

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

Joosep Pärn

MUUTUSED EESTI RANNIKUMERE SUVISES PÜSIKALASTIKUS SEOSSES
ÜMARMUDILA INVASIOONIGA AASTATEL 1997-2020

Magistritöö

Juhendaja: Lauri Saks, PhD

Kaasjuhendaja: Kateriina Rumvolt

TARTU 2021

Infoleht

Ponto-Kaspia vesikonnast pärit ümarmudil on Läänemeres kiiresti levinud invasiivne võõrliik. Eesti rannikumeres on see kalaliik stabiilselt levikut laiendanud alates 2012. aastast. Käesolevas magistritöös käsitletakse, kas ja kuidas on Eesti rannikumere kalastiku struktuur muutunud seoses ümarmudila invasiooniga. Uurimistöös kasutati suvise püskalastiku seire andmeid, mis on kogutud ajavahemikus 1997-2020. Seireandmeid võrreldi enne ja pärast ümarmudila invasiooni. Uurimistöö tulemused näitavad, et ümarmudila invasioonil on kalastiku struktuurile väga suur mõju, mis tuleneb eelkõige ümarmudila asurkonna invasioonijärgsest arvukuse kiirest kasvust. Kui võrdlusest jäeti ümarmudila arvukuse mõju välja, siis olulist erisust kalastiku struktuuris enne ja peale ümarmudila invasiooni ei ilmnenu. Lisaks ümarmudilale, mõjutavad kalastiku struktuuri piirkondlikud iseärasused ning tõenäoliselt ka kutseline kalapüük, muutlikud keskkonnatingimused ning kiskja-saakloom suhted.

B260 Hüdrobioloogia, mere-bioloogia, veeökoloogia, limnoloogia

Märksõnad: Ümarmudil (*Neogobius melanostomus*), võõrliik, kalastiku struktuur, Läänemeri

Round goby, a fish species, originating from the Ponto-Caspian basin is an invasive species in the Baltic Sea. In the Estonian coastal sea, this fish species has steadily and rapidly expanded its distribution since 2012. The aim of current study is to describe whether and how is the structure of the Estonian coastal fish community changed due to the invasion of the round goby. For this I used data from annual coastal fish monitoring, collected during 1997-2020. The structures of coastal fish communities were compared before and after invasion of the round goby. The results of the research show that the invasion of the round goby has a very large impact on the structure of fish communities, primarily caused by the rapid growth of round goby population after migrating to a new location. If the effect of round goby abundance was excluded from the comparison, there was no significant difference in the structure of fish before and after the round goby invasion. In addition to round goby, the structure of fish stocks is influenced by the characteristics of the area and uncontrolled external factors - commercial fishing, changing environmental conditions and predators.

B260 Hydrobiology, marine biology, aquatic ecology, limnology

Keywords: Round goby (*Neogobius melanostomus*), invasive species, fish structure, Baltic Sea

Sisukord

1. Sissejuhatus	6
2. Kirjanduse ülevaade	8
2.1 Ümarmudila ökoloogia	8
2.2 Ümarmudila levik väljaspool looduslikku levilat	9
2.3 Ümarmudila mõju kohalikule kalastikule	11
3. Materjal ja metoodika	13
3.1 Uurimisalad ja võrgupüük	13
3.2 Andmeanalüüs	14
3.3 Töö autori roll	15
4. Tulemused	16
4.1 Ümarmudila invasiooni mõju kalastikule	16
4.2 Kohaliku kalastiku struktuur enne ja pärast ümarmudila invasiooni	19
Arutelu	21
Kokkuvõte	26
Summary	27
Tänuavaldused	28
Kasutatud kirjandus	29
Lisad	35

1. Sissejuhatus

Ümarmudil (*Neogobius melanostomus*) on Ponto-Kaspia vesikonnast pärit mudillaste (*Gobiidae*) sugukonda, ahvenaliste (*Perciformes*) seltsi ja kiiruimsete (*Actinopterygii*) klassi kuuluv luukala (*Osteichthyes*), kes invasiivse võõrliigina laiendab kiiresti oma levilat üle põhjapoolkera, sh Läänemere basseinis. Kaks kõige olulisemat tegurit, mis mõjutavad merekalade invasiooni, on merevee temperatuur ja selle soolsus (Gollasch & Leppäkoski, 1999). Kuna enamik Läänemerre saabuvatest invasiivset liikidest pärinevad mage- või riimveelisest Ponto-Kaspia piirkonnast, mis on sarnane Läänemere keskkonnaga, siis kohanevad ka sealt pärit ümarmudilad, võrreldes muudest piirkondadest tulnud invasiivsete liikidega siin väga kiiresti (Gollasch & Leppäkoski, 1999; Bij de Vaate et al. 2002; Pauli & Briski, 2018). Läänemere invasiivsete liikide hindamise perioodil ajavahemikus 2011-2016, leiti 12 uut invasiivset liiki. Kokku on Läänemeres üle 170 invasiivse liigi, kellest enamik on saabunud laeva ballastveega ja väiksem osa on pärit naaberpiirkondadest (HELCOM, 2018). Ümarmudil on bentilise eluviisiga ja vaid üksikutel juhtudel on ümarmudila täiskasvanud isendeid leitud kõrgematest veekihtidest (Kornis et al., 2012). Veekogude pelaagilist- ja pinnakihti kasutavad elupaigana tavaliselt ümarmudila noorjärgud (st. vastsed ja maimud), see võimaldab liigi isendite kiiret levikut üle sügavamate merealade (Hensler & Jude, 2007). Ümarmudila invasioonil arvatakse olevat väga tugev mõju kohalikule mereelustikule, piirates elupaikade kasutamist ja toidu kättesaadavust näiteks lestale (*Platichthys sp.*). Tema toitumist, elupaigaeelistusi ning mõju bentosele ja teistele kohalikele liikidele on palju uuritud (Kornis et al., 2012; Ojaveer et al., 2015). Ümarmudilat ja ka teisi invasiivseid liike iseloomustab introduktsioonijärgne kiirem kasvukiirus (nn. asutajaefekt), võrreldes nende loodusliku levilaga (Bøhn et al., 2004; Brandner et al., 2013). Samas on vähe andmeid ümarmudila ökoloogilistest seostest teiste kalaliikidega koosluse tasandil. Seni ei ole veel kirjeldatud, milline on ümarmudila invasiooni mõju Eesti rannikumere püsikalastikule.

Käesoleva magistritöö eesmärk on selgitada, kas ümarmudila invasiooni tagajärjel on Eesti rannikumere kalastiku struktuuris toimunud muutusi. Andmed kalastiku struktuuri kohta koguti Eesti rannikumere suvise püsikalastiku seire käigus (Eschbaum et al., 2020). Arvestades varasemaid ümarmudila invasiooni käsitlevaid uurimistulemusi, on tõenäoline, et ümarmudila invasioon ja arvukuse kiire kasv kajastub ka Eesti rannikumere suvises kalastiku struktuuris.

Magistritöös on analüüsitud 1997-2020 aasta suvel kogutud andmeid, mis võimaldavad võrrelda erinevate seirepiirkondade kalastikku enne ja pärast ümarmudila invasiooni.

Tööhüpoteesid: (I) Ümarmudila invasioon on muutnud Eesti rannikumere kalastiku struktuuri.

(II) Arvestades ümarmudila asurkonna kiiret kasvu, seisneb ümarmudila mõju kalastiku struktuurile eelkõige ümarmudila arvukuse kasvust vastavas piirkonnas.

2. Kirjanduse ülevaade

2.1 Ümarmudila ökoloogia

Ümarmudilat on morfoloogiliste tunnuste järgi lihtne määrata. Tal on piklik, ristlõikelt ümmargune keha, suu on otseseisune, keel on väikese sälguga, ta kasvab umbes 15.–25. cm pikkuseks – isased kasvavad suuremaks. Nii isasel kui emasel on erektsiooniline urogenitaalne nibu (papilla), mis on isastel pikem ja teravam ning emastel tõmbi kujuga (Kornis et al., 2011). Ümarmudila värvus varieerub halli, pruuni ja kollakasroheline vahel, pea on tavaliselt ülejäanud kehast tumedam, keha külgedel on tumepruunid täpid. Seljal on kaks selgesti eristuvat uime ning esimesel uimel on alates viiendast kiirest must laik (Kottelat & Freihof, 2007). Uimed on tavaliselt tumehallid, mis sigimise ajal muutuvad tumedamaks (Marsden et al., 1997). Mudillaste sugukonna rohkem kui poolte liikide kõhuuimed on ühinenud adhesiooniga imiketta külge (Balázová-L'avrinčíková & Kováč, 2007).

Ümarmudil on bioloogiliselt ja ökoloogiliselt vastupidav organism erinevas elukeskkonnas. Ta levib erineva soolsusega veekogudes, nii riimvees kui magevees (Marsden et al., 1997, Verliin et al., 2017), olles eurütermne liik, sobib talle ka erineva temperatuuriga vesi (0,5–28°C) (Christensen et al., 2021). Ümarmudil ujub alla 50-60%-lise hapniku sisaldusega vee kihist eemale (Marsden et al., 1997). Ümarmudilal on lai toiduspekter (vähilaadsed, hulkharjasussid, limused, karbid, teiste kalade mari jms), see võimaldab tal hõivata erineva põhjakooslusega elupaiku (Kornis et al., 2013). Emased ümarmudilad saavad suguküpsaks teisel ja isased kolmandal eluaastal, kudemiseks liiguvad nad madalamatele aladele. Mari kinnitatakse substraadile ning isased jäävad hauet valvama, kaitstes arenevaid looteid kiskluse (toitumine teiste kalade marjast või noorjärkudest) eest, nad tagavad arenevatele marjateradele aereerituse ja kindlustavad järglaskonna parema ellujäämise ka muutlikes keskkonnatingimustes (Marsden et al., 1997).

Ümarmudil on portsjonkudeja (5-6 portsjoni, kuni 20 päevaste vahedega), kes koeb ühe hooaja jooksul 200-10000 marja (Marsden et al., 1997; Hayden & Miner, 2009). Kudemishooaeg algab aprillis ning võib kesta septembrini (Marsden et al., 1997). See võimaldab tal muutlikes keskkonnatingimustes tagada vähemalt osalise eduka kudemise igal aastal (sigimistsükli juures). Vastsed toituvad öösel veekogu pinna lähedal (0-9 meetri sügavusel) zooplanktonist ja

võivad seetõttu kergemini laevade ballastvette sattuda (Hensler & Jude, 2007). Ballastvesi võib sisaldada tuhandeid noorjärgus ümarmudilaid, kes seal hästi vastu peavad (Hayden & Miner, 2009). Need on peamised kohastumused, mis võimaldavad ümarmudilal võrdlemisi erinevate keskkonnatingimustega kohaneda ning erinevates piirkondades tema asurkondadel naturaliseeruda (Charlebois et al., 2001; Hayden & Miner, 2009; Kornis et al., 2012).

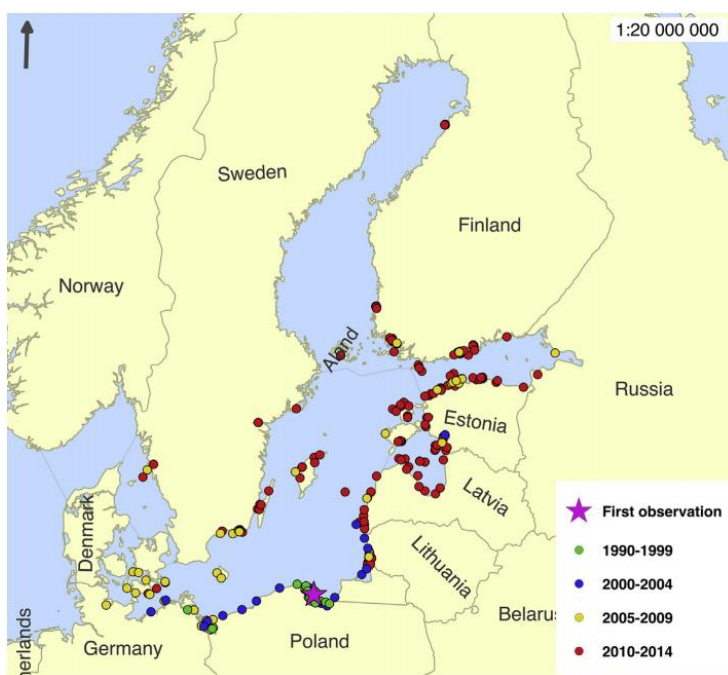
2.2 Ümarmudila levik väljaspool looduslikku levilat

Ümarmudila esmakordne inimtekkeline invasioon väljaspool tema looduslikku levilat tuvastati 1968. aastal Volga jõest (Joonis 1) (Marsden et al., 1997). Esialgsele invasioonile järgnes ümarmudila arvukuse kiire kasv ning levila laienemine selles piirkonnas (Balážová-L'avrinčíková & Kováč, 2007). Esialgu piirdus ümarmudila levik Kaspia, Musta ja Aasovi merega (Balážová-L'avrinčíková & Kováč, 2007), aga 1980. aastal leiti teda Moskva jõest, kuhu olid ümarmudilad tõenäoliselt levinud praami kere külge kinnitunud marjana (Sokolov & Tsepkin, 1992). Hiljem leiti ümarmudilat Põhja-Ameerikast, Läänemerest ning seejärel täpsemalt Eesti rannikualadelt (Jude et al. 1992; Skóra & Stolarski 1993; Ojaveer & Špilev, 2003).

Esimene kirje ümarmudila leiust Põhja-Ameerikas on 1990. aastast, kui ta leiti St. Clairi jõest, kuhu ta oli arvatavasti sattunud üle ookeani seilava laeva ballastveega (Balážová-L'avrinčíková & Kováč, 2007). Läänemerre jõudis ümarmudil 1991. aastal ning nüüd on ümarmudila levik Läänemeres märkimisväärselt laienenud (Joonis 2). 1999. aasta suvel leiti ümarmudilaid Rugia saare juurest Saksamaal ja 2003. aastal Saksamaa põhjarannikult (Corkum et al., 2004).



Joonis 1. Ümarmudila peamised levikumarsruudid Euroopas (Balážová-L'avrinčíková & Kováč, 2007).



Joonis 2. Ümarmudila levik Läänemeres (Kotta et al., 2016).

Esimene ümarmudila leid Eesti vetest registreeriti Pärnu lahest 2002. aastal (Ojaveer & Špilev, 2003). Eesti põhjarannikult (Muuga lahest) püüti esimene isend 2005. aastal ning alates 2011. aastast on ümarmudil kiiresti levinud üle kogu Eesti rannikumere (Ojaveer et al., 2020). Ümarmudila levikut seostatakse eelkõige kaubalaevade- ja sadamatega (Jude et al., 1992; Kotta et al., 2016).

2.3 Ümarmudila mõju kohalikule kalastikule

Invasiivsed kalaliigid võivad põhjustada muutusi kohalikus elustikus, muutes elukoha struktuure, funktsioone, toiduvõrgustikku ja seeläbi looduslikke kooslusi (Sapota, 2004; Crane & Einhouse, 2016; Nurkse et al., 2016; Morissette et al., 2018;). Ümarmudil on kiiresti sisenenud kohalikesse toiduvõrgustikesse (Almqvist et al., 2010). Näiteks Gdanski lahes on kormoranide toidus asendunud angerjas (*Anguilla anguilla*) ja kilu (*Sprattus sprattus*) ümarmudilaga, mistõttu on vähenema hakanud zooplanktoni ja suurenema vetikate biomass (Corkum et al., 2004). Ümarmudilad võivad, sõltuvalt asukohast, kümne päevaga ammendada põhjaselgrootute kooslused (Nurkse et al., 2016). Nende mõju on nähtav kaudselt ka inimtegevusele läbi ökosüsteemiteenuste ja otseselt kalandust mõjutades (Bax et al., 2003). Ümarmudilad aitavad kaasa elavhõbeda ja polüklooritud bifenüülide (PCB) liidetud akumulereerimisele, mis on omandatud põhjasetetest ja selle elustikust (Ng et al., 2008). Kudedesse ladestunud keskkonnamürkidega ümarmudilaid on seostatud ka veelindude mürgistusjuhtumitega, sest mürgistusnähtudega lindude seedesüsteemist on leitud ümarmudilaid (Corkum et al., 2004). Seega on tõenäoline, et ümarmudilate invasiooni mõju ei piirdu üksnes veekeskonna elustiku struktuuri muutustega, vaid ümarmudilate arvukuse kiire kasvu tagajärjed võivad ulatuda läbi toiduahela ka ökosüsteemideni, mis jäävad väljaspoole veepiiri.

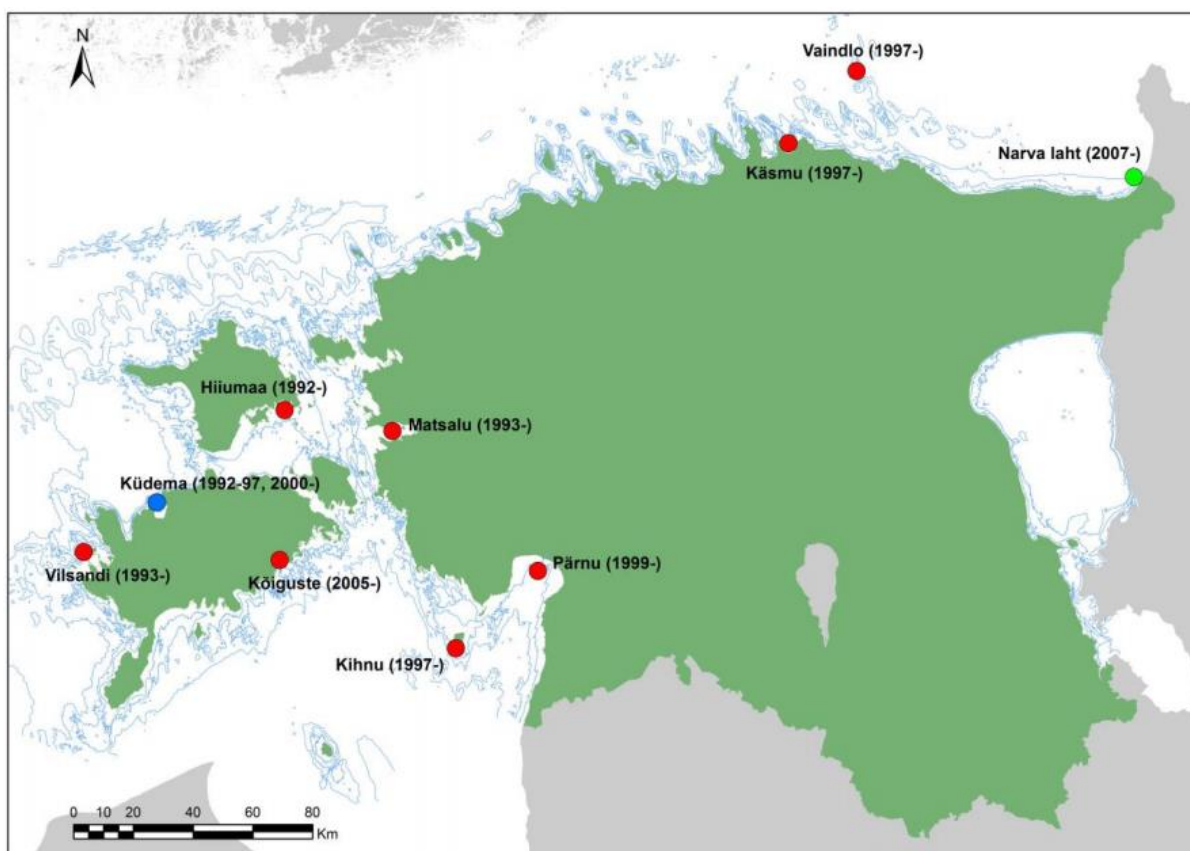
Kõikides veekogudes, kuhu ümarmudil on sisse toodud, on märgatud muutusi kalastikus (Krakowiak & Pennuto, 2008). Põhja-Ameerika veekogudes on seoses ümarmudila invasiooniga täheldatud põliskalade arvukuse märkimisväärset langust (Crossman et al., 1992). St. Clairi jões täheldati ümarmudila invasiooni järel kiiret laigulise võldase (*Cottus bairdii*) ja hariliku karedarteri (*Percina caprodes*) asurkonna arvukuse langust, mida seostatakse eelkõige ümarmudila toidukonkurentsiga (Janssen & Jude, 2001). Lisaks toidukonkurentsile, hõivab ümarmudil ümbritsevat eluruumi (60-100 mm suuruste isendite vastu) ja ka kudemisala (>100 mm isendite vastu) (Hayden & Miner, 2009). Ümarmudila arvukuse kasvuga on seostatud halli paalia (*Salvelinus namaycush*) ja järvetuura (*Acipenser fulvescens*) arvukuse vähenemist, sest ümarmudila toidust on leitud nende noorjärke (Chotkowski & Marsden, 1999; Corkum et al., 2004). Läänemeres on leitud negatiivne seos ümarmudilate ja lestade (*Platichthys sp.*) paiknemise vahel (Karlson et al., 2007). Sarnaste elupaigaeelistuste tõttu on ümarmudila

arvukuse kasvul tõenäoliselt oluline mõju teiste mudillaste, näiteks väike mudila (*Pomatoschistus minutus*), pisimudila (*P. microps*) ja must mudila (*Gobius niger*) asurkondadele (Sapota, 2004). On leitud (Fitzsimons et al., 2006), et ümarmudilate mõju teiste kalade asurkondadele võib otseselt tuleneda ümarmudilate kisklusest ning toidukonkurentsist. Ümarmudil võib olla ka ise kiskluse objekt, näiteks Gdanski lahes on ta toiduks atlandi tursale (*Gadus morhua*) ja Eestis rannikualadel ahvenale (*Perca fluviatilis*) (Almqvist et al., 2010; Liversage et al., 2017). Põhja-Ameerikas Erie järves, on ümarmudilast saanud lutsu (*Lota lota*) ja väikesuu-forellahvena (*Micropterus dolomieu*) põhitoit (Crane & Einhouse, 2016). Seega on tõenäoline, et ümarmudila invasiooni tagajärjel on muutused kohalikes kooslustes vältimatud.

3. Materjal ja metoodika

3.1 Uurimisalad ja võrgupüük

Käesolevas magistritöös on kasutatud andmeid, mis koguti 1997.-2020. aasta kesksuvel (juuni lõpust augusti lõpuni, kuupäevad võivad aastate lõikes varieeruda) Matsalu, Vilsandi, Käsmu, Vaindloo ja Kihnu rannikumere püsiseirealadelt. Algusaastatel (1993-1996) koguti ainult Matsalu (lisa 1) ning Vilsandi sise- ja välislahe (lisa 2) andmeid, 1997. aastal lisandus Käsmu (lisa 3), Kihnu (lisa 4) ja Vaindloo (lisa 5) piirkond (Joonis 3). Piirkondade koordinaadid on lisades 1-5 (Eschbaum et al., 2021).



Joonis 3. Püsiseirealad. Punane – soojaveeliste koosluste seire, sinine – külmaveeliste koosluste seire ning roheline – meritindi seire Narva lahes; sulgudes on iga-aastase seire algusaasta (Eschbaum et al., 2021).

Läänemere kalastiku uurimiseks kasutatavad seiremeetodid on välja töötatud koordineeritult Läänemere merekeskkonna kaitse komisjoni (HELCOM) ja rannikumere kalastiku tööühmaga (Neuman et al., 1997; Thoresson, 1993; Thoresson, 1996). Seiremetoodika on alates 2015. aastast heaks kiitnud Eesti Akrediteerimiskeskus: „Kalastiku liigilise koosseisu, arvukuse ja biomassi määramine“ (tunnistus nr L179). Seiremetoodika kooskõlastamine ning arendamine toimub HELCOM ekspertgrupi FishPRO III raames (Olsson, 2018).

Merekalapüügil kasutatakse kapronniidist nakkevõrke võrgusilmadega 14, 17, 22, 25, 30, 33, 38, 42, 45, 50, 55 ja 60 mm. Jaam koosneb kaheteistkümnest 1,8 m kõrgusest ja 30 m pikkusest võrgulinast, mis asetsevad alati kindlas järjekorras. Käesolevas töös on kasutatud kalastiku andmeid võrkudest silmadega 17-38 mm, sest need andmed annavad kõige pikema aegrea. Piirkonna moodustavad jaamade grupid, millel on sarnane sügavus, valgustingimused ja keskkonnatingimused. Erinevates piirkondades ei tohi jaamadel olla rohkem kui kahe meetrine põhjasügavuse vahe. Kalastiku hindamisel peab ühes piirkonnas kasutama minimaalselt kuut jaama (HELCOM 2019). Jaamade suund peab olema alati samasugune, sügavamates kohtades voolusuunas. Võrgud pannakse püügile enne päikeseloojangut ja võetakse välja hommikul kella 7-10 vahel. Võrkude väljavõtmisel mõõdetakse vee temperatuuri, tuule suunda ja tugevust ning vee läbipaistvust (Secchi ketta sügavus). Kalapüügi parameetrites on oluline jaama asukoht, number, kuupäev, võrgu silmasuurus ja vee sügavus. Kalad mõõdetakse (täispikkus TL, mm), kaalutakse (täismass TW, g), määratakse sugu, gonaadide küpsusaste ja kirjeldatakse toitumisandmed. Kuna andmed fikseeritakse kõikide kalade kohta, siis võimaldavad saadud andmed hinnata jaamadesse jäänud isendite arvu ja massi. Saagikus kalaliikide kaupa – isendite arv püügiühiku kohta (*Catch Per Unit Effort* - CPUE) – saadi isendite arvust standardse jaamöö kohta. Andmeanalüüsi läbiviimiseks võeti aastate keskmine kalaliikide CPUE. Kalastiku uurimise eesmärgiks on saada ülevaade Eesti kalastiku mitmekesisusest ning struktuurist.

3.2 Andmeanalüüs

Magistritöö eesmärk on teha kindlaks ja kirjeldada vastavus tööhüpoteesidele: (I) kalastiku liigilise koosseisu muutused Eesti rannikumere aladel on seotud ümarmudila invasiooniga; (II) ümarmudila asurkonna kiiret kasvu arvestades, on ümarmudila mõju kalastiku struktuurile seotud ümarmudilate arvu kiire kasvuga vastavas piirkonnas.

Hüpoteeside kontrollimiseks viidi läbi andmeanalüüs, kasutades PRIMER 7 tarkvara (Andersson et al. 2008, Clarke & Gorley, 2015), mille andmepunktideks oli aastane keskmine saagikus püügipiirkonnas (CPUE).

Analüüsil kasutati standardiseeritud ja transformeeritud (ruutjuur) andmestikku. Ümarmudila invasiooni ja rannikumere kalastiku struktuurimuutuste seose kindlaks tegemiseks kasutati permutatsioonilist mitmemõõtmelist dispersioonanalüüsi (PERMANOVA – *Permutational multivariate analysis of variance*) testi. Ümarmudila invasiooni mõju kalastiku struktuurile uuriti koos muutujatega piirkond ja aasta. Seoste graafiliseks kirjeldamiseks kasutati mitmemõõtmelise ordineerimise analüüsi (MDS – *Multi Dimensional Scaling*). Selgitamaks, milliste kalaliikide saagikusandmeid (CPUE) saab seostada ümarmudila invasiooniga, tehti sarnasus-protsent analüüs (SIMPER – *Similarity Percentages*). Kalastiku struktuuri erisuse vaatlemiseks ümarmudila invasiooni eelsete ja järgsete andmetega, kasutati kahe-suunalist sarnasus analüüsi (ANOSIM – *Analysis of similarities*).

3.3 Töö autori roll

Töö autor võttis osa 2020. aasta suvel kõikidest Eesti rannikumere kalastikuseire välitööde (Kihnus, Vilsandil, Matsalus, Saarnakil ja Käsmus) kõikidest etappidest: võrgupüük, võrkude puhastamine ja kalade analüüs. Välitööde andmestik liideti EMI rannikumere suvise püskalastiku seire andmebaasiga ja autor valmistas selle ette statistiliseks analüüsiks. Autori peamine roll käesoleva töö juures oli andmeanalüüs (koostöös juhendajaga), tulemuste interpreteerimine ning magistritöö kirjutamine.

4. Tulemused

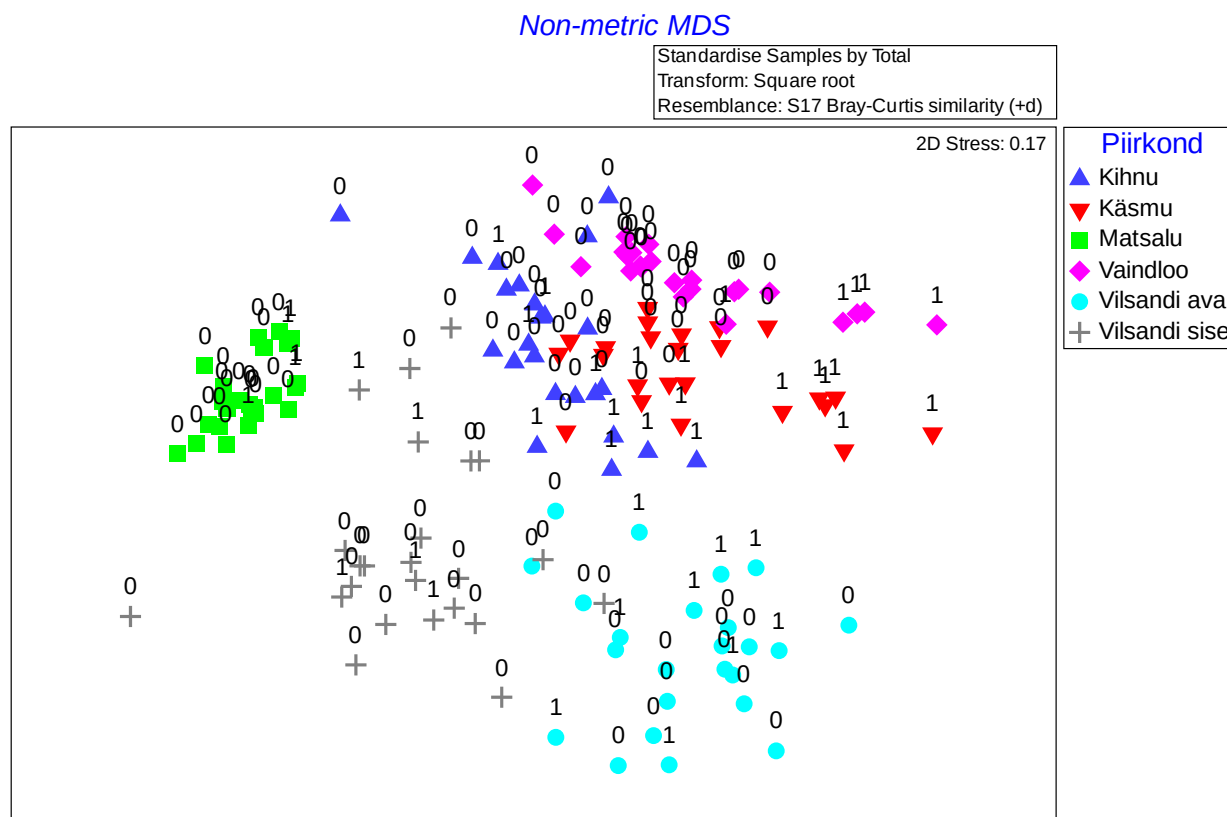
Seirepüükide käigus määrati erinevatelt seirealadelt kokku 44 kalaliiki. Kõige arvukamad liigid olid ahven, särg (*Rutilus rutilus*), ümarmudil, räim (*Clupea harengus membras*), lest, meritint (*Osmerus eperlanus*), nurg (*Blicca bjoerkna*) ning viidikas (*Alburnus alburnus*). Kokku analüüsiti 232118 isendit, millest ahvenad moodustasid (67307) 29%, särjed (50157) 21,6%, ümarmudilad (35449) 15,3%, nurud (20195) 8,7%, meritindid (17037) 7,3%, lestad (12064) 5,2%, viidikad (2405) 1% ning teised – vähearvukad kalaliigid (27504) 11,9%.

4.1 Ümarmudila invasiooni mõju kalastikule

Kalastiku struktuur oli statistiliselt usaldusväärsel määral seotud piirkonnaga, uurimisaastaga ja ümarmudila invasiooniga vastavas piirkonnas (Tabel 1 ja Joonis 4). Kalastiku struktuuri võrdlemisel ümarmudila invasiooni eelse ja järgse perioodiga ilmnas, et see oli nendel perioodidel piirkonniti statistiliselt usaldusväärselt erinev ($R=0,84$; $p=0,001$; kahe-suunaline ANOSIM analüüs, kus arvesse on võetud ka teguri „piirkond“ mõju). Ümarmudila invasiooni eelsete ja -järgsete andmestike vaheliste erisusindeksite (SIMPER analüüs) moodustumisel (*Bray Curtis*-e erisusindeks =41,01) oli väga oluline roll just ümarmudila saagikusel (moodustas 20,72% vaadeldud erisusest) (Tabel 2).

Tabel 1. PERMANOVA analüüs, mis näitab, kuidas piirkond, uurimisaasta ja ümarmudil on kalastikustruktuurile statistiliselt usaldusväärsed ($p < 0,05$).

Muutuja	df	SS	MS	Pseudo-F	p
Piirkond	5	153580	30715	61,07	0,001
Aasta	23	15185	660,21	1,31	0,03
Ümarmudil	1	1234,8	1234,8	2,45	0,03
Jäägid	114	57336	502,95		
Kokku	143				



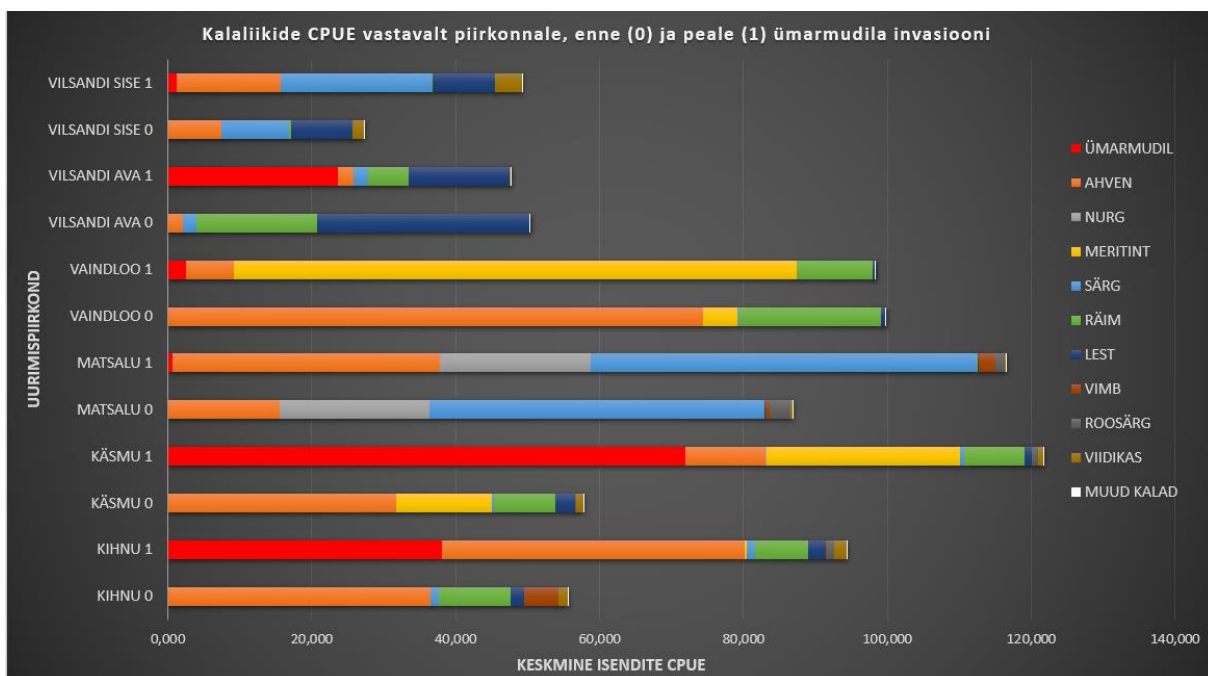
Joonis 4. MDS analüüs, näitab piirkondade olulisusele lisaks ümarmudila mõju invasiooni eelsel (0) ja järgsel (1) ajal. Sümbolite vaheline kaugus tähistab sarnasusmaatriksil (*Bray-Curtis*) põhinevat koosseisude erinevust.

Tabel 2. Ümarmudilate invasiooni eelse (sarnasus 70,3%) ja järgse grupi (sarnasus 69,4%) võrdlus tabel, kus on ka SIMPER testi erisus (41,01%).

	ÜMARMUDIL	AHVEN	MERITINT	RÄIM	LEST	SÄRG
KESKMINE ARVUKUS ENNE	0	5,38	1,03	2,67	2,84	2,67
KESKMINE ARVUKUS PÄRAST	3,87	3,87	2,20	2,44	2,37	2,16
SARNASUS ENNE 70,3%	-	32,23	-	13,12	15,23	14,75
SARNASUS PÄRAST 69,4%	18,43	17,36	11,28	12,36	12,51	-
ERISUS 41,01%	20,72	17,05	9,76	9,00	7,87	6,43

Kahesuunalises SIMPER analüüsis olid ümarmudilate invasiooni eelses ja järgses grupis (muutujateks piirkond ja ümarmudila esinemine) olulisemad kalad: ümarmudil (20,72) ahven (17,05), meritint (9,76), räim (9,00), lest (7,87) ja särg (6,43) (Tabel 2).

Kahe grupi võrdlus (*Bray_Curtis*-e erisusindeks =41,01) näitab, et ümarmudila invasiooni järgselt võib täheldada piirkondade ülest meritindi arvukuse kasvu (Tabel 2). Ahvena (17,05%), lesta (7,87%), särje (6,43%) ja räime (9,00%) osakaal seirepüükides on ümarmudila invasiooniga kahanenud (Tabel 2). Kümne enam levinud liigi CPUE piirkonniti võrdlemisel on meritindi arvukus tõusnud ainult Käsma lahes ja Vaindloo rannikualadel (Joonis 5).



Joonis 5. Kümne enam levinud kalaliigi keskmine CPUE piirkonniti enne (0) ja pärast (1) ümarmudila invasiooni.

4.2 Kohaliku kalastiku struktuur enne ja pärast ümarmudila invasiooni

Selgitamaks, kas ümarmudila invasioon on vaadeldav ka muutustena kohalike kalaliikide koosluste struktuuris, vaadeldi seirepüükide saakide kalastiku struktuuri enne ja pärast ümarmudila invasiooni, jättes ümarmudilate vaatlusandmed andmestikust välja. Piirkond oli kalastiku struktuuris statistiliselt usaldusväärne. Kui vaatlusaasta mõju oli statistiliselt väheoluline, siis ümarmudila invasiooni eelse ja järgse kalastiku struktuuri erisusi selles mudelis ei tuvastatud (Tabel 3). Ümarmudila invasiooni eelse ja järgse andmestiku vaheliste erisusindeksite (kaheasuunaline SIMPER analüüs) moodustumisel (*Bray Curtis-e* erisusindeks = 33,32) oli oluline roll ahvenal, kes moodustas 18,97% vaadeldud erisusest (Tabel 4).

Tabel 3. PERMANOVA analüüs, mis näitab, kuidas piirkond on statistiliselt usaldusväärne kalastikustruktuurile, aga uurimisaasta ja ümarmudil enam mitte.

Muutuja	df	SS	MS	Pseudo-F	p
Piirkond	5	1,56350	31269	65,40	0,001
Aasta	23	13227	575,09	1,20	0,088
Ümarmudil	1	672,88	672,88	1,41	0,221
Jäägid	114	54511	1,4072		
Kokku	143				

Kahesuunalises SIMPER analüüsi ümarmudilate invasiooni eelses grupis olid tavalisemad kalad (sarnasusindeks 70,3) ahven, lest, särg ja räim, ning invasiooni järgselt (sarnasusindeks =74,37) ahven, lest, räim ja meritint (Tabel 4).

Tabel 4. Ümarmudilate invasiooni eelse (sarnasus 70,3%) ja järgse grupi (sarnasus 74,37%) võrdlustabel (ümarmudilat polnud andmetes kajastatud), SIMPER testi erisus 33,32%.

	AHVEN	MERITINT	RÄIM	LEST	SÄRG	VIIDIKAS	KIISK
KESKMINE ARVUKUS ENNE	5,38	1,03	2,67	2,84	2,67	0,86	0,50
KESKMINE ARVUKUS PÄRAST	4,56	4,56	3,04	2,90	2,43	1,07	0,96
SARNASUS ENNE 70,3%	32,23	-	13,12	15,23	14,75	-	-
SARNASUS PÄRAST 74,37%	21,79	14,49	15,49	15,80	8,14	-	-
ERISUS 33,32%	18,97	13,64	11,13	8,45	8,94	4,61	4,36

Arutelu

Käesoleva uurimistöö tulemused kinnitavad, et ümarmudila invasioonil on olnud Eesti rannikumere suvisele püsikalastikule märkimisväärne mõju (Tabel 2). Selline tulemus on oodatav, sest sellele viitavad ka varasemad, teistes piirkondades läbi viidud ümarmudilaga seotud uurimistööde tulemused. Näiteks St. Lawrence jões Ameerikas, kus ümarmudil on edukalt naturaliseerunud võõrliik, muutus sealse rannavööndi kalastiku struktuur (Duncan & Williams, 2002; Alpert, 2006; Morissette et al., 2018). Varasematest uurimistöödest on teada, et ümarmudila hea kohanemisvõime, kiire sigimistsükkel ja portsjonkudemine, isahool ning ka territoriaalne agressiivsus, annavad talle head eeldused integreerumaks kohalikku kalastikku ja uues asukohas suureneb tema arvukus eksponentsiaalselt (Karlson et al., 2007; Ojaveer et al., 2020).

Eesti rannikumere kalastikku on järjepidevalt uuritud 29 aastat ning ümarmudil on olnud siinses rannikumeres viimased üheksa aastat (Eschbaum et al., 2013), selle aja jooksul on ümarmudila osakaal tõusnud kogu Eesti rannikuala kalastiku isendite arvukusest 15%-ni, st pooleni ahvena arvukusest. Käsnu lahes oli ümarmudil 2013. aastal arvukuselt meritindi, ahvena ja räime järel neljas kalaliik (Eschbaum et al., 2014), aga 2014. aastaks oli ümarmudil tõusnud Käsnu lahes saagikuselt esimeseks kalaliigiks (Eschbaum et al., 2015). Kihnu rannikumeres oli ümarmudil 2015. aastal saagikuselt ahvena järel teine kalaliik (Eschbaum et al., 2016). 2016. aastal tõusis ümarmudil Kihnus saagikuselt esimeseks, mõjutades kõige enam lesta saagikust (Eschbaum et al., 2017). 2018. aastal oli haiguspuhangu tõttu ümarmudila mass-suremine ja seda ka ümarmudila madala arvukusega aladel. 2018. aastal ei olnud välitööde perioodil Kihnu rannikumeres veel mass-suremist ja seal kasvas ümarmudila saagikus jätkuvalt (Eschbaum et al., 2019), mass-suremine jõudis sinna alles pärast 2018. aasta välitööde perioodi lõppu. 2019. aastaks oli ümarmudila saagikus Kihnu rannikumeres vähenenud üle nelja korra (Eschbaum et al., 2020). 2020. aastaks oli ümarmudila arvukus kõikjal taastumas, aga taastumise kiirus ei ole veel teada (Eschbaum et al., 2021). Pärast suuri mass-suremisi ei taastu kalade arvukus (eriti võõrliikide arvukus) enamasti kuigi kiiresti või see ei taastu üldse (Bøhn et al., 2004). Eesti rannikumeres on seevastu märgata ümarmudila saagikuse mass-suremise järgset tõusu, eriti märgatavalt Käsnu lahes, Kihnu rannikumeres ja Vilsandi välislahes (Lisa 7).

Ümarmudila invasiooni järgselt on muutunud kalastiku struktuur. Kalastiku struktuuri erinevus piirkonniti osutus oluliseks (Tabel 1) ja ümarmudilal on oluline mõju kalade saagikusele (Tabel 2). Piirkondadevahelist klasterdumist illustreerib MDS analüüs (Joonis 4), mis näitab ümarmudila introductseerimisjärgset üldist mõju konkreetsetes piirkonnas. Käsma ja Vaindloo rannikumeres on ümarmudila invasiooni mõju kergem märgata (Joonis 4). Analüüs ei näita ümarmudila invasiooni mõju Matsalu ja Vilsandi siselahe kalastiku struktuurile (Joonis 4). Tõenäoliselt on selle põhjuseks ümarmudila hiljutine invasioon ja väike arvukus, mille põhjuseks omakorda võib olla nt toidubaasi kehv liigiline koosseis ja halb elupaiga kvaliteet – tihe taimestik ja mudane merepõhi (Vetemaa et al., 2006; Telesh et al., 2008). Enim on ümarmudil mõjutanud kalastiku struktuuri Käsma lahes, võrreldes teiste Eesti rannikualadega, on seal ka kõige kõrgem ümarmudila saagikus (Joonis 5).

Ülalkirjeldatud tulemuste kontekstis on üllatav (vaadeldes ümarmudila invasiooni eelset ja järgset suvist püsikalastiku kooslust, ilma ümarmudila arvukuse analüüsi lisamata), et ehkki piirkonniti ja ka vaatlusaastati oli märgatav märkimisväärne varieerumine kohaliku kalakoosluse struktuuris, ei olnud sel juhul see muutlikus seotud ümarmudila invasiooniga (Tabel 3). Vastavat seost võiks eeldada, arvestades, et senised tulemused on viidanud mitmetele potentsiaalsetele seostele ümarmudila invasiooni ja kohalike kalaliikide asurkondade seisundi vahel.

Eesti rannikumere kalastiku struktuuri muutus on toimunud enne ümarmudila invasiooni järgset perioodi ehk ümarmudila invasioonist sõltumatult. Vaadeldes teatud kalaliikide arvukuse dünaamikat, võib tähele panna, et muutused vastavate piirkondade kalastikus on aset leidnud (ehkki statistiliselt väheolulisel tasemel) juba enne ümarmudila invasiooni. Näiteks Kihnu rannikumeres on näha ahvena arvukuse langust vahetult enne ümarmudila invasiooni ning muutusi on toimunud ka varem (Lisa 7). Käsma rannikumeres on ahvena ja lesta saagikus vahetult enne ümarmudila invasiooni langenud, aga meritindi saagikus on tõusnud. Seega on tõenäoline, et ümarmudilal ja meritindil on olnud võimalus vaba nišš täita kiskja ja konkurendi puuduse tõttu. Tõenäoliselt on lesta ja ahvena saagikuse langus Käsma rannikumeres tingitud kutselisest kalapüügist, mis on olnud orienteeritud just lestale ja ahvenale. Sarnast olukorda on täheldatud ka St. Lawrence jõe kalastikus, kus ümarmudil oli küll tugev kalastiku struktuuri

mõjutaja, aga peamine mõju kalastiku saagikuse langemisele oli seal kutselisel kalapüügil, elupaikade seisundi halvenemisel või kalade suurel suremusel (Paradis et al., 2015).

Ümarmudila mõju ulatub ka jõgedesse, näiteks Ameerikas St. Lawrence jões, kuhu ta jõudis 20 aastat tagasi, on ta muutnud sealset kalastiku struktuuri, suurendades pelaagiliste ja põhjalähedaste kalade arvukust, aga vähendades bentostoidulisi kalu (Morissette et al., 2018). Alates 2011. aastast on ümarmudilaid leitud Eesti põhjaranniku jõgedest, kus koevad ka lõhed. Kolme järjestikuse proovivõtu aastaga kasvas ümarmudila arvukus Vihterpalu jões üle kaheksa ja Vasalemma jões üle nelja korra ning Mustoja jões kaks korda. Eesti jõgedes võib ümarmudil toituda teiste kalade marjast ja vähendada nende arvukust, aga reaalse mõju kohta andmed puuduvad (Verliin et al., 2017).

Ümarmudil levib ka järvedes, kus leidub talle sobivad toiduobjekte. St. Clairi järves Michiganis, on tema toiduks rändkarbid (*Dreissena polymorpha*), teod, kirpvähid ning hall paalia mari. Pärast ümarmudila invasiooni on seal hall paalia arvukus vähenenud (Marsden et al., 1997). Laboratoorsetest katsetest selgus, (Janssen & Jude, 2001), et kui ümarmudil hõivas laigulise võldase pesa, sõi ta ära peaaegu kogu võldase marja. Seega avaldab ümarmudil mõju kõikjal, kuhu ta on sattunud, olenemata veekogust või geograafilisest asukohast.

Suvised püükalastiku seire käigus püüti esimesed ümarmudilad 2012. aastal Käsmu ja Kihnu rannikumerest, 2013. aastal Vilsandi välislahest, Matsalu lahest, Vaindloo rannikumerest ja 2016. aastal Vilsandi siselahest. Tulenevalt sadamate asukohast (Kotta et al., 2016), on ümarmudila invasioon kõige varem alanud Käsmus, sest laevade ballastvesi koos ümarmudilatega satub väga suure tõenäosusega just sinna.

Ümarmudila piirkondlik introductseerimise erinevus tuleneb nende väikesest kodupiirkonnast, mistõttu ainsaks heaks levimisvõimaluseks on otsene transport laevade ballastveega (Ray & Corkum, 2001). Tõenäoliselt on ümarmudila edasine levik Eesti rannikumeres toimunud väiksemas ulatuses ka iseseisvalt. Matsalus ja Vilsandi siselahte on ümarmudil introductseeritud alles hiljuti, aga seal ei ole piisavalt häid elamistingimusi ja seetõttu on seal saagikus väike (Young et al., 2010). Vilsandi siselaht on mudastunud, rohke taimestikuga ning ümarmudila tavalised toiduobjektid on seal pigem vähearvukad või raskesti kättesaadavad (domineerivad

pinnasesse kaevunud bentoseliigid) (Young et al., 2010). Matsalu lahes võib aga olla probleemseks vaba nišši puudumine ja elupaiga kehvem kvaliteet, sest ümarmudil koeb madalal, pigem kivisel põhjal (Karlson et al., 2007). Ümarmudilad võivad kõrge arvukuse juures konkureerida toidu pärast ka omavahel, sest nad söövad suhteliselt palju ja kahjustavad kogu põhjaelustikku (Nurkse et al., 2016). Ümarmudil on erinevates tingimustes küll väga vastupidav, aga tal on spetsiifilised nõuded kudemistingimustele.

Vilsandi välislahes ja Käsmu rannikumeres on ümarmudila invasiooni järgselt näha lesta saagikuse langust ning ümarmudila saagikuse tõusu (Joonis 4). Arvatakse, et lestal ja ümarmudilal on antagonistlikud suhted ja see võib tähendada, et piirkonnas, kus elab lesta, ei ole ümarmudilat ja vastupidi (Karlson et al., 2007). Lestal ja ümarmudilal on kattuv toidunišš, keskkonnatingimuste eelistamine ning eeltoodule lisaks sööb ümarmudil ka lesta noorjärke (Orio et al., 2017; Schrandt et al., 2016). Laboratoorsed katsed on näidanud, et ümarmudil on toiduobjektide valikul lestast vähem nõudlik. Ta sööb igas suuruses erinevate karpide liike, nt Balti lamekarpi (*Macoma balthica*) ja söödavat rannakarpi (*Mytilus edulis*), aga lesta sööb pigem lamekarpi (Karlson et al., 2007). Arvatakse, et ümarmudila territoriaalse agressiivsuse tõttu võivad lestad hakata ümarmudilaga asustatud piirkondi vältima (Marsden et al., 1997; Karlson et al., 2007). Ümarmudila rohkus võib teiste kalaliikide arvukust mõjutada kaudselt läbi toidukonkurentsi (Janssen & Jude, 2001; Karlson et al., 2007). Viies alla suurselgrootute arvukuse, võib ümarmudila arvukuse kasv oluliselt halvendada teiste bentostoiduliste liikide toitumistingimusi ning see võib viia nendes piirkondades lesta arvukuse languseni (Kipp & Ricciardi, 2012).

Ümarmudila invasiooni järgsel ajal on Vaindloo ja Kihnu rannikumeres ning Vilsandi välislahes räime saagikus langenud. Vilsandi välislahes on ümarmudila saagikuse languse järel näha räime saagikuse tõusu. Ümarmudilad võivad toituda räime marjast, mis on paikne ja kaitsmata, tõenäoliselt peletavad nad räimed koelmutest ning marja kättesaamist lihtsustab ka kattuv kudemisaeg (Wiegand et al., 2018). Peale ümarmudila, söövad räime marja ka harilik ogalik (*Gasterosteus aculeatus*) ja ahven (Kotterba et al., 2014). Vastupidiselt räime arvukusele, on meritindi arvukus koos ümarmudila arvukusega kasvanud (Tabel 2), see võib tuleneda meritindi konkurentide arvukuse vähenemisest, sest suuremad röövkalad eelistavad meritindile pigem ümarmudilat, keda leidub üha rohkem. 2016. aastal leiti Erie Järves forellide ja lutsu magudest

ümarmudilat rohkem kui tinti, varem oli see vastupidi (Neuenhoff & Davis, 2017), seega võib ümarmudilal olla teatud kalaliikidele ka positiivne mõju.

Eelpool nimetatud seostele lisaks on vaja arvestada ka teiste kalaasurkondi mõjutavate potentsiaalsete teguritega (ICES, 2020a, 2020b). Näiteks, kutselisest kalapüügist tulenev püügisurve, erinevad valikusurved – universaalsed (rakenduvad kõigile korraga) või antagonistlikud (ühele rakenduvad, teisele mitte). Arvestama peab, et räimepüügil ei pruugi ümarmudilat püünistesse sattuda. Kui ümarmudil jäeti analüüsist välja, ei olnud ümarmudila 0 - 1 tunnusel olulist mõju kalastiku struktuurile, kalastik muutus piirkonniti ikka, aga sellel ei olnud seost ümarmudilaga. Lisaks kutselisele kalapüügile, mõjutavad kalastiku struktuuri kliimasoojenemine, elupaiga muutused, mere eutrofeerumine, kiskjate arvukuse ja ilmastiku kõikumised (Mackenzie et al., 2007). Kliimasoojenemisega kaasneb veetemperatuuri tõus, soolsuse ja hapnikutasemele langus (Möllmann et al., 2009). Läänemere keskmine temperatuur on aastate lõikes pidevalt kasvanud (Gerth & Siegel, 2018). Vetikate õitsengud loovad anokslise merekeskkonna, misjärel on peamiste püügikalade (nt tursa) marja suremus kudemisaladel väga suur, suurendades vertikaalset kalade liikumist ja see omakorda suurendab kisklust marjadele (Köster et al., 2005). Seega võib võõrliigi invasiooni otsene mõju kohalikule kalastikule olla mõnikord üle hinnatud ning selleks, et täpsemalt hinnata ümarmudila mõju ulatust Eesti rannikumere kalastiku struktuurile, on vaja täiendavaid uuringuid.

Kokkuvõte

Ümarmudil on pärit Ponto-Kaspia vesikonnast, ta on bentilise eluviisiga ja teda iseloomustab kiire kasvukiirus. Invasiivse võõrliigina laiendab ümarmudil Läänemeres kiiresti levilat ning tal on tugev mõju kohalikule mereelustikule. Töö eesmärgiks oli uurida, millised on Eesti rannikuala kalastiku struktuuri muutused ümarmudila invasiooni eelsel ja järgsel perioodil. Andmed on kogutud 1997.-2020. aasta kesksuvel Matsalu, Vilsandi, Käsnu, Vaindloo ja Kihnu rannikumere aladelt. Analüüsis kasutati standardiseeritud ja transformeeritud andmestikku, mille andmepunktiks on aastane keskmine saagikus (CPUE). Olenemata sellest, et Eesti rannikumere kalastik on piirkonniti ning ajas võrdlemisi varieeruv, ilmnes, et ümarmudila invasioonil oli tugev mõju vaadeldud piirkondade kalastiku struktuurile. Mõju tulenes eelkõige ümarmudila arvukuse kiirest muutumisest – täpsemalt tema arvukuse invasioonijärgsest kiirest kasvust, tekitades elupaiga- ja toidukonkurentsi. Olulise tulemusena ilmnes, et kui analüüsiti rannikumere kalastiku muutusi enne ja pärast ümarmudila invasiooni, aga andmestikku ei kaasatud ümarmudila enda arvukust kajastavaid andmeid, siis vastavat invasiooni mõju ei tuvastatud. Eeltoodule tuginedes saab järeldada, et tõenäoliselt on Eesti rannikumere kohalike kalaliikide asurkondade dünaamika seotud mitme teise muutujaga ja mitte ainult ümarmudila invasiooniga. Seega on võimalik, et võõrliigi invasiooni otsest mõju kohalikule kalastikule on mõnikord üle hinnatud ning selle mõju on vaja edaspidi täiendavalt uurida. Ümarmudilal on olnud oluline roll kalastiku struktuuri muutusel, seda hea kohanemisvõime, kiire paljunemise ning agressiivsuse tõttu. Piirkonnad, kus ümarmudila arvukus on kõrge, on ka tema mõju väga suur. Piirkondade vahelised erinevused on tingitud kalastiku struktuurilisest iseärasustest ning sellistest keskkonnatingimustest – mudane merepõhi, tihe taimestik – mis ei ole sobivad isegi ümarmudilale. Lisaks mõjutavad kalastiku struktuuri piirkonniti erinevad antropogeensed tegurid – kutseline kalapüük, mere eutrofeerumine ja kisklus-saakloom suhted.

Summary

Effects of the round goby invasion on the domestic Estonian coastal water fish population over the period of 1997-2020

The round goby originates from the Ponto-Caspian river basin and is characterized by a rapid growth rate. As an invasive species, the round goby expands rapidly in the Baltic Sea and has a strong impact on local marine life. The aim of the study was to investigate the changes in the fish structure of the Estonian coastal area in the period before and after the invasion of the round goby. Data have been collected from 1997 to 2020, in the middle summer of Matsalu, Vilsandi, Käsnu, Vaindloo and Kihnu coastal areas. The analysis used standardized and transformed data with a data point of annual mean yield (CPUE). Even though the fish communities of the Estonian coastal sea are relatively variable by regions and over time, it became clear from the research data that the invasion of round goby had a strong impact on the fish structure of the observed areas. The impact was mainly due to the rapid change in the number of round goby - more precisely, the rapid increase in its number after the invasion. An important result was that when the changes in coastal fish communities before and after the invasion of the round goby were analysed, but the data on the number of round gobies itself were not included, no corresponding effect was identified. Based on the above, it can be concluded that it is likely that the population dynamics of local fish species in the Estonian coastal sea are related to several other variables and not only to the invasion of the round goby. Thus, it is possible that the direct impact of an invasive species on local fish communities is sometimes overestimated and needs to be further investigated. The round goby has played an important role in changing the structure of fish community, due to its good adaptability, rapid reproduction, and aggression. Areas with a high abundance of round goby are also very affected. The differences between the regions are due to the structural characteristics of the fish communities, commercial fishing and environmental conditions that are not even suitable for round goby. In addition, the structure of fish community is affected by different anthropogenic factors in different regions - commercial fishing, eutrophication of the sea and predation.

Tänuavaldused

Töö autor tänab magistritöö juhendajaid ja kogu Eesti Mereinstituudi kalabioloogia ja kalanduse osakonna kollektiivi, kes suvistel välitöödel on andmeid kogunud. Suur tänu Asko Lõhmusele ja Taavi Virrole, kes osundasid täiendamist vajavatele kohtadele. Aitäh Kristiina Jürgensile, kes abistas mind töös andmebaasidega. Autor tänab oma perekonda igakülgse abistamise eest.

Kasutatud kirjandus

- Almqvist, G., Strandmark, A. K., & Appelberg, M. (2010). Has the invasive round goby caused new links in Baltic food webs? *Environmental Biology of Fishes*, 89(1), 79–93. <https://doi.org/10.1007/s10641-010-9692-z>
- Alpert, P. (2006). The advantages and disadvantages of being introduced. *Biological Invasions*, 8(7), 1523–1534. <https://doi.org/10.1007/s10530-005-5844-z>
- Andersson M.J., Gorley R.N., Clarke K.R. (2008). PERMANOVA+ for PRIMER: guide to software and statistical methods. *PRIMER-E, Plymouth*
- Balázsová-L'avrinčíková, M., & Kováč, V. (2007). Epigenetic context in the life history traits of the round goby, *Neogobius melanostomus*. *Biological Invaders in Inland Waters: Profiles, Distribution, and Threats, June 2014*, 275–287. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6029-8_14
- Bax, N., Williamson, A., Agüero, M., Gonzalez, E., & Geeves, W. (2003). Marine invasive alien species: A threat to global biodiversity. *Marine Policy*, 27(4), 313–323. [https://doi.org/10.1016/S0308-597X\(03\)00041-1](https://doi.org/10.1016/S0308-597X(03)00041-1)
- Bij de Vaate A., Jazdzewski, K., Ketelaars, A. H. M., Gollasch, S., Van der Velde, G. (2002). Geographical patterns in range extension of Ponto Caspian macroinvertebrates species in Europe. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59: 1139-1174, <https://doi.org/10.1139/f02-098>
- Bøhn, T., Sandlund, O. T., Amundsen, P. A., & Primicerio, R. (2004). Rapidly changing life history during invasion. *Oikos*, 106(1), 138–150. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2004.13022.x>
- Brandner, J., Cerwenka, A. F., Schliewen, U. K., & Geist, J. (2013). Bigger Is Better: Characteristics of Round Gobies Forming an Invasion Front in the Danube River. *PLoS ONE*, 8(9). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0073036>
- Charlebois, P. M., Corkum, L. D., Jude, D. J., & Knight, C. (2001). The round goby (*Neogobius melanostomus*) invasion: Current research and future needs. *Journal of Great Lakes Research*, 27(3), 263–266. [https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(01\)70641-7](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(01)70641-7)
- Chotkowski, M. A., & Marsden, J. E. (1999). Round goby and mottled sculpin predation on lake trout eggs and fry: Field predictions from laboratory experiments. *Journal of Great Lakes Research*, 25(1), 26–35. [https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(99\)70714-8](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(99)70714-8)
- Christensen, E. A. F., Norin, T., Tabak, I., van Deurs, M., & Behrens, J. W. (2021). Effects of temperature on physiological performance and behavioral thermoregulation in an invasive fish, the round goby. *The Journal of Experimental Biology*, 224. <https://doi.org/10.1242/jeb.237669>
- Clarke, K. R., & Gorley, R. N. (2015). PRIMER v7 manual. *Primer-E Ltd., Plymouth, UK*, 93.
- Corkum, L. D., Sapota, M. R., & Skora, K. E. (2004). The round goby, *Neogobius melanostomus*, a fish invader on both sides of the Atlantic Ocean. *Biological Invasions*, 6(2), 173–181. <https://doi.org/10.1023/B:BINV.0000022136.43502.db>

- Crane, D. P., & Einhouse, D. W. (2016). Changes in growth and diet of smallmouth bass following invasion of Lake Erie by the round goby. *Journal of Great Lakes Research*, 42(2), 405–412. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2015.12.005>
- Crossman, E., Holm, E., Cholmondeley, R., & Tuininga, K. (1992). First record for Canada of the rudd, *Scardinius erythrophthalmus*, and notes on the introduced round goby, *Neogobius melanostomus*. *Canadian Field Naturalist*, 106(January 1992), 206–206.
- Duncan, R. P., & Williams, P. A. (2002). Ecology: Darwin's naturalization hypothesis challenged. *Nature*, 417(6889), 608–609. <https://doi.org/10.1038/417608a>
- Eschbaum, R., Albert, A., Hubel, K., Jürgens, K., Rohtla, M., Špilev, H., & Talvik, Ü. (2017). Eesti riikliku kalanduse andmekogumisprogrammi täitmine ja analüüs, teadusvaatlejate paigutamine Eesti lipu all sõitvatele kalalaevadele ning teadussoovituste koostamine kalavarude haldamiseks aastatel 2015-2017. Töövõtuleping nr 4-1.1/15/20-1 2016.a. lõp. *EESTI MEREINSTITUUT. Tartu Ülikool*.
- Eschbaum, R., Hubel, K., Jürgens, K., Rohtla, M., Špilev, H., & Talvik, Ü. (2014). Kalanduse riikliku andmekogumise programmi täitmine, andmete analüüs ning soovitused kalavarude haldamiseks 2014. aastal. Töövõtulepingu nr 4-1.1/13/237 II vahearuanne. *EESTI MEREINSTITUUT. Tartu Ülikool*, 4, 1–204.
- Eschbaum, R., Hubel, K., Jürgens, K., Rohtla, M., Špilev, H., & Talvik, Ü. (2015). Kalanduse riikliku andmekogumise programmi täitmine, vaalaliste juhusliku kaaspüügi hindamine Läänemeresel ning soovitused kalavarude haldamiseks 2015. aastal. Töövõtulepingu nr 4-1.1/14/92 II vahearuanne. *EESTI MEREINSTITUUT. Tartu Ülikool*.
- Eschbaum, R., Hubel, K., Jürgens, K., Rohtla, M., Špilev, H., & Talvik, Ü. (2016). Eesti riikliku kalanduse andmekogumisprogrammi täitmine ja analüüs, teadusvaatlejate paigutamine Eesti lipu all sõitvatele kalalaevadele ning teadussoovituste koostamine kalavarude haldamiseks aastatel 2015-2017. Töövõtuleping nr 4-1.1/15/20-1 2015. a. lõ. *EESTI MEREINSTITUUT. Tartu Ülikool*.
- Eschbaum, R., Hubel, K., Rohtla, M., Saks, L., Špilev, H., Talvik, Ü., & Verliin, A. (2013). Kalanduse riikliku andmekogumise programmi täitmine ja andmete analüüs. Töövõtulepingu 4-1.1/275, 10.10.2012. a II vahearuanne. *EESTI MEREINSTITUUT. Tartu Ülikool*.
- Eschbaum, R., Jürgens, K., Hommik, K., Špilev, H., Arula, T., Hubel, K., Saks, L., Rohtla, M., Verliin, A., & Talvik, Ü. (2021). EESTI KALANDUSSEKTORI RIIKLIKU TÖÖKAVA TÄITMINE 2020.-2021. AASTAL (riigihange viitenumbri 215079). Töövõtulepingu nr 4-1/20/3 lõpparuanne 2020. a. kohta. *EESTI MEREINSTITUUT EESTI, Tartu Ülikool*.
- Eschbaum, R., Jürgens, K., Špilev, H., Hubel, K., Albert, A., Rohtla, M., Talvik, Ü., Hommik, K., Saks, L., & Verliin, A. (2020). Eesti kalandussektori riikliku töökava täitmine ja analüüs, teadusvaatlejate paigutamine Eesti lipu all sõitvatele kalalaevadele ning teadussoovituste koostamine kalavarude haldamiseks 2018-2019. aastal. Töövõtuleping nr 4-4/17/51 lõpparuanne 2019 kohta. *EESTI MEREINSTITUUT. Tartu Ülikool*.
- Eschbaum, R., Jürgens, K., Špilev, H., Hubel, K., Albert, A., Rohtla, M., Talvik, Ü., Saks, L., & Hommik, K. (2019). Eesti kalandussektori riikliku töökava täitmine ja analüüs,

teadusvaatlejate paigutamise Eesti lipu all sõitvatele kalalaevadele ning teadussoovituste koostamise kalavarude haldamiseks 2018-2019. aastal. Töövõtuleping nr 4-4/17/51 lõpparuanne 2018 kohta. *EESTI MEREINSTITUUT. Tartu Ülikool*.

- Fitzsimons, J., Williston, B., Williston, G., Bravener, G., Jonas, J. L., Claramunt, R. M., Marsden, J. E., & Ellrott, B. J. (2006). Laboratory estimates of salmonine egg predation by round gobies (*Neogobius melanostomus*), sculpins (*Cottus cognatus* and *C. bairdi*), and crayfish (*Orconectes propinquus*). *Journal of Great Lakes Research*, 32(2), 227–241. [https://doi.org/10.3394/0380-1330\(2006\)32\[227:LEOSEP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.3394/0380-1330(2006)32[227:LEOSEP]2.0.CO;2)
- Gerth, M., & Siegel, H. (2018). *Sea Surface Temperature in the Baltic Sea 2017 Authors : Herbert Siegel and Monika Gerth* ., 2–7.
- Gollasch, S., Leppäkoski, E. (1999). Initial Risk Assessment of Alien Species in Nordic Coastal Waters. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark, 225 pp
- Hayden, T. A., & Miner, J. G. (2009). Rapid dispersal and establishment of a benthic Ponto-Caspian goby in Lake Erie: Diel vertical migration of early juvenile round goby. *Biological Invasions*, 11(8), 1767–1776. <https://doi.org/10.1007/s10530-008-9356-5>
- HELCOM. (2018). Trends in arrival of new non-indigenous species. HELCOM core indicator report. <https://helcom.fi/media/core%20indicators/Trends-in-arrival-of-new-non-indigenous-species-HELCOM-core-indicator-2018.pdf> [14.05.2021]
- Hensler, S. R., & Jude, D. J. (2007). Diel vertical migration of round goby larvae in the Great Lakes. *Journal of Great Lakes Research*, 33(2), 295–302. [https://doi.org/10.3394/0380-1330\(2007\)33\[295:DVMORG\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.3394/0380-1330(2007)33[295:DVMORG]2.0.CO;2)
- ICES. (2020a). *Herring (Clupea harengus) in subareas 1, 2, and 5, and in divisions 4.a and 14.a, Norwegian spring-spawning herring (the Northeast Atlantic and the Arctic Ocean). September 2020*.
- ICES. (2020b). Herring in Subdivision 28.1 (Gulf of Riga). *Report of the ICES Advisory Committee, 2020. ICES Advice 2020, Her.27.28, 1(May 2020)*, 1–5.
- Janssen, J., & Jude, D. J. (2001). Recruitment failure of mottled sculpin *Cottus bairdi* in Calumet Harbor, southern Lake Michigan, induced by the newly introduced round goby *Neogobius melanostomus*. *Journal of Great Lakes Research*, 27(3), 319–328. [https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(01\)70647-8](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(01)70647-8)
- Jude, D. J., Reider, R. H., & Smith, G. R. (1992). Establishment of Gobiidae in the Great Lakes basin. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49(2), 416–421. <https://doi.org/10.1139/f92-047>
- Karlson, A. M. L., Almqvist, G., Skóra, K. E., & Appelberg, M. (2007). Indications of competition between non-indigenous round goby and native flounder in the Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science*, 64(3), 479–486. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsl049>
- Kipp, R., & Ricciardi, A. (2012). Impacts of the eurasian round goby (*neogobius melanostomus*) on benthic communities in the upper st. lawrence river. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 69(3), 469–486. <https://doi.org/10.1139/F2011-139>

- Kornis, M. S., Mercado-Silva, N., & vander Zanden, M. J. (2012). Twenty years of invasion: A review of round goby *Neogobius melanostomus* biology, spread and ecological implications. *Journal of Fish Biology*, 80(2), 235–285. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2011.03157.x>
- Kornis, M. S., Sharma, S., & Jake Vander Zanden, M. (2013). Invasion success and impact of an invasive fish, round goby, in Great Lakes tributaries. *Diversity and Distributions*, 19(2), 184–198. <https://doi.org/10.1111/ddi.12001>
- Köster, F. W., Möllmann, C., Hinrichsen, H. H., Wieland, K., Tomkiewicz, J., Kraus, G., Voss, R., Makarchouk, A., MacKenzie, B. R., St. John, M. A., Schnack, D., Rohlf, N., Linkowski, T., & Beyer, J. E. (2005). Baltic cod recruitment - The impact of climate variability on key processes. *ICES Journal of Marine Science*, 62(7), 1408–1425. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2005.05.004>
- Kotta, J., Nurkse, K., Puntila, R., & Ojaveer, H. (2016). Shipping and natural environmental conditions determine the distribution of the invasive non-indigenous round goby *Neogobius melanostomus* in a regional sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 169, 15–24. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.11.029>
- Kottelat, M., Freyhof, J. (2007). Handbook of European freshwater fishes. Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany.
- Kotterba, P., Kühn, C., Hammer, C., & Polte, P. (2014). Predation of threespine stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) on the eggs of Atlantic herring (*Clupea harengus*) in a Baltic Sea lagoon. *Limnology and Oceanography*, 59(2), 578–587. <https://doi.org/10.4319/lo.2014.59.2.0578>
- Krakowiak, P. J., & Pennuto, C. M. (2008). Fish and Macroinvertebrate Communities in Tributary Streams of Eastern Lake Erie with and without Round Gobies (*Neogobius melanostomus*, Pallas 1814). *Journal of Great Lakes Research*, 34(4), 675–689. [https://doi.org/10.1016/s0380-1330\(08\)71610-1](https://doi.org/10.1016/s0380-1330(08)71610-1)
- Liversage, K., Nurkse, K., Kotta, J., & Järv, L. (2017). Environmental heterogeneity associated with European perch (*Perca fluviatilis*) predation on invasive round goby (*Neogobius melanostomus*). *Marine Environmental Research*, 132(July), 132–139. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.10.017>
- Mackenzie, B. R., Gislason, H., Möllmann, C., & Köster, F. W. (2007). Impact of 21st century climate change on the Baltic Sea fish community and fisheries. *Global Change Biology*, 13(7), 1348–1367. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01369.x>
- Marsden, J. E., Charlebois, P., Wolfe, K., Jude, D. J., & Rudnicka, S. (1997). The round goby, *Neogobius melanostomus* (Pallas): a review of European and North American literature. *The Round Goby Conference*, December, 60. [http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:The+Round+Goby+\(Neogobius+melanostomus\);+A+Review+of+European+and+North+American+Literature#0](http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:The+Round+Goby+(Neogobius+melanostomus);+A+Review+of+European+and+North+American+Literature#0)

- Möllmann, C., Diekmann, R., Müller-karulis, B., Kornilovs, G., Plikshs, M., & Axe, P. (2009). Reorganization of a large marine ecosystem due to atmospheric and anthropogenic pressure: A discontinuous regime shift in the Central Baltic Sea. *Global Change Biology*, 15(6), 1377–1393. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01814.x>
- Morissette, O., Paradis, Y., Pouliot, R., & Lecomte, F. (2018). Spatio-temporal changes in littoral fish community structure along the St. Lawrence river (québec, Canada) following round goby (*Neogobius melanostomus*) invasion. *Aquatic Invasions*, 13(4), 501–512. <https://doi.org/10.3391/ai.2018.13.4.08>
- Neuenhoff, R., & Davis, L. A. (2017). *NYS DEC LAKE ERIE 2016 ANNUAL REPORT to the Lake Erie Committee and the Great Lakes Fishery Commission New York State Department of Environmental Conservation. March.*
- Neuman, E., Sandstrom, O., & G., T. (1997). Guidelines for coastal fish monitoring. *National Board of Fisheries, Institute of Coastal Reserch, Annex 1*, 44. <http://www.helcom.fi/stc/files/CombineManual/PartC/AnnexC10.pdf>
- Ng, C. a, Berg, M. B., Jude, D. J., Janssen, J., Charlebois, P. M., Amaral, L. a N., & Gray, K. a. (2008). Chemical Amplification in an Invaded Food Web : Seasonality and. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 27(10), 2186–2195.
- Nurkse, K., Kotta, J., Orav-Kotta, H., & Ojaveer, H. (2016). A successful non-native predator, round goby, in the Baltic Sea: generalist feeding strategy, diverse diet and high prey consumption. *Hydrobiologia*, 777(1), 271–281. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2795-6>
- Ojaveer, E., & Špilev, H. (2003). Round goby, *Neogobius melanostomus* (Pallas). 6, 336–337.
- Ojaveer, H., Galil, B. S., Lehtiniemi, M., Christoffersen, M., Clink, S., Florin, A. B., Gruska, P., Puntila, R., & Behrens, J. W. (2015). Twenty five years of invasion: Management of the round goby *neogobius melanostomus* in the Baltic Sea. *Management of Biological Invasions*, 6(4), 329–339. <https://doi.org/10.3391/mbi.2015.6.4.02>
- Ojaveer, H., Turovski, A., & Nõomaa, K. (2020). Parasite infection of the non-indigenous round goby (*Neogobius melanostomus*) in the baltic sea. *Aquatic Invasions*, 15(1), 160–176. <https://doi.org/10.3391/AI.2020.15.1.11>
- Olsson, J. (2020). Project for Baltic-wide assessment of coastal fish communities in support of an ecosystem-based management (2013-2018). <https://helcom.fi/wp-content/uploads/2020/01/HELCOM-Guidelines-for-coastal-fish-monitoring-2019.pdf>, <https://helcom.fi/helcom-at-work/projects/fish-pro-ii/> [28.05.2021]
- Orio, A., Bergström, U., Casini, M., Erlandsson, M., Eschbaum, R., Hüsey, K., Lehmann, A., Ložys, L., Ustups, D., & Florin, A. B. (2017). Characterizing and predicting the distribution of Baltic Sea flounder (*Platichthys flesus*) during the spawning season. *Journal of Sea Research*, 126(February), 46–55. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2017.07.002>
- Paradis, Y., Forêts, M., Faune, D., Forêts, M., Faune, D., & Paradis, Y. (2015). Biology of Balkhash Perch (*Perca schrenkii* Kessler, 1874). *Biology of Perch*, July, 57–82. <https://doi.org/10.1201/b18806-6>

- Pauli, N. C., Briski, E. (2018). Euryhalinity of Ponto-Caspian invaders in their native and introduced regions. *Aquatic Invasions* 13(4): 439-447
- Ray, W. J., & Corkum, L. D. (2001). Habitat and site affinity of the round goby. *Journal of Great Lakes Research*, 27(3), 329–334. [https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(01\)70648-X](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(01)70648-X)
- Sapota, M. R. (2004). The round goby (*Neogobius melanostomus*) in the Gulf of Gdańsk - A species introduction into the Baltic Sea. *Hydrobiologia*, 514, 219–224. <https://doi.org/10.1023/B:hydr.0000018221.28439.ae>
- Schrandt, M. N., Stone, L. C., Klimek, B., Mäkelin, S., Heck, K. L., Mattila, J., & Herlevi, H. (2016). A laboratory study of potential effects of the invasive round goby on nearshore fauna of the Baltic Sea. *Aquatic Invasions*, 11(3), 327–335. <https://doi.org/10.3391/ai.2016.11.3.10>
- Skóra, K. E., Stolarski, J. (1993). New fish species in the Gulf of Gdańsk *Neogobius* sp. *Neogobius melanostomus* (Pallas 1811). *Bull Sea Fish Inst* 1(128):83
- Sokolov, L. I., E. A. Tsepkin. (1992). The changes of ichthyofauna in the river systems of the Russian central region as the result of antropogenic factors. *Vestnik Moscow University, Series 16*
- Telesh, I. V., Golubkov, S. M., & Alimov, A. F. (2008). *The Neva Estuary Ecosystem*. https://doi.org/10.1007/978-3-540-73524-3_12
- Verliin, A., Kesler, M., Svirgsden, R., Taal, I., Saks, L., Rohtla, M., Hubel, K., Eschbaum, R., Vetemaa, M., & Saat, T. (2017). Invasion of round goby to the temperate salmonid streams in the Baltic Sea. *Ichthyological Research*, 64(1), 155–158. <https://doi.org/10.1007/s10228-016-0537-4>
- Vetemaa, M., Eschbaum, R., Verliin, A., Albert, A., Eero, M., Lillemägi, R., Pihlak, M., & Saat, T. (2006). Annual and seasonal dynamics of fish in the brackish-water Matsalu Bay, Estonia. *Ecology of Freshwater Fish*, 15(2), 211–220. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2006.00134.x>
- Wiegleb, J., Kotterba, P., Hammer, C., & Oesterwind, D. (2018). Predation of the round goby (*Neogobius melanostomus* Pallas, 1814) on Atlantic herring eggs in the Western Baltic Sea. *Marine Biology Research*, 14(9–10), 989–1003. <https://doi.org/10.1080/17451000.2019.1577977>
- Young, J. A. M., Marentette, J. R., Gross, C., McDonald, J. I., Verma, A., Marsh-Rollo, S. E., Macdonald, P. D. M., Earn, D. J. D., & Balshine, S. (2010). Demography and substrate affinity of the round goby (*Neogobius melanostomus*) in Hamilton Harbour. *Journal of Great Lakes Research*, 36(1), 115–122. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2009.11.001>

Lisad

Lisa 1. Matsalu püsiseirealade koordinaadid, sügavus ja sektsioon 2020.

Jaam	N	E	Sügavus (m)	Sektsioon
1	58,748760	23,517980	2,5	välislaht
2	58,749300	23,521270	2,5	välislaht
3	58,751680	23,510420	3	välislaht
4	58,752430	23,513160	3	välislaht
5	58,753360	23,495140	2,7	välislaht
6	58,753610	23,498610	3,1	välislaht
7	58,759170	23,482800	2,7	välislaht
8	58,760450	23,485210	2,5	välislaht
9	58,756367	23,674967	2	siselaht
10	58,758800	23,678850	2	siselaht
11	58,756443	23,684038	2	siselaht
12	58,754818	23,680402	2	siselaht
13	58,763740	23,485020	2	välislaht
14	58,762890	23,479580	2,5	välislaht
15	58,761480	23,473450	2,8	välislaht
16	58,760350	23,466880	2,8	välislaht
17	58,757780	23,708520	0,8	siselaht
18	58,759090	23,711780	0,8	siselaht
19	58,761050	23,716400	0,8	siselaht
20	58,738537	23,598242	2,3	kesklaht
21	58,740327	23,601077	2,5	kesklaht
22	58,737067	23,603113	2,5	kesklaht
23	58,738562	23,606238	2,5	kesklaht
24	58,737587	23,579691	2,5	kesklaht
25	58,739680	23,592560	2,5	kesklaht
26	58,740903	23,595073	2,5	kesklaht
27	58,765070	23,616870	2	kesklaht
28	58,766880	23,610220	2	kesklaht
29	58,766580	23,603530	2	kesklaht
30	58,766620	23,598320	2	kesklaht
31	58,763520	23,586710	2	kesklaht
32	58,754310	23,689950	1,5	siselaht
33	58,752990	23,686540	1,2	siselaht
34	58,755400	23,713860	0,8	siselaht
35	58,756860	23,715640	0,8	siselaht
36	58,760140	23,721330	0,7	siselaht

Lisa 2. Vilsandi püsiseirealade koordinaadid, sügavus ja sektsioon 2020.

Jaam	N	E	Sügavus (m)	Sektsioon
1	58,371433	21,873204	1,5-1,8	siseosa
2	58,371087	21,877756	1,5-1,8	siseosa
3	58,371046	21,879605	1,5-1,8	siseosa
4	58,394717	21,865433	4,5	avaosa
5	58,393300	21,857517	3	avaosa
6	58,398433	21,847750	2	avaosa
7	58,395883	21,843717	2	avaosa
8	58,328683	21,935850	1,8-2	siseosa
9	58,328717	21,929600	1,2-2	siseosa
10	58,331983	21,928583	1,8-2	siseosa
11	58,332750	21,926317	1,5-2,5	siseosa
12	58,325067	21,924983	2	siseosa
13	58,327167	21,930150	2	siseosa
14	58,335517	21,914333	2	siseosa
15	58,334533	21,920817	2	siseosa
12S	58,359933	21,912333	2	siseosa
16	58,399454	21,855649	5	avaosa
17	58,397294	21,851143	4	avaosa
18	58,395487	21,864958	4	avaosa
19	58,367833	21,975183	4	siseosa
20	58,364483	21,977217	4	siseosa
21	58,361683	21,970217	4	siseosa
22	58,363583	21,965067	4	siseosa
23	58,374670	21,813809	3	avaosa
24	58,373241	21,816429	3	avaosa
25	58,370804	21,822051	3	avaosa
26	58,368891	21,824683	3	avaosa
27	58,389490	21,816910	5	avaosa
28	58,396440	21,824880	2	avaosa
29	58,395910	21,831800	2	avaosa
30	58,394450	21,831690	2	avaosa

Lisa 3. Käsma püsiseirealade koordinaadid, sügavus ja sektsioon 2020.

Jaam	N	E	Sügavus (m)	Sektsioon
1	59,627967	25,912733	3	Käsma laht
2	59,623733	25,914633	3	Käsma laht
3	59,627500	25,915567	8	Käsma laht
4	59,625083	25,916600	8	Käsma laht
5	59,587200	25,945840	8	Käsma laht
6	59,581100	25,947640	3	Käsma laht
7	59,581020	25,931340	3	Käsma laht
8	59,633700	25,962667	2,6-3,0	Käsma laht
9	59,628800	25,964167	3	Käsma laht
10	59,621750	25,966683	3	Käsma laht
11	59,617800	25,968233	2,0-3,0	Käsma laht
12	59,595190	25,950910	8	Käsma laht
13	59,589450	25,966910	3	Käsma laht
14	59,612033	25,968500	2,0-2,5	Käsma laht
15	59,606917	25,968833	2	Käsma laht
16	59,600867	25,966833	3	Käsma laht
17	59,611100	25,969200	2,5-3,0	Käsma laht
18	59,593950	25,938020	15	Käsma laht
19	59,595740	25,940630	15	Käsma laht
20	59,628717	25,924233	15	Käsma laht
21	59,625867	25,920417	15	Käsma laht
22	59,615633	25,918900	5	Käsma laht
23	59,589317	25,919550	2,5	Käsma laht
24	59,593800	25,922883	4	Käsma laht
25	59,607083	25,923333	5	Käsma laht
26	59,621300	25,874970	5	Mäda laht
27	59,618370	25,876750	4,5	Mäda laht
28	59,616530	25,882320	2,5	Mäda laht
29	59,618090	25,885680	4	Mäda laht
30	59,617130	25,865960	4,5	Eru laht

Lisa 4. Kihnu püüsiirealade koordinaadid ja sügavus 2020.

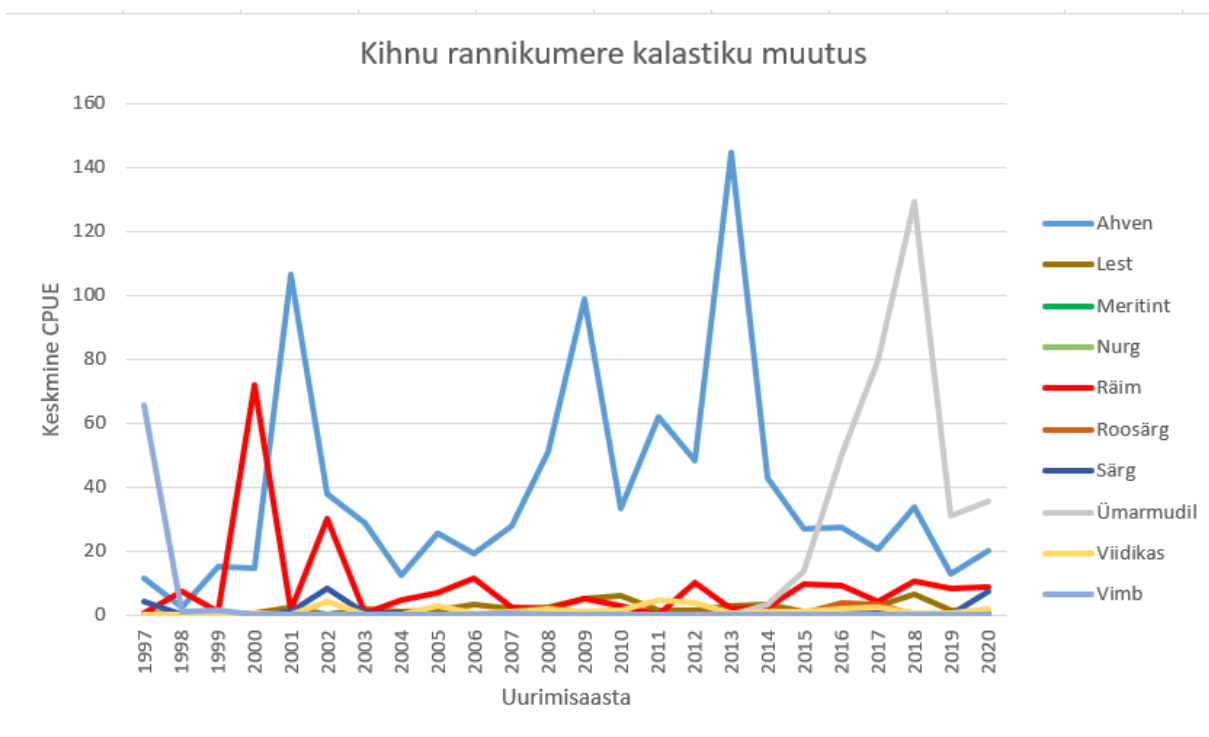
Jaam	N	E	Sügavus (m)
1	58,108111	23,940083	4,5
2	58,106333	23,939472	5
3	58,097833	23,938622	5
4	58,101083	23,934556	5
5	58,094083	23,939417	5,5
6	58,090833	23,940944	5,5
7	58,081111	23,962222	5
8	58,083611	23,960167	4,5
9	58,147928	24,024361	2
10	58,145306	24,022361	2
11	58,150028	24,027250	2
12	58,161917	24,015861	2,4
13	58,160694	24,012528	2,4
14	58,162639	24,008861	2
15	58,161667	24,005222	2
16	58,163611	23,996556	2
17	58,162861	23,991083	2
18	58,165694	23,993861	2,2
19	58,164472	23,989444	2,2
20	58,164750	23,992083	2
21	58,167639	23,979417	2
22	58,161528	23,981528	2
23	58,163500	23,977889	2
24	58,162861	23,991194	2
25	58,163500	23,987194	2
26	58,163639	23,996500	2
27	58,165194	23,998611	2
28	58,161250	24,014417	2
29	58,163889	24,004333	2
30	58,160639	24,001278	2

Lisa 5. Vaindloo püsiseirealade koordinaadid ja sügavus 2020.

Jaam	N	E	Sügavus (m)
1	59,81654	26,36406	4
2	59,81626	26,36301	4,5
3	59,82044	26,36263	4,5
4	59,81461	26,35754	5
5	59,81805	26,35569	5
6	59,82062	26,35508	5

Lisa 6. CPUE tabel, 0 – enne ümarmudila invasiooni, 1- pärast ümarmudila invasiooni.

	ümarmudil	ahven	nurg	meritint	särg	räim	lest	vimb	roosärg	viidikas	röövkalad	muud kalad
Kihnu 0	-	36,532	0,015	0,002	1,058	9,997	1,975	4,637	0,066	1,305	0,363	0,101
Kihnu 1	38,144	42,037	0,004	0,274	1,141	7,333	2,481	0,133	1,122	1,607	0,295	0,130
Käsmu 0	-	31,692	0,002	13,291	0,353	8,520	2,719	0,019	0,152	1,042	0,030	0,086
Käsmu 1	71,993	11,127	0,010	26,958	0,572	8,405	1,007	0,059	0,778	0,791	0,092	0,064
Matsalu 0	-	15,593	20,786	0,002	46,476	0,032	0,138	0,656	2,861	0,295	0,215	0,025
Matsalu 1	0,608	37,176	20,968	-	53,683	0,158	0,164	2,211	1,290	0,146	0,368	0,051
Vaindloo 0	-	74,454	-	4,634	0,170	19,819	0,613	-	-	0,009	0,024	0,137
Vaindloo 1	2,533	6,633	-	78,200	-	10,533	0,267	-	-	-	-	0,082
Vilsandi ava 0	-	2,052	-	0,056	1,926	16,717	29,432	0,009	-	0,039	0,145	0,117
Vilsandi ava 1	23,592	2,258	-	0,025	2,008	5,567	14,108	-	-	0,017	0,142	0,113
Vilsandi sise 0	-	7,420	-	0,032	9,364	0,269	8,639	0,003	0,005	1,556	0,066	0,039
Vilsandi sise 1	1,187	14,520	-	-	21,013	0,107	8,587	-	-	3,880	0,057	0,038



Lisa 7. Kihnu kalastik 1997-2020.