video techniques-an overview. *Australian Society for Fish Biology Workshop Proceedings*, 1, 101–114.
- Christ, R. D., & Wernli Sr, R. L. (2013). *The ROV manual: A user guide for remotely operated vehicles*. Butterworth-Heinemann.
- Clark, S. J., Jackson, J. R., & Lochmann, S. E. (2007). A comparison of shoreline seines with fyke nets for sampling littoral fish communities in floodplain lakes. *North American Journal of Fisheries Management*, 27(2), 676–680.
- Cloern, J. E. (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, 210, 223–253.
- Colton, M. A., & Swearer, S. E. (2010). A comparison of two survey methods: Differences between underwater visual census and baited remote underwater video. *Marine Ecology Progress Series*, 400, 19–36.
- Colvocoresses, J., & Acosta, A. (2007). A large-scale field comparison of strip transect and stationary point count methods for conducting length-based underwater visual surveys of reef fish populations. *Fisheries Research*, 85(1), 130–141.
<https://doi.org/10.1016/j.fishres.2007.01.012>
- Connolly, R. M. (1994). Comparison of fish catches from a buoyant pop net and a beach seine net in a shallow seagrass habitat. *Marine Ecology-Progress Series*, 109, 305–305.

- Cooper, M. J., Ruetz III, C. R., Uzarski, D. G., & Shafer, B. M. (2009). Habitat use and diet of the round goby (*Neogobius melanostomus*) in coastal areas of Lake Michigan and Lake Huron. *Journal of Freshwater Ecology*, 24(3), 477–488.
- Czugala, A., Woźniczka, A., & others. (2010). The River Odra estuary—another Baltic Sea area colonized by the round goby *Neogobius melanostomus* Pallas, 1811. *Aquatic Invasions*, 5(Suppl 1), 61–65.
- Depczynski, M., & Bellwood, D. R. (2003). The role of cryptobenthic reef fishes in coral reef trophodynamics. *Marine Ecology Progress Series*, 256, 183–191.
- Dickens, L. C., Goatley, C. H., Tanner, J. K., & Bellwood, D. R. (2011). Quantifying relative diver effects in underwater visual censuses. *PloS One*, 6(4), e18965.
- Dorman, S. R., Harvey, E. S., & Newman, S. J. (2012). *Bait effects in sampling coral reef fish assemblages with stereo-BRUVs*.
- Edgar, G. J., Barrett, N. S., & Morton, A. J. (2004). Biases associated with the use of underwater visual census techniques to quantify the density and size-structure of fish populations. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 308(2), 269–290. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2004.03.004>
- Eesti Mereinstituut. (2017). *Ogaliku varu ja ökoloogia uuringud Eesti merealadel* [Lõpparuanne]. Keskkonnainvesteeringute Keskus.
- Eklöf, J. S., Sundblad, G., Erlandsson, M., Donadi, S., Hansen, J. P., Eriksson, B. K., & Bergström, U. (2020). A spatial regime shift from predator to prey dominance in a large coastal ecosystem. *Communications Biology*, 3(1), 459.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (n.d) Fishing Gear Type. Külastatud 16.10.2022 leheküljel:
<https://www.fao.org/fishery/en/geartype/search?page=1&sort=category:ASC#search>
- Frehse, F. de A., Weyl, O. L. F., & Vitule, J. R. S. (2020). Comparison of visual census and underwater video for fish sampling in Neotropical reservoirs. *Environmental Biology of Fishes*, 103, 1269–1277.
- 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, 107415.
- Fretwell, J. D. (1996). *National water summary on wetland resources* (Vol. 2425). US Government Printing Office.
- Gaspar, M. B., & Chícharo, L. M. (2007). Modifying dredges to reduce by-catch and

- impacts on the benthos. *By-Catch Reduction in the World's Fisheries*, 95–140.
- George, S. D., Baldigo, B. P., Rees, C. B., Bartron, M. L., & Winterhalter, D. (2021). Eastward expansion of round goby in New York: Assessment of detection methods and current range. *Transactions of the American Fisheries Society*, 150(2), 258–273.
- Godlewska, M., Swierzowski, A., & Winfield, I. J. (2004). Hydroacoustics as a tool for studies of fish and their habitat. *International Journal of Ecohydrology & Hydrobiology*, 4(4), 417–427.
- Grizzle, R. E., Brodeur, M. A., Abeels, H. A., & Greene, J. K. (2008). Bottom habitat mapping using towed underwater videography: Subtidal oyster reefs as an example application. *Journal of Coastal Research*, 24(1), 103–109.
- Guest, M. A., Connolly, R. M., & Loneragan, N. R. (2003). Seine nets and beam trawls compared by day and night for sampling fish and crustaceans in shallow seagrass habitat. *Fisheries Research*, 64(2), 185–196.
[https://doi.org/10.1016/S0165-7836\(03\)00109-7](https://doi.org/10.1016/S0165-7836(03)00109-7)
- Hahn, P. K., Bailey, R. E., & Ritchie, A. (2007). Beach seining. *Salmonid Field Protocols Handbook: Techniques for Assessing Status and Trends in Salmon and Trout Populations*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, 267–323.
- Harvey, E., & Cappo, M. (2001). Video sensing of the size and abundance of target and non-target fauna in Australian fisheries—a national workshop. *Fisheries Research Development Corporation., Rottneest Island, Western Australia*, 187.
- He, P. (2006). Gillnets: Gear design, fishing performance and conservation challenges. *Marine Technology Society Journal*, 40(3), 12–19.
- He, P., Chopin, F., Suuronen, P., Ferro, R. S., & Lansley, J. (2021). Classification and illustrated definition of fishing gears. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper*, 672, I–94.
- He, P., & Pol, M. (2010). Fish behavior near gillnets: Capture processes and influencing factors. *Behavior of Marine Fishes: Capture Processes and Conservation Challenges*, 183–202.
- HELCOM. (2006). Assessment of Coastal Fish in the Baltic Sea Balt. Sea Environ. Proc. No. 103 A
- Hiddink, J. G., Kaiser, M. J., Sciberras, M., McConnaughey, R. A., Mazor, T., Hilborn, R., Collie, J. S., Pitcher, C. R., Parma, A. M., Suuronen, P., & others. (2020). Selection of indicators for assessing and managing the impacts of bottom trawling on seabed

- habitats. *Journal of Applied Ecology*, 57(7), 1199–1209.
- Holm-Hansen, T. H., Carl, H., Gravlund, P., Krag, M. A., & Møller, P. (2019). Assessing structure and seasonal variations of a temperate shallow water fish assemblage through Snorkel Visual Census. *Cybium*, 43(4), 341–350.
- Hunt, T. (2012). *Eesti kalad*. Varrak.
- III, C. R. R., Uzarski, D. G., Krueger, D. M., & Rutherford, E. S. (2007). Sampling a Littoral Fish Assemblage: Comparison of Small-Mesh Fyke Netting and Boat Electrofishing. *North American Journal of Fisheries Management*, 27(3), 825–831. <https://doi.org/10.1577/M06-147.1>
- Jensen, M. R., Sigsgaard, E. E., Ávila, M. de P., Agersnap, S., Brenner-Larsen, W., Sengupta, M. E., Xing, Y., Krag, M. A., Knudsen, S. W., Carl, H., & others. (2022). Short-term temporal variation of coastal marine eDNA. *Environmental DNA*, 4(4), 747–762.
- Joiner, J. T. (2001). *NOAA diving manual: Diving for science and technology*. National Oceanic and Atmospheric Administration, Office of Oceanic and ...
- Jůza, T., Blabolil, P., Baran, R., Draščík, V., Holubová, M., Kočvara, L., Muška, M., Říha, M., Sajdlová, Z., Šmejkal, M., Tušer, M., Vašek, M., Vejřík, L., Vejříková, I., Wagenvoort, A. J., Žák, J., & Ketelaars, H. A. M. (2018). Comparison of two passive methods for sampling invasive round goby (*Neogobius melanostomus*) populations at different depths in artificial lakes. *Fisheries Research*, 207, 175–181. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2018.06.002>
- Kalapüügiseadus (17.03.2015) *Riigi Teataja I*. Kasutatud 21.02.2023 leheküljel <https://www.riigiteataja.ee/akt/111112022002?leiaKehtiv>
- Keskkonnaportaali (2023) Eesti rannikuveekogumite jaotus. Kasutatud 11.04.2023 leheküljel <https://keskkonnaportaali.ee/et/teemad/vesi/meri#Rannikuveekogumiteseisund>
- Kimirei, I. A., Nagelkerken, I., Griffioen, B., Wagner, C., & Mgaya, Y. D. (2011). Ontogenetic habitat use by mangrove/seagrass-associated coral reef fishes shows flexibility in time and space. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 92(1), 47–58.
- Kurkilahti, M. (1999). *Nordic multimesh gillnet-robust gear for sampling fish populations*. Vammalan Kirjapaino Oy.
- Kurkilahti, M., Appelberg, M., Bergstrand, E., & Enderlein, O. (1998). An indirect estimate of bimodal gillnet selectivity of smelt. *Journal of Fish Biology*, 52(2), 243–254.

- La Mesa, M., Canese, S., Montagna, P., & Schiaparelli, S. (2022). Underwater Photographic Survey of Coastal Fish Community of Terra Nova Bay, Ross Sea. *Diversity*, *14*(5), 315.
- Langlois, T. J., Harvey, E. S., Fitzpatrick, B., Meeuwig, J. J., Shedrawi, G., & Watson, D. L. (2010). Cost-efficient sampling of fish assemblages: Comparison of baited video stations and diver video transects. *Aquatic Biology*, *9*(2), 155–168.
- Lazo, C. R., Guillot, T. S., & Miller, G. W. (2014). Rotenone. In M. J. Aminoff & R. B. Daroff (Eds.), *Encyclopedia of the Neurological Sciences (Second Edition)* (Second Edition, pp. 74–75). Academic Press.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385157-4.00273-6>
- Lindfield, S. J., Harvey, E. S., McIlwain, J. L., & Halford, A. R. (2014). Silent fish surveys: Bubble-free diving highlights inaccuracies associated with SCUBA-based surveys in heavily fished areas. *Methods in Ecology and Evolution*, *5*(10), 1061–1069.
- Loates, M. J., & Miller, P. J. (2006). *Euroopa kalad*. Eesti entsüklopeediakirjastus.
- Love, M. S., Nishimoto, M. M., Clark, S., Kui, L., Aziz, A., & Palandro, D. (2020). A comparison of two remotely operated vehicle (ROV) survey methods used to estimate fish assemblages and densities around a California oil platform. *Plos One*, *15*(11), e0242017.
- Lund-Hansen, L. C., Juul, T., Eskildsen, T. D., Hawes, I., Sorrell, B., Melvad, C., & Hancke, K. (2018). A low-cost remotely operated vehicle (ROV) with an optical positioning system for under-ice measurements and sampling. *Cold Regions Science and Technology*, *151*, 148–155. <https://doi.org/10.1016/j.coldregions.2018.03.017>
- Luokkanen, E., Olofsson, P., Hokka, V., & Sundström, B. (2008). *TRIWA II Management of an International River Basin District—Torne River*.
- Martignac, F., Daroux, A., Bagliniere, J.-L., Ombredane, D., & Guillard, J. (2015). The use of acoustic cameras in shallow waters: New hydroacoustic tools for monitoring migratory fish population. A review of DIDSON technology. *Fish and Fisheries*, *16*(3), 486–510.
- Martin, G. (2011). *Tallinna rannikumere seisundi hinnang bioloogiliste indikaatorite alusel 2011* (pp. 19–20). TÜ Eesti Mereinstituut.
- Martin, G. (2012). *Eesti mereala keskkonnaseisundi esialgne hindamine*. TÜ Eesti Mereinstituut.
- Martin, G. (2021). *HELCOM HUB 5. Taseme elupaikade leviku modelleerimine. Aruanne*. (No. 2). Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituut.

- Mavruk, S., Yeldan, H., Manasirli, M., Bengil, F., & Avsar, D. (2016). Contribution of lessepsian intrusions to the alteration of coastal fish assemblages in Iskenderun Bay (Northeastern Mediterranean). *Rapp Comm Int Mer Médit*, 41, 436.
- Mazumder, D., Saintilan, N., & Williams, R. J. (2005). *Comparisons of fish catches using fyke nets and buoyant pop nets in a vegetated shallow water saltmarsh flat at Towra Point, NSW*.
- Melo, K. M., Oliveira, R., Grisolia, C. K., Domingues, I., Pieczarka, J. C., de Souza Filho, J., & Nagamachi, C. Y. (2015). Short-term exposure to low doses of rotenone induces developmental, biochemical, behavioral, and histological changes in fish. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 13926–13938.
- Mikelsaar, N. (1984). *Eesti NSV kalad*. Tallinn. Valgus.
- Miya, M. (2022). Environmental DNA metabarcoding: A novel method for biodiversity monitoring of marine fish communities. *Annual Review of Marine Science*, 14, 161–185.
- Mohamed, H., Nadaoka, K., & Nakamura, T. (2018). Assessment of machine learning algorithms for automatic benthic cover monitoring and mapping using towed underwater video camera and high-resolution satellite images. *Remote Sensing*, 10(5), 773.
- Nilsson, J., Andersson, J., Karås, P., & Sandström, O. (2004). Recruitment failure and decreasing catches of perch (*Perca fluviatilis* L.) and pike (*Esox lucius* L.) in the coastal waters of southeast Sweden. *Boreal Environment Research*, 9(4), 295.
- Nixon, S. W. (2009). Eutrophication and the macroscope. *Eutrophication in Coastal Ecosystems: Towards Better Understanding and Management Strategies Selected Papers from the Second International Symposium on Research and Management of Eutrophication in Coastal Ecosystems, 20–23 June 2006, Nyborg, Denmark*, 5–19.
- Ojaveer, H., Jaanus, A., MacKenzie, B. R., Martin, G., Olenin, S., Radziejewska, T., Telesh, I., Zettler, M. L., & Zaiko, A. (2010). Status of biodiversity in the Baltic Sea. *PLoS One*, 5(9), e12467.
- Pacunski, R. E., Palsson, W. A., Greene, H. G., & Gunderson, D. (2008). Conducting visual surveys with a small ROV in shallow water. *Marine Habitat Mapping Technology for Alaska*, 109–128.
- Pais, M. P., & Cabral, H. N. (2018). Effect of underwater visual survey methodology on bias and precision of fish counts: A simulation approach. *PeerJ*, 6, e5378.
- Panksep, K., Kisand, V., & Vasemägi, A. (2021). *EDNA meetodi väljaarendamine*

(krüptiliste) võõrliikide varajaseks tuvastamiseks.

- Port, J. A., O'Donnell, J. L., Romero-Maraccini, O. C., Leary, P. R., Litvin, S. Y., Nickols, K. J., Yamahara, K. M., & Kelly, R. P. (2016). Assessing vertebrate biodiversity in a kelp forest ecosystem using environmental DNA. *Molecular Ecology*, *25*(2), 527–541.
- Říha, M., Kubečka, J., Mrkvička, T., Prchalová, M., Čech, M., Draščík, V., Frouzová, J., Hladík, M., Hohausová, E., Jarolím, O., & others. (2008). Dependence of beach seine net efficiency on net length and diel period. *Aquatic Living Resources*, *21*(4), 411–418.
- Riikojä, H. (1927). *Kodumaa kalad*. Loodus.
- Ryer, C. H., Stoner, A. W., Iseri, P. J., & Spencer, M. L. (2009). Effects of simulated underwater vehicle lighting on fish behavior. *Marine Ecology Progress Series*, *391*, 97–106.
- Saat, T. (2022). *Eesti kalad* (Eesti Loodusfoto). Tartu Ülikooli Kalanduse teabekeskus.
- Saintilan, N., Hossain, K., & Mazumder, D. (2007). Linkages between seagrass, mangrove and saltmarsh as fish habitat in the Botany Bay estuary, New South Wales. *Wetlands Ecology and Management*, *15*, 277–286.
- Samoilys, M. A., & Carlos, G. (2000). Determining methods of underwater visual census for estimating the abundance of coral reef fishes. *Environmental Biology of Fishes*, *57*(3), 289–304.
- Schmitt, E., Sluka, R., & Sullivan-Sealey, K. (2002). Evaluating the use of roving diver and transect surveys to assess the coral reef fish assemblage off southeastern Hispaniola. *Coral Reefs*, *21*, 216–223.
- Schramm, K. D., Harvey, E. S., Goetze, J. S., Travers, M. J., Warnock, B., & Saunders, B. J. (2020). A comparison of stereo-BRUV, diver operated and remote stereo-video transects for assessing reef fish assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, *524*, 151273. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2019.151273>
- Smith, C. J., Banks, A. C., & Papadopoulou, K.-N. (2007). Improving the quantitative estimation of trawling impacts from sidescan-sonar and underwater-video imagery. *ICES Journal of Marine Science*, *64*(9), 1692–1701. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsm165>
- Stelfox, M., Hudgins, J., & Sweet, M. (2016). A review of ghost gear entanglement amongst marine mammals, reptiles and elasmobranchs. *Marine Pollution Bulletin*, *111*(1), 6–17. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.034>

- Stoeckle, M. Y., Adolf, J., Charlop-Powers, Z., Dunton, K. J., Hinks, G., & VanMorter, S. M. (2021). Trawl and eDNA assessment of marine fish diversity, seasonality, and relative abundance in coastal New Jersey, USA. *ICES Journal of Marine Science*, 78(1), 293–304.
- Sward, D., Monk, J., & Barrett, N. (2019). A systematic review of remotely operated vehicle surveys for visually assessing fish assemblages. *Frontiers in Marine Science*, 6, 134.
- Taal, I., Saks, L., Rohtla, M., Jürgens, K., Svirgsden, R., Kesler, M., Verliin, A., Hubel, K., Albert, A., Eschbaum, R., & others. (2017). Diel changes in the fish assemblage in a coastal surf-zone area in the eastern Baltic Sea. *Boreal Environment Research*, 22(1–6), 83.
- Taberlet, P., Coissac, E., Hajibabaei, M., & Rieseberg, L. H. (2012). Environmental dna. In *Molecular ecology* (Vol. 21, Issue 8, pp. 1789–1793). Wiley Online Library.
- Thompson, G. G., & Thompson, S. A. (2022). Lessons learned from the use of rotenone to eradicate feral fish in two irrigation lakes in Western Australia. *Ecological Management & Restoration*, 23(2), 158–165.
- Torres, A., Abril, A.-M., & Clua, E. E. (2020). A time-extended (24 h) Baited Remote Underwater Video (BRUV) for monitoring pelagic and nocturnal marine species. *Journal of Marine Science and Engineering*, 8(3), 208.
- Trenkel, V. M., Lorance, P., & Mahévas, S. (2004). Do visual transects provide true population density estimates for deepwater fish? *ICES Journal of Marine Science*, 61(7), 1050–1056. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2004.06.002>
- Trenkel, V. M., Ressler, P. H., Jech, M., Giannoulaki, M., & Taylor, C. (2011). Underwater acoustics for ecosystem-based management: State of the science and proposals for ecosystem indicators. *Marine Ecology Progress Series*, 442, 285–301.
- Trobbiani, G. A., Irigoyen, A., Venerus, L. A., Fiorda, P. M., & Parma, A. M. (2018). A low-cost towed video camera system for underwater surveys: Comparative performance with standard methodology. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190(11), 683. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-7070-z>
- Turovski, A., & Pihu, E. (2001). *Eesti mageveekalad*. Kalastaja Raamat.
- Unsworth, R. K. F., Peters, J. R., McCloskey, R. M., & Hinder, S. L. (2014). Optimising stereo baited underwater video for sampling fish and invertebrates in temperate coastal habitats. *Special Issue on Problems of Small Estuaries*, 150, 281–287. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2014.03.020>

- Vedra, S., Ocampo, P., de Lara, A., Rebancos, C., Pacardo, E., Briones, N., & others. (2013). Indigenous goby population in Mandulog River system and its conservation by communities in Iligan City, Philippines. *Journal of Environmental Science and Management, 16*(2).
- Voices of the bay (2011). Fishery Basics – Fishing Gear.
- Watson, R., Revenga, C., & Kura, Y. (2006). Fishing gear associated with global marine catches: II. Trends in trawling and dredging. *Fisheries Research, 79*(1), 103–111. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2006.01.013>
- Yamamuro, M., Nishimura, K., Kishimoto, K., Nozaki, K., Kato, K., Negishi, A., Otani, K., Shimizu, H., Hayashibara, T., Sano, M., & others. (2002). Mapping tropical seagrass beds with an underwater remotely operated vehicle (ROV). *Recent Advances in Marine Science and Technology, 177–181*.
- Zemanova, M. A. (2020). Towards more compassionate wildlife research through the 3Rs principles: Moving from invasive to non-invasive methods. *Wildlife Biology, 2020*(1), 1–17.
- Zou, K., Chen, J., Ruan, H., Li, Z., Guo, W., Li, M., & Liu, L. (2020). EDNA metabarcoding as a promising conservation tool for monitoring fish diversity in a coastal wetland of the Pearl River Estuary compared to bottom trawling. *Science of the Total Environment, 702*, 134704.

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Tuuli-Triin Linnas

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose

“Rannikumere kalakoosluste väiksemõõtmeliste ning peidulise eluviisiga kalaliikide seiremetoodika analüüs”,

mille juhendajad on teadur Anu Albert ja kaasprofessor Lauri Saks,

reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada digitaalarhiivi DSpace kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.

2. Annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace kaudu Creative Commons'i litsentsiga CC BY NC ND 4.0, mis lubab autorile viidates teost reprodutseerida, levitada ja üldsusele suunata ning keelab luua tuletatud teost ja kasutada teost ärieesmärgil, kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni.

3. Olen teadlik, et punktides 1 ja 2 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.

4. Kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei riku ma teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse õigusaktidest tulenevaid õigusi.

Tuuli-Triin Linnas

24.05.2023