

TARTU ÜLIKOOL
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
LOOMAÖKOLOOGIA ÕPPETOOL

Hennessy-Elizabeth Dubrov

MIKROPLASTI REOSTUS EESTI VÄIKESADAMATES

Magistritöö
Bioloogia ja ökoinnovatsioon
30 EAP

Juhendajad: Randel Kreitsberg,
Merilin Raudna-Kristoffersen

TARTU 2025

Mikroplasti reostus Eesti väikesadamates

Sadamates on laevaliikluse, reoveetorude ja sadamasiseste tegevuste tõttu mikroplasti akumulereerumine lähivetesse võimalikuks probleemiks. Seetõttu on vajalik mikroplasti reostuse ja selle võimalike allikate kaardistamine sadamates. Magistritöö eesmärgiks oli kaardistada mikroplasti reostus Eesti väikesadamates ning analüüsida selle kontsentratsioone mõjutavaid tegureid ja jaotumist vees, settes ja veeselgrootutes. Selleks koguti 13 Eesti väikesadamast vee-, sette- ja veeselgrootute proovid, milles määrati mikroplasti kogus. Peamiselt olid leitud mikroplasti osakesed musta või sinist värvi ning kujult kiud. Kõige suuremates kontsentratsioonides leidis mikroplasti veeselgrootutes. Kontrollaladel olid mikroplasti kontsentratsioonid võrreldes sadamatega palju suuremad. Mitmed sadamaga seotud parameetrid (näiteks mootorpaadid ja asustustihedus) mõjutasid mikroplasti kogust proovides ning mõju suund sõltus proovitüübist. Võrreldes varasemate teadustöödega olid nii sadamates kui kontrollaladel keskmised mikroplasti kontsentratsioonid väiksemad.

Märksõnad: mikroplast, väikesadamad, merereostus, veeselgrootud, sete, vesi, sadama reostus

CERCS: B280 Loomaökoloogia

Microplastic pollution in Estonian small harbours

Harbours are potential sinks for microplastic pollution due to shipping traffic, sewage pipes, and port activities. This is why mapping microplastic pollution and its possible sources is essential. This master's thesis aimed to map microplastic pollution in Estonian small harbours and analyse the factors affecting its concentrations and distribution in water, sediment, and aquatic invertebrates. To achieve this, samples from 13 harbours were collected from water, sediment, and aquatic invertebrates, and the amount of microplastic was determined. Most of the microplastics found were black or blue and in fibrous form. The highest concentration of microplastics was detected in aquatic invertebrates. Control areas had a significantly higher concentration of microplastics than harbours. Several harbour-specific parameters (e.g. motorboats and population density) influenced microplastic contamination, with the direction of influence varying according to the sample

type. Compared to previous research, average microplastic concentrations were lower in both ports and control areas.

Keywords: microplastic, small harbours, marine pollution, aquatic invertebrates, sediment, water, harbour pollution

CERCS: B280 Animal Ecology

Sisukord

1. Sissejuhatus	5
2. Kirjanduse ülevaade	8
2.1. Orgaaniline ja keemiline reostus sadamates	8
2.2. Mikroplast sadamates	10
2.3. Mikroplasti reostusele tundlikud elusorganismid sadamates	12
2.3.1. Mikroplasti reostus veeselgroogsetes	12
2.3.2. Mikroplasti reostus veeselgrootutes	13
2.4. Mikroplasti füsioloogilised ja ökoloogilised mõjud	15
3. Materjalid ja metoodika	18
3.1. Proovide kogumine	18
3.1.1. Proovikogumise ala	18
3.1.2. Proovide kogumise metoodika	19
3.2. Proovide filtreerimine	20
3.3. Mikroskopeerimine	21
3.4. Kontrollproovide arvestamine	21
3.5. Andmeanalüüs	21
3.6. Töö autori roll	22
4. Tulemused	24
4.1. Peamised tulemused	24
4.2. Tulemused veeproovidest	28
4.3. Tulemused setteproovidest	29
4.4. Tulemused veeselgrootute proovidest	30
5. Arutelu	32
5.1. Mikroplasti kontsentratsioonid erinesid sadamate ja kontrollalade vahel	32
5.2. Mikroplasti omadused olid sadamate kaupa sarnased	33
5.3. Veeselgrootutes leidis kõige rohkem mikroplasti	34
5.4. Inimmõju mikroplasti kogusele sadamates sõltus proovitüübist	35
Kokkuvõte	37
Summary	38
Tänuavaldused	40
Kasutatud kirjandus	41
Lisa 1. Sadamates mõõdetud keskkonnaparameetrid ja nende väärtused.	52
Lisa 2. Sadamaid kirjeldavad parameetrid.	53
Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks	54

1. Sissejuhatus

Mikroplasti reostus veekeskkonnas on suureks probleemiks nii vee-elustikule kui ka inimestele. Mikroplasti on leitud igast uuritud veeökosüsteemist ja nii veest, settest kui ka 1300 erineval mereliigil (Gago *et al.*, 2018; Santos *et al.*, 2021). Mikroplast võib sattuda veekeskkonda primaarselt, mis on toodetud spetsiifiliselt väiksemas suuruses kui 5 mm (mikrohelmed) ja mida kasutatakse erinevates meigi -ja hooldustoodetes; sekundaarselt, mis tuleneb plasti lagunemisest väiksemateks tükkideks UV-kiirguse ja füüsikaliste mõjude tõttu (kiud, osakesed, kile, vahtplast kuulid); või tertsiaarselt, misjuhu satuvad plasti pelletid enne töötlust keskkonda (Anderson *et al.*, 2016; Carbery *et al.*, 2018). (Mikro)plast satub veekeskkonda peamiselt maismaalt - tuule, jõgede, heitvee ja reovee kaudu; lisaks panustavad ka meelelahutuslikud tegevused ja kalastamine mikroplasti reostusesse (Anbumani & Kakkar, 2018). Seetõttu on enamus ookeanitest leitavast plastist kalavõrgud, kalastamisvarustus, kilekotid, plastpudelid ja köögitarbed (Hardesty *et al.*, 2015). Sadamates on laevaliikluse, reoveetorude ja sadamasiseste tegevuste tõttu mikroplasti akumulereerumine lähivettesse võimalikuks probleemiks (Preston-Whyte *et al.*, 2021). Sadamad võivad asukohast, sadamasisestest tegevustest ja keskkonnatingimustest lähtuvalt kujuneda (mikro)plasti poolt reostunud aladeks, mistõttu tuleb mikroplasti reostust ja võimalikke allikaid kaardistada.

Läänemeri on 374 000 km² suurune poolsuletud ja madal meri, mis on ühenduses Põhjameriga vaid kahe kitsa väina kaudu, mistõttu toimub sealne veevahetus aeglaselt (Dereszewska *et al.*, 2023). Aeglase veevahetuse (25-30 a) tõttu kasvab Läänemeres reostus iga aastaga, kuna väinade kaudu väljub sellest vaid 2-3% (Galassi *et al.*, 2008; Lang *et al.*, 2018). Suurem osa reotusest pärineb laevaliiklusest, rannikualastest inimtegevustest ja merre suunatud reoveest (HELCOM, 2010). Laevadest jõuavad merre kemikaalid ja mikroplast osaliselt läbi köite, purje, kalavõrkude, otste, ja muude kalandustarvete pideval kulumisel kuid neid sisaldavad ka laevadel kasutatavad kattumisvastased värvid ning hall-, must- ja pilsivesi (Carreño & Lloret, 2021; Napper *et al.*, 2022). Inimtegevustest suurendavad reostust Läänemeres eelkõige põllumajandus, kalastus, tuuleparkide ehitus, merekaubandus, turism, rannikualade ja jõgede majandamine (Reckermann *et al.*, 2022). Reovesi võib Läänemerre jõuda veepuhastusjaamadest, kanalisatsiooni ületäitumisest või töötlemata reovee sattumisel merre (Reckermann *et al.*, 2022). Läänemeres leiduvast prügist on 32-93% plastprügi (HELCOM, 2023). Läänemere rannikualad on samuti suure

plastireostusega, vahemikus 10-1000 plastitükki kilogrammi kuivkaalu kohta (Urban-Malinga *et al.*, 2020). HELCOM-i (2023) läheväärtus rannaprügile on 20 eset 100 m kohta, 2016.-2021. aasta hindamisel ületasid seda väärtust 11 alamvesikonda Läänemeres, nende hulgas Riia (156) ja Soome lahed. Eesti rannikumeri on 2023. aasta hinnanguga halvas seisundis, lähtuvalt ökoloogilisest ja keemilisest seisundihinnangust ja inimõju ulatusest (Keskkonnaagentuur, 2023). 2018. aastal Keskkonnaministeeriumi poolt esitatud (2011-2016. a andmete põhjal) mereala keskkonnaseisundi hinnang näitas, et nii saasteainete kui mereprügi tase Eesti rannikumeres on suur (Keskkonnaministeerium, 2018). Eestist satub Läänemerre enamik prügi maismaalt, täpsemalt prügimägedelt, linnade kanalisatsioonist, sademeveest, tööstuslikest heidetest ja rannaprügist (Keskkonnaministeerium, 2019).

Mikroplasti on leitud igast merelisest elupaigast, nii setetest kui avamerest (Gago *et al.*, 2018). Peamiseks mikroplasti tüübiks on mikrofiibrid ning levinuimaks mikroplasti osakeste värviks sinine (Gago *et al.*, 2018). Kõige enam esinevad polümeerid on ka kõige enam toodetavad: polüetüleen ja polüpropüleen (Reckermann *et al.*, 2022). Settest on mikrofiibreid leitud 1.4-40 tk/50 mL kohta või 13.15-39.48 tk/250 g kuivkaalu kohta (Gago *et al.*, 2018). Vees varieerub mikrofiibrite kogus 0-450 tk/m³ kohta või 503-459 681 tk/km² kohta (Gago *et al.*, 2018). Mikroplasti võivad sisse süüa erinevad mereloomad ning see võib neile põhjustada mitmeid terviseprobleeme: immuunsussüsteemi talitlushäired, sigimisedukuse ja viljakuse vähenemine, väärarengud, vähk, hukkumine (Auta *et al.*, 2017; Anbumani & Kakkar, 2018; Walkinshaw *et al.*, 2020). Mereökosüsteemide reostustasemest olenemata võib mikroplast jõuda erinevatele troofilistele tasemetele toiduahela kaudu, tihti akumulierudes tippkiskjates (Tekman *et al.*, 2022). Samuti mõjutab mikroplasti jõudmist organismidesse nende toitumisstrateegiad, kogunedes veefiltreerijates kõige suuremates kogustes (Walkinshaw *et al.*, 2020). Mikroplasti allikatest üks suurimaid on sadamad, kuhu nii laevanduse, kalastustarvete kasutuse kui ka reovee tõttu koguneb mikroplast suuremates kogustes, eriti setetes (Preston-Whyte *et al.*, 2021). Sadamates akumulieruva mikroplasti reostuse kaardistamine on vajalik, et leida potentsiaalsed reostust põhjustavad tegevused ning arendada edaspidiseid regulatsioone selle vähendamiseks.

Väikesadamaid kui mikroplasti allikaid on võrreldes suuremate sadamate ja muude punktallikatega vähe uuritud. Väikesadamates oleva mikroplasti reostuse uuringuid Läänemeres on teostatud veelgi vähem. Mikroplasti reostuse tekkepõhjuseid tuleks uurida võimalikult lähedal potentsiaalsele allikale (Belioka & Achilias, 2023).

Samuti tuleks uurida mikroplasti liikumist allikast looduskeskkonnani ja sealt edasi, interaktsioone teiste saasteainete ja veeorganismidega ning selle lõpp-punkti (O’Brine & Thompson, 2010). Veeökosüsteemide seisundi hindamiseks ja ajaliste muutuste jälgimiseks on vajalik valida sobivad indikaatorliigid (Wesch *et al.*, 2016). Põhjalikuma informatsiooni saamiseks oleks vajalik seirata mikroplasti reostust sadamates eri aegadel ja võimalikult sagedalt (Belioka & Achilias, 2023). Mikroplasti kvantifitseerimise uuringutes tuleks kasutada ühtset metoodikat ning kategoriseerimist, muul juhul on keeruline piirkondlikku reostust üheselt interpreteerida. Läänemere geoloogilisi omadusi ja suurt saastatust arvestades on vajalik määrata täpne mikroplasti reostuse ulatus erinevatel aladel. Reostuse sattumise vältimiseks Läänemerele tuleb tuvastada peamised allikad – nagu tööstus, kaubandus ja jõed – ning kehtestada regulatsioonid (Dereszewska *et al.*, 2023). Samuti tuleb võrrelda sadamasisest ja -välist reostuse ulatust, et kindlaks teha sadamate mõju üldisemale veekeskkonnale (Dereszewska *et al.*, 2023).

Magistritöö eesmärk oli kaardistada mikroplasti reostus Eesti väikesadamates ning analüüsida selle kontsentratsioone mõjutavaid tegureid ja jaotumist vees, settes ja veeselgrootutes. Mikroplasti reostuse mõõtmiseks väikesadamates koguti igast sadamast ja sellele lähedalasuvast kontrollalast vee-, sette- ja veeselgrootute proovid.

Magistritöö uurimisküsimusteks on:

1. Kas mikroplasti kontsentratsioonid erinevad sadamate sees võrreldes kontrollaladega?
2. Kas sadamatest leitud mikroplasti omadused peegeldavad sadamates toimuvaid tegevusi?
3. Kuidas jaotuvad mikroplasti kontsentratsioonid vee, sette ja elustiku vahel?
4. Kas sadamates leitud mikroplasti reostuses on erinevusi lähtudes sadama omadustest?

2. Kirjanduse ülevaade

2.1. Orgaaniline ja keemiline reostus sadamates

Läänemeres pärineb suur osa reostusest laevaliiklusest ja merre suunatud reoveest (HELCOM, 2010). Laevadest jõuavad merre kemikaalid ja mikroplast osaliselt läbi köite, purje, kalavõrkude, otste, ja muude kalandustarvete pideval kulumisel kuid neid sisaldavad ka laevadel kasutatavad ja kogunevad kattumisvastased värvid, hall-, must- ja pilsivesi (Carreño & Lloret, 2021; Napper *et al.*, 2022). Hallveeks nimetatakse reovett, mis pärineb laeva duši-, nõude- ja riiete pesuveest, mustvesi on tualettidest pärinev reovesi ning pilsivesi koguneb laeva põhja lainetest, vihmast või sisemistest leketest ning mida aeg-ajalt tühjendatakse (Carreño & Lloret, 2021). Hallveest satub veekeskkonda erinevaid baktereid, patogeene, pestitsiide, raskmetalle, fosfori- ja lämmastikuühendeid, püsivaid orgaanilisi saasteaineid, orgaanilist materjali ja õlisid (Carreño & Lloret, 2021). Mustveest satub merre samuti erinevaid patogeenseid baktereid ja viiruseid (Carreño & Lloret, 2021). Pilsiveest võib leida kütust, õli, raskmetalle ja fosfori- ning lämmastikuühendeid (Carreño & Lloret, 2021). Horvaatias Dubrovniku akvatooriumis uuriti laevadest ja reoveest tulenevat fekaalsete kolibakterite määra (Koboević *et al.*, 2022). Leiti positiivne korrelatsioon väiksemate laevatüüpide (paat, jaht, megajaht, purjepaat, väike lõbusõidujaht) ja fekaalsete kolibakterite kontsentratsioonide vahel (Koboević *et al.*, 2022). Tulemused rõhutavad ka väikelaevade reostamise potentsiaalile sadamates ja avamerel.

Sadamates toimivate inimtegevuste tõttu on seal tihti kõrged raskmetallide kontsentratsioonid. Põhilisteks reostuse allikateks rannikul on tööstused, põllumajandus ja linnad ning lisaks on pikaajaliste reostuse potentsiaalseteks allikateks turism ja kalandus (Sulistyowati *et al.*, 2023). Lisaks põhjustavad reostust sadamasisesed tegevused nagu reovee juhtimine merre, süvendustööd, lasti käitlemine ja laevajätmete ladestamine (Nergis *et al.*, 2021). 2020. aasta artiklis võeti kokku 10 suure sadama metallide kontsentratsioonid setetes erinevatel aastatel kogutud andmete põhjal (Birch *et al.*, 2020). Euroopas asuvatest sadamatest leiti Dublini sadamast Irimaal 2006. aastal keskmiselt Cu 49 µg/g, Pb 81 µg/g ja Zn 217 µg/g, 2008. aastal vastavalt 27 µg/g, 44 µg/g ja 152 µg/g, 2013. aastal 60 µg/g, 138 µg/g ja 663 µg/g (Birch *et al.*, 2020). Ennustustele vastavalt leiti sadamas tiheda liiklusega punktidest kõrgemad raskmetallide kontsentratsioonid (Birch *et al.*, 2020). Itaalias Ravenna sadamas olid keskmised Cd ja Pb kontsentratsioonid setetes vastavalt 1,6 µg/g ja 49 µg/g (2004. aastal) ning need suurenesid linnale lähenedes (Birch *et al.*, 2020).

Hispaanias Ria de Vigo sadamas olid setetes keskmised Cr (70 µg/g), Cu (82 µg/g) ja Ni (29 µg/g) (2011. aastal) kontsentratsioonid mõõdukad, kuid maksimaalsed väärtused (vastavalt 198 µg/g, 479 µg/g ja 43 µg/g) olid kõrged (Birch *et al.*, 2020). Samuti olid Zn ja Cu kontsentratsioonid kõrgemad sadamas ning Pb kontsentratsioonid kõrgemad keraamilise tehase läheduses suudmealas (Birch *et al.*, 2020). Hispaanias Santanderi sadamas (2015. aastal) leiti 10 sadamast teised kõige kõrgemad Cr (83 µg/g) ja Ni (48 µg/g) kontsentratsioonid setetest (Birch *et al.*, 2020). Santanderi sadam oli Euroopa sadamatest ainsana mõõduka ökoloogilise riskiga ala, teistes sadamates oli risk minimaalne (Birch *et al.*, 2020). Vahemere sadamates, näiteks Vado sadam Itaalias, on setetest leitud nii raskmetalle kui ka polütsüklilisi aromaatsed süsivesinikke (PAH; Paladino *et al.*, 2017). Hispaanias Galicia regioonis leiti sadamates ja laevatehaste läheduses kõrgetes kontsentratsioonides Cd, Cu, Pb ja Zn (Monaco *et al.*, 2017). Kõrged raskmetallide ja kemikaalide kontsentratsioonid viitavad inimtegevusest tuleneva reostuse suurenemisele merekeskkonnas.

Laevadel kasutatavad kattumisvastased värvid reostavad merd raskmetallide, kemikaalide ja mikroplastiga. Kattumisvastased värvid võivad olla vase või tsingi baasil, või tänaseks keelustatud tributüülina (TBT) baasil valmistatud (Lagerström, 2019). Kattumisvastastes värvides on biotsiidid, mis takistavad veorganismidel laevapõhjale kinnituda (Lagerström, 2019). Kattumisvastaste värvide sattumist merekeskkonda kiirendavad sadamasisesed hooldustööd, laevapõhja pesu, lihvimine ja värvimine, lisaks leostuvad värvides olevad kemikaalid sadamas vees olevatest paatidest (Lagerström, 2019). Rootsisis tehtud uuringus selgus, et vees leostub paadipõhjast viiekuuse hooaja jooksul 80-90% väikelaevade põhjavärvist (Moreau *et al.*, 2009). Paatide hooldustööd sadamates pole tihtipeale veekeskonnast korrektselt eraldatud, mistõttu satuvad põhjavärvidest tulenevad kemikaalid ja mikroplast otse vette (Turner, 2010). Inglismaal kahes suudmealas tehtud uuring näitas, et laevade hooldustööde teostamise ja vanade paatide läheduses olid kattumisvastaste värvide osakeste kontsentratsioonid vastavalt 430 tk/L⁻¹ ja 400 tk/L⁻¹ (Muller-Karanassos *et al.*, 2019). Kattumisvastastest värvidest leostuvad biotsiidid ajapikku ümbritsevasse keskkonda (Soroldoni *et al.*, 2018; Muller-Karanassos *et al.*, 2019). Mitmetes uuringutes on setetes leitud kõrgetes kontsentratsioonides metalle, mis tihti on ületanud keskkonnastandardeid (Soroldoni *et al.*, 2018; Muller-Karanassos *et al.*, 2019).

Kattumisvastastes värvides leidub ka kõrge molekulmassiga polümeere, vaiku, kummi ja sünteetilisi polümeere, mis liigitab need mikroplasti alla (Muller-Karanassos *et al.*, 2021). Sadamas toimuvate hooldustööde, laevaliikluse ja inimtegevuste tõttu võib mikroplasti reostus sadamates olla suurem kui seda ümbritsevatel aladel.

2. 2. Mikroplast sadamates

Mikroplast settib sadamates suuremas koguses peamiselt laevaliikluse ja reovee tõttu (Knott *et al.*, 2009; Su *et al.*, 2020). Mikroplasti kogused suurenevad vastavalt inimõju tugevusele, suurlinnade lähedusele ning jõgedest allavoolu (Su *et al.*, 2020). Lisaks võivad mikroplastide akumulereerumist sadamates põhjustada reoveetorude ületäitumine, sademevee äravoolutorudest tulenev reostus, sadamas teostatavad tegevused ja liiklus ning lähedalasuvad jõed (Preston-Whyte *et al.*, 2021). Mikroplast akumulereerub sadamates setete ladestumise aladel, kuna aja möödudes väheneb plasti ujuvus ning see settib merepõhja (Woodall *et al.*, 2014). Mikroplasti kogused nii vees, settes kui organismides sõltuvad mitmetest tingimustest, k.a. ilmast, asukohast ja mikroplasti tüübist. Sadamate kinnisuse, inimõju intensiivsuse ja laevaliikluse tõttu võib sinna koguneda suuremates kontsentratsioonides mikroplasti, kui lähedalasuvatele looduslikele aladele.

Lõuna-Aafrikas Durhani sadamas on kolmel korral uuritud mikroplasti reostust pinnavees, 2015. aastal tehtud uuringus oli keskmine mikroplasti kogus 0.007 ± 0.012 (\pm S.D.) L^{-1} (Naidoo *et al.*, 2015), 2017. aastal oli see 1.20 ± 0.13 (\pm S.E.) L^{-1} (Nel *et al.*, 2017), ning 2021. aastal 0.093 ± 0.037 (\pm S.D.) L^{-1} (Preston-Whyte *et al.*, 2021). Samas sadamas uuriti ka erinevates kohtades settes leiduvat mikroplasti reostust, mis oli pinnaveega võrreldes kordades suurem - minimaalselt 2400 ± 529 (\pm SD), maksimaalselt $45\,867 \pm 27\,354$ (\pm SD)– $111\,933 \pm 29\,189$ (\pm SD) kg^{-1} sette kuivkaalust (Preston-Whyte *et al.*, 2021). Võrreldes Durhani sadamaga, kus käsitletakse aastas keskmiselt 74.7 miljonit tonni koormat (Preston-Whyte *et al.*, 2021), on väiksemates sadamates, nagu Rootsisis Stenungsundi sadam (1.5 miljonit koormat aastas), mikroplasti kontsentratsioonid setetes ka madalamad ($17\,131 \pm 14\,374$ tk/ kg^{-1} kuivkaalu; Noren *et al.*, 2007). Preston-Whyte *et al.* (2021) uuringus Durhani sadamas koguti proove erinevatest sadama paikadest ning jõuti järeldusele, et suuremad mikroplasti kontsentratsioonid setetes asusid sademevee torude, reoveetorude ja jõgede sisendvööndi aladel. Pinnavees oli mikroplasti rohkem tiheda

laevaliiklusega aladel (Preston-Whyte *et al.*, 2021). Seega mõjutab mikroplasti kontsentratsioone sadamates proovitüüp, inimasustused, reoveetorud ja laevaliiklus.

Erinevates Austraalia sadamates (Port Jackson, Botany, Kembla, Newcastle, Yamba ja Eden) leiti põhiliselt polüetüleentereftalaadist (PET) ja nailonist mikroplasti, mis on kalanduses kasutatavate tarvete koostisosadeks (Jahan *et al.*, 2019). Tulemused kinnitavad sadamasiseste tegevuste ja laevaliikluse mõju mikroplasti reostuse ulatusele. Belgia rannikualadel leiti sadamatest 15-50 korda suurem mikroplasti kontsentratsioon (390 tk/kg^{-1} kuivkaal settel) kui lähedalasuvatel aladel (Claessens *et al.*, 2011). Üheks põhjuseks võib olla aeglane veevool sadamates, kuid ei tasuks välistada ka sadamast tulenevat reostust. Läänemeres Gdynia sadamas tehtud uuringus leiti pinnaveest 0.082 mg/m^3 kuni 0.524 mg/m^3 mikroplasti (Dereszewska *et al.*, 2023). Põhiliseks mikroplasti tüübiks olid valget ja musta värvi polüolefiinist fragmendid ja fiibrid, mis on ka eeldatav plastimaterjal pinnavees (Dereszewska *et al.*, 2023). Selles uuringus ei leitud korrelatsiooni sadama asukoha ja mikroplasti kontsentratsiooni vahel (Dereszewska *et al.*, 2023). Antud tulemused viitavad sadamasiseste tegevuste mõjule mikroplasti reostuse suurendamisel.

Sadamates ja lähedalasuvatel aladel võivad mikroplasti kontsentratsioonid sõltuda proovitüübist. Veeproovides leiduvad mikroplasti kontsentratsioonid sõltuvad suurel määral kogumispiirkonnast (Narloch *et al.*, 2022). Tavapäraselt leidub mikroplasti rohkem asustatud alade lähedal, kus asuvad ka peamised mikroplasti allikad, nagu tööstus- ja reoveepuhastusjaamad (Karlsson *et al.*, 2020). Mikroplasti kontsentratsioon varieerub ka erinevates veekihtides. Bagaev *et al.* (2018) uuringus leiti, et mikroplasti kontsentratsioon oli 3-6 korda suurem pindmistes ja sügavamates veekihtides, võrreldes vahepealse sügavusega. Samuti leiti, et mikroplast kandub horisontaalselt lühiajaliselt üsna kaugele (Bagaev *et al.*, 2018). Soome lahes tehtud uuringutes (Setälä *et al.*, 2016; Uurasjärvi *et al.*, 2021) oli mikroplasti kontsentratsioon sügavamates kihtides väga sarnane, tõenäoliselt kuna peamiselt saastatakse merd maismaalt, kust tuulega kanduv mikroplast jõuab vette ja hakkab aja möödudes settima. Kontsentratsioone mõjutavad ka teised keskkonnatingimused - ilm, pH, soolsus, UV kiirgus ja plasti füsiokeemilised omadused (Picó & Barceló, 2019). Sarnaselt avamerel kogutud mikroplasti reostusega, mõjutavad ka setetes olevat reostust ilmastikuolud, eriti tormid ja hoovused (Osinski *et al.*, 2020). Settimisele võib kaasa aidata ka biosaastumine, mis tekib erinevate veeorganismide (vetikad, selgrootud) kinnitumisel mikroplastile (Coyle *et al.*, 2020). Üldiselt akumulereb merepõhja suuremates kogustes mikroplasti, kuna on suurema tihedusega kui vesi või biofilmiga kaetud (Narloch *et al.*,

2022). Lisaks veele ja setetele koguneb mikroplast ka vee-elulistes organismides, nagu kalad, karbid, tõruvähid jm (A. Lusher *et al.*, 2017; Gago *et al.*, 2018; Santos *et al.*, 2021).

2.3. Mikroplasti reostusele tundlikud elusorganismid sadamates

2.3.1. Mikroplasti reostus veeselgroogsetes

Plasti ja mikroplasti suured kogused veekeskkonnas on viimastel aastakümnetel kujunenud suureks ohuks veeorganismidele. Mikroplasti leidub peale avamere ka setetes, pidevalt juurde tekkides merre sattunud plastist või laevadelt ja reoveetorudest lekkides. Mikroplast vees on suurema biosaadavusega, kuna väikesed tükid jõuavad kiiremini organismidesse läbi toitumise või hingamise (Ugwu *et al.*, 2021). Samuti on mikroplasti pindala suurem, mistõttu võivad erinevad kemikaalid pinnale kinnituda ning lõpuks jõuda veeorganismidesse, põhjustades erinevaid terviserikkeid (Osman *et al.*, 2023). Sõltuvalt mikroplasti suurusest, tihedusest, rohkusest ja värvist jõuavad need kiiremini organismidesse (Ugwu *et al.*, 2021). Väiksemad mikroplasti tükid on suurema biosaadavusega ning arvukamad, tihedamalt paiknevad ja värvilisemad mikroplasti tükid saavad suurema tõenäosusega veeorganismidele toiduks (Ugwu *et al.*, 2021). 2017. aasta artiklis leiti, et üle 220 merelooma söövad sisse mikroplasti ning nendest pooled on majanduslikult olulised ka inimestele (Lusher *et al.*, 2017). Veeselgroogsetest leiti 2021. aastal tehtud uuringus kõige rohkem mikroplasti kilpkonnades (88% liikidest, 121 mikroplasti tk/isendi kohta; Ugwu *et al.*, 2021). Kalades oli keskmine leitud mikroplasti kogus 2.6 tk/isendi kohta, veeimetajatel 9.7 tk/isendi kohta. Põhiliseks plastitüübiks olid fiibrid (67.3%), polümeeriks polüetüleen (27.3%), suuruseks alla 2 mm (76.6%) ning värvuseks sinine (32.9%; Ugwu *et al.*, 2021).

Samuti on pelaagilistel ja põhjalähedastel kaladel leitud mikroplasti. Suurbritannia rannikuvetes tehtud uuringus leiti 36% (N = 504) kaladest mikroplasti, millest enamik olid fiibrid (68%; A. L. Lusher *et al.*, 2013). Vaikse ookeani põhjaosas uuritud mesopelaagilistel kaladel (27 liiki, k.a. *Myctophidae sp.*) leiti 9% (N = 141) mikroplasti fragmente (kuni 2.2 mm) ja fiibreid (Davison & Asch, 2011). Lõuna Hiinas Guangdongi piirkonnas uuriti rannikualadel vees ja kalades (*Konosirus punctatus*, *Mugil cephalus*) mikroplasti reostust (Zhang *et al.*, 2020). Keskmine mikroplasti arv liigil *K. punctatus* (N = 7) oli 4.4 tk/isend, liigil *M. cephalus* (N = 13) 5.2 tk/isend (Zhang *et al.*, 2020). Mikroplasti kogused kalades suurenesid vastavalt veeproovides suureneva reostusega (Zhang *et al.*, 2020). Portugali

rannikualal leiti 263-st kalast (26 liiki) 19.8% seedetraktist mikroplasti, sellest 65.8% olid kiud, 34.2% tükid (Neves *et al.*, 2015). Kõige suurem mikroplasti kogus leiti kalast *Scomber japonicus* (keskmiselt 0.57 ± 1.04 tk/isend, $N=35$; Neves *et al.*, 2015). Pelaagilistest kaladest leiti kõige rohkem mikroplasti, bentilistes kalades leidus rohkem kiudusid ning 32.7% kaladest leidus seedetraktis >1 mikroplasti tükk (Neves *et al.*, 2015). Suuremate mikroplasti kontsentratsioonidega kalad olid püütud Lissaboni ja Taguse jõe lähedalt (Neves *et al.*, 2015). Antud uuringud viitavad reostuse mõju suurenemisele reostatud piirkondadega aladel, inimasustuste mõjule ja kindlate liikide haavatavusele sõltuvalt elupaigaeelistustest.

Estuaarides on samuti mikroplasti reostus laialt levinud probleem. Läänes Lõuna-Atlandi ookeanis leiti sägadel (*Ariidae*), kotkaskalalastel (*Sciaenidae*) ja *Gerreidae* perekonna liikidel soolestikus sünteetilisi polümeere (Possatto *et al.*, 2011; Dantas *et al.*, 2012; Ramos *et al.*, 2012). Kõik antud liigid on bentofaagsed, seega toituvad põhiliselt sette pinnapealses osas. Põhiliselt on täheldatud, et soolestikku satuvad sinised nailonist fiibrid. Sägadel ($N = 182$) erines mikroplastist toitumine ontogeneetilise arengustaadiumist (v.a. *Cathorops agassizii*; Possatto *et al.*, 2011). Kotkaskalaliste puhul sõid 8% ($N = 569$) isenditest sisse mikroplasti hilis vihmaperioodil estuaari keskel, kui esinesid suured veetaseme kõikumised ja intensiivsem kalastus (Dantas *et al.*, 2012). *Gerreidae* perekonna isenditest leiti 13.4% ($N = 425$) soolestikust sünteetilisi fiibreid (Ramos *et al.*, 2012). Võimalikud viisid mikroplasti sattumiseks soolestikku on reostunud saagi söömine, mikroplasti sisseimemine toitudes ning aktiivne biofilmiga kaetud mikroplasti sisse söömine (Ramos *et al.*, 2012). Antud mikroplasti ülekandumise viisid viitavad võimalikule probleemile toiduahelate kaudu mikroplasti akumulereerumist tippkiskjatesse (Ramos *et al.*, 2012).

2.3.2. Mikroplasti reostus veeselgrootutes

Laialdaselt sadamates erinevatel pindadel leiduvad tõruvähid on ühed potentsiaalsed mikroplasti reostuse kvantifitseerimiseks kasutatavad veorganismid. Xu *et al.* (2023) tõestasid eksperimentaalselt, et tõruvähk *Amphibalanus amphitrite* on potentsiaalne mikroplasti reostuse bioindikaator. Tõruvähid puutusid 8 päeva jooksul kokku erinevat tüüpi mikroplastiga (fiibrid, tükid) erinevates kontsentratsioonides (10, 100, 1000 tk/L⁻¹) ja erineva kestvusega (2, 4 ja 8 päeva; X. Xu *et al.*, 2023).

Suurim leitud mikroplasti kontsentratsioon tõruvähkides oli $1.04 \pm 15.22 \text{ tk/g}^{-1}$ ja $17.60 \pm 13.8 \text{ fiibrit/g}^{-1}$ märgkaalu korral, mõõdetud 4 päeva pärast peale mikroplastiga kokkupuudet (X. Xu *et al.*, 2023). Lisaks oli mikroplasti kontsentratsioon tõruvähkides positiivses korrelatsioonis kokkupuute kontsentratsiooniga (X. Xu *et al.*, 2023). Testimaks tõruvähkide sobivust bioindikaatoriteks, arutati regressioonivõrrand, et võrrelda mikroplasti kontsentratsiooni tõruvähkides ja Hong Kongi rannikuvetes, tulemused olid võrreldavad päris analüüsidega, mis viitab tõruvähkide sobivusele bioindikaatoritena (X. Xu *et al.*, 2023). Võrreldes veeproovide kasutamisega mikroplasti reostuse kvantifitseerimiseks, annavad tõruvähkid parema ülevaate, kuna nendes akumulereub mikroplast pikaajaliselt, otse veest proove võttes saadakse ülevaade vaid sellel ajahetkel olevast reostusest (X. Xu *et al.*, 2023).

Kirpvähid (*Gammarus fossarum*) söövad sisse suuremas koguses mikroplasti, kui selle kontsentratsioonid vees on kõrgemad (Blarer & Burkhardt-Holm, 2016). Katses võrreldi nelja mikroplasti kontsentratsiooni ($100, 540, 2680, 13\,380 \text{ tk/cm}^{-2}$) ja nelja kokkupuute aja (0.5, 2, 8, 32 h) koosmõju kirpvähilistele (Blarer & Burkhardt-Holm, 2016). Soolestikus leiti mikroplasti juba peale poole tunnist kokkupuudet, kuid 16 tundi pärast kokkupuute lõppu oli soolestik tühi (Blarer & Burkhardt-Holm, 2016).

Karpe (*Bivalvia*) kasutatakse tihti mikroplasti reostuse kaardistamiseks. Karbid sobivad mikroplasti reostuse bioindikaatoriteks kuna on laialdaselt levinud, hõivavad olulist ökoloogilist nišši, on vastuvõtlikud mikroplasti reostusele ning on tähtsaks toiduobjektiks merekiskjatele ja inimestele (Li *et al.*, 2019). Erinevad eksperimendid on näidanud, et karbid on sobivad bioindikaatorid näitamaks mikroplasti reostust, akumulatsiooni ja toksilisust (Li *et al.*, 2019). Olles bentilised filtreerijad, akumulereuvad keemilised saasteained karpidesse ja annavad hea ülevaate saasteaine kontsentratsioonidest (Beyer *et al.*, 2017). Gedik & Eryaşar (2020) uurisid mikroplasti reostust vahemere rannakarbis (*Mytilus galloprovincialis*) Türgi rannikuvetes. 48% vaadeldud karpidest esines mikroplasti, keskmiseks mikroplasti kontsentratsiooniks oli 0.69 tk/karp ja 0.23 tk/g värske kaalu järgi pehmes koes (Gedik & Eryaşar, 2020). Arvestades suurt karpide tarbimist Türklaste poolt, on sellised mikroplasti kogused potentsiaalseks terviseriskiks inimestele (Gedik & Eryaşar, 2020). Teise eksperimendi läbiviijad Qu *et al.* (2018) leidsid, et karpidest leitud mikroplast oli võrreldes veekeskkonnas leiduva mikroplastiga väiksem. Samuti esines erinevus eksperimentaalselt ja keskkonnast saadud tulemuste vahel (Qu *et al.*, 2018). Mikroplasti kontsentratsioonid vees ja karpides olid positiivses lineaarses korrelatsioonis, kuid

mikroplasti tüübi ja suuruse akumulatsioon karpides erines laboris võrreldes keskkonnaga (Qu *et al.*, 2018).

Lisaks saab mikroplasti reostust määrata vee-eluliste tigu kaudu. Mikroplasti reostuse määramiseks Hiina linnast läbivast jõest kasutati vee-elulist tigu (*Bellamy aeruginosa*) ning leiti keskmiselt 28.13 ± 4.18 mikroplasti tk/isendi kohta, suurema osakaaluga mikroplasti tükid olid suuruses 10-100 μm (An *et al.*, 2022). Lisaks on välja pakutud, et vee-elulised teod võivad olla heaks bioindikaator liigiks uurimaks mikroplasti reostust litoraalvööndis (Kleinschmidt & Janosik, 2021). Floridas tehtud uuringus koguti kahte liiki tigusid (*Stramonita haemastoma*, *Melongen corona*, N = 30) ning kvantifitseeriti neis leiduv mikroplast. Kokku leiti 256 mikroplasti tükki millest 93% olid mikrofiibrid (Kleinschmidt & Janosik, 2021). Kuigi veetigusid kasutatakse mikroplasti reostuse kaardistamiseks harvemini kui karpe ja tõruvähke, on need siiski kasulikud bioindikaatorid aladel, kus teisi veeselgrootud leidub vähe.

2.4. Mikroplasti füsioloogilised ja ökoloogilised mõjud

Mikroplasti reostus on jõudnud igasse mereökosüsteemi ning seda on leitud üle 1300-st vee-elulisest liigist (Gago *et al.*, 2018; Santos *et al.*, 2021). Mikroplasti mõjud jaotuvad mehaaniliseks ja keemiliseks, mis tuleneb mikroplasti pinnal ja koostises olevatest keemilistest ühenditest. Mikroplast võib mõjutada veeorganismide käitumist, vähendada sigimis- ja konkurentsivõimet, kahjustada rakke ja geeniekspressiooni ning põhjustada hukku (Anbumani & Kakkar, 2018). Mikroplasti sattumine ühte organismi ei piira selle levikut vaid see võib kanduda üle troofiliste tasemete ning akumulereuda tippkiskjates (Tekman *et al.*, 2022). Kudedes akumulereuv mikroplast tekitab suurema tõenäosusega terviseprobleeme, vähendades organismide söömis- ja hingamisvõimet (Avio *et al.*, 2015; Anbumani & Kakkar, 2018). Samuti sisaldavad mikroplasti osakesed püsivaid orgaanilisi saasteaineid (*POP - Persistent Organic Pollutants*), näiteks polüklooritud bifenüüli (PCB), dikloriidfenüültrikloroetaani (DDT) ja selle derivaate (DDE, DDD, HCH; Ogata *et al.*, 2009; Hermsen *et al.*, 2018). Potentsiaalselt kannavad mikroplasti osakesed endaga hüdrofoobseid saasteaineid nagu fenantreen, mis eraldub setetes ja võib seeläbi mõjutada seal elavaid organisme (Teuten *et al.*, 2007). Plasti lisaained nagu ftalaadid ja bisfenool A (BPA) püsivad ka mikroplasti pinnal ning mõjutavad sissesöömisel organismi sigimist ja tekitavad geneetilisi vääringuid, mis omakorda mõjutab hormonaalsüsteemi (Oehlmann *et al.*,

2009). 2019. aastal leiti Kanaari saartel mikroplastist 81 keemilist ühendit, k.a. PCB, DDT, OCP, PAH ja BDE (Camacho *et al.*, 2019). Arvestades mikroplasti rohkust ökosüsteemides, on selle potentsiaalsed terviseriskid suureks murekohaks vee-elustikule.

Sadamatest tulenev mikroplast jõuab potentsiaalselt lühiajaliselt seal elavatesse veeorganismidesse. Sadamates leidub tõenäolisemalt kirpvähke (*Gammarus sp.*), tõruvähke (*Amphibalanus*), millimallikaid (*Aurelia aurita*), karpe (*Bivalvia*), krabisid (*Brachyura*), veetigusid (*Gastropoda*), ning selgroogsetest kalu nagu ogalik (*Gasterosteus sp.*), viidikas (*Alburnus alburnus*), ahven (*Perca fluviatilis*), särg (*Rutilus rutilus*) jpt.

Kirpvähiliste puhul on leitud seos mikroplasti kõrgema kontsentratsiooni (2680 tk/cm²) ja vähenenud assimilatsiooni (lihtsamatest ainetest sünteesitakse keerukamad ained või varuained) vahel (Blarer & Burkhardt-Holm, 2016). Litoraalvööndis elaval tõruvähil (*Amphibalanus amphitrite*) ei mõjutanud suremust, asumist, metamorfoosi ega toitumist ükski neljast mikroplasti suurusest (d=1.7, 6.8, 10.4 19 µm; kontsentratsioonides 1, 10, 100, 1000 tk/mL⁻¹; Yu & Chan, 2020). Põhjus võib olla kiires mikroplasti väljutamises organismist (kuni 3h jooksul), kuid autorid viitasid võimalusele, et pikaajalisem kokkupuude või nanoplasti suurused osakesed võivad avaldada suuremat mõju (Yu & Chan, 2020). Meriristol (*Aurelia aurita*) ei leitud mikroplastiga kokkupuutel füsioloogilisi ega histoloogilisi kahjustusi, mikroplasti söödi sisse vähe ning väljutati maksimaalselt 8h jooksul (Sucharitakul *et al.*, 2020). Autorite arvates eristab meriristol mikroplasti planktonist (Sucharitakul *et al.*, 2020). Limiteeritud mikroplasti sissesöömise ja kiire väljutamise tõttu ei oma see suurt negatiivset mõju väiksematele veeorganismidele.

Paljud bentilised organismid nagu karbid on enda toitumistüübi tõttu mikroplasti reostusele haavatavamad, kuna nad filtreerivad aktiivselt merepõhja settinud anorgaanilist ja orgaanilist ainet ning seetõttu võib mikroplast nende kehas akumulereuda (de Sá *et al.*, 2018). Ränkarbi (*Dreissena polymorpha*) puhul on leitud mikroplasti akumulereumist soolestikus ja hemolümfis (Magni *et al.*, 2018). Söödaval rannakarbil (*Mytilus edulis*) vähendab mikroplast filtreerimisvõimekust ja kinnitumistugevust, muudab hemolümfi proteoomi, tekitab pseudo väljaheiteid, põletikku ja histoloogilisi muutusi ning akumulereub seedesüsteemis (von Moos *et al.*, 2012; Wegner *et al.*, 2012; Green *et al.*, 2019). Vahemere rannakarbil (*Mytilus galloprovincialis*) kahjustab mikroplast seede- ja immuunsüsteemi, inhibeerib lüsoosomi ensüümide kodeerimist geenides, tekitab neuro- ja genotoksilisust, häirib homöostaasi ning suurendab stressi ja immuunsusega seonduvate valkude sünteesi (Capolupo *et al.*, 2018; Détrée & Gallardo-Escárate, 2018; Pittura *et al.*, 2018).

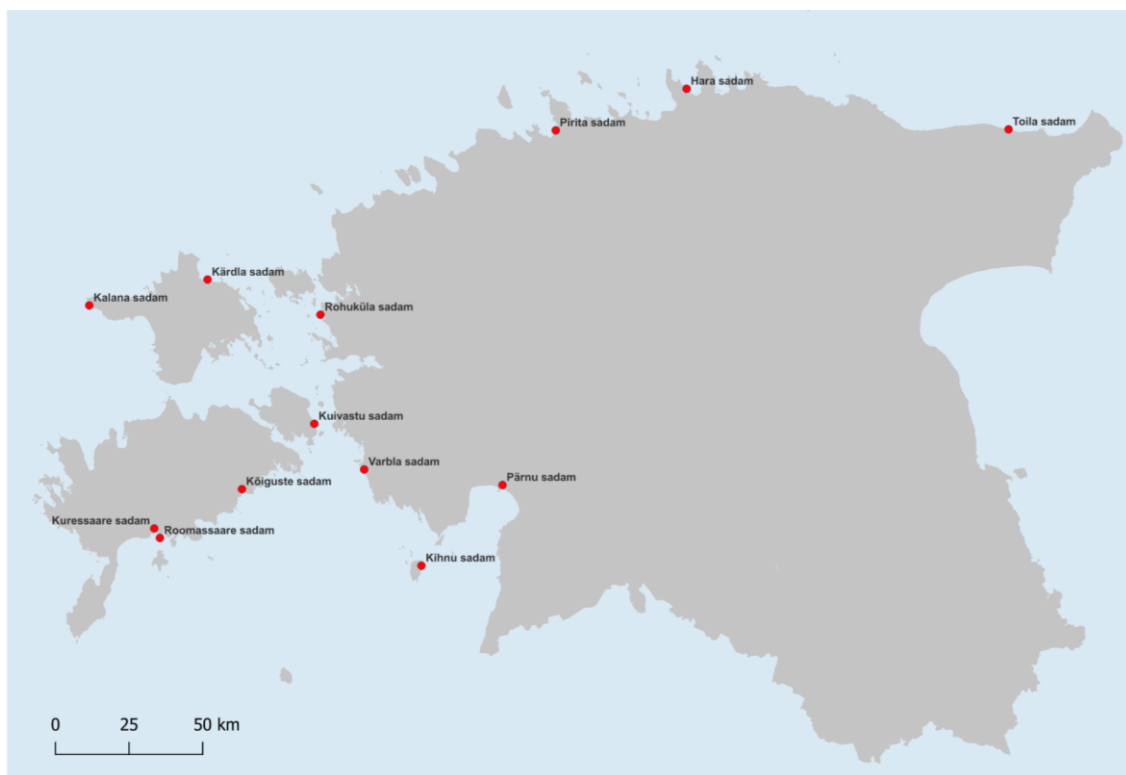
Kalades võib mikroplast suurema tõenäosusega akumulereuda, kuna see kandub üle troofiliste tasemete ning võib peale vee reostatuse jõuda soolestikku ka läbi saastunud toidu. Ogalikele (*Gasterosteus aculeatus*) ei mõjunud negatiivselt looduslikest kontsentratsioonidest suuremad mikroplasti kogused (2 mg/g) ka pikaajalise kokkupuute jooksul (9 nädalat) kasvule, sugunäärmete arengule ega immuunsusele (Bunge *et al.*, 2022). PLA (polülaktiline hape) mikroplasti tükide krooniline sissesöömine mõjutas ahvena (*P. fluviatilis*) noorjärkude käitumist, suurendades nende reaktsiooni liigikaaslaste nägemisel (König Kardgar *et al.*, 2023). Samuti vähenes kalade liikumine, kalaparve distants ning reageerimine kiskjatele (König Kardgar *et al.*, 2023). Kuigi mõnedel liikidel ei tekita mikroplasti sissesöömine suuri kahjustusi, näitavad olemasolevad andmed ja potentsiaalne mikroplasti akumulereumine kalades võimalikku ohtu. Praegusel hetkel on sadamates leiduvate kalade kohta tehtud vähe uuringuid mikroplasti mõjudest.

3. Materjalid ja metoodika

3.1. Proovide kogumine

3.1.1. Proovikogumise ala

Proovid koguti seoses teadusprojektiga “Eesti väikesadamatest lähtuv reostuskoormus, selle mõju vee-elustikule ja meetmed mõjude vähendamiseks”, mille ametlik kestus on 01.09.2023 - 31.08.2025. Projekti eesmärkideks on kirjeldada 12. Eesti väikesadama reostuskoormus; kirjeldada sadamast ja väikelaevadest lähtuva reostuse veekeskkonda jõudmise teed; leida lahendusi ja alternatiive väikesadamatest lähtuvale toksilisele reostusele; töö tulemusena pikas perspektiivis vähendada reostuse mõju vee-elustikule. Proovide kogumine toimus vahemikus 26.07 - 08.08.2024 13. Eesti väikesadamates nii mandril kui saartel. Sadamateks olid: Toila, Hara, Pirita, Rohuküla, Kärkla, Kalana, Kuressaare, Roomassaare, Kõiguste, Kuivastu, Varbla, Pärnu ja Kihnu (Joonis 1).



Joonis 1. Joonisel on kujutatud 13 sadama asukohta, kust proovid võeti. Kontrollalad asusid sadamatest maksimaalselt kilomeetri kaugusel.

Igast sadamast võeti veeproov, setteproov ja parajasti sadamas leiduvate veefiltreerijate proovid. Kontrolliks koguti proovid ka sadama lähedal (200-1000m) asuvatest paikadest, kuhu sadama reostus tõenäoliselt ei ulatu. Iga sadama puhul kirjeldati erinevaid

keskkonnaparameetreid: vee temperatuur, pH, O₂ sisaldus vees, õhutemperatuur, tuule kiirus, lainetus, pilvisus. Lisaks kirjeldati sadamaga seotud parameetreid: sadama avatus, jõgede olemasolu, mootorpaatide arv, purjelaevade arv, kaide kirjeldus, tankla tüüp ja kaugus veest, staapli tüüp ja kaugus veest, suurte laevade olemasolu. Erinevate parameetrite andmed on leitavad Lisas 1 ja 2. Kuivastu kontrollalalt ei kogutud setteproovi, kuna selleks ei leidunud sobivat lähedalasuvat ala. Veeselgrootute proove ei kogutud Pirita sadamast, kuna suure reostuse tõttu ei leidunud alal ühtegi elusat veeselgrootut.

2.1.2. Proovide kogumise meetodika

Läänemeres tehtud katsetes on kogutud proove veealuse pumba (Setälä *et al.*, 2016), planktonvõrkude (Stolte *et al.*, 2015), Manta võrkude (Setälä *et al.*, 2016; Gewert *et al.*, 2017) ja Niskini pudelite (Bagaev *et al.*, 2018) abil. Setälä *et al.* (2016) tehtud katsed Läänemeres näitasid, et mikroplasti reostuse kaardistamiseks sobivad hästi veealused pumbad ja ka tiheda võrgustikuga (<100 µm) võrgud. Veeproovide kogumine toimus sadamasiseselt kai pealt. Vesi pumbati läbi filtri, mis asetses kuni 1.5 m sügavusel vees kaist võimalikult kaugel, vältimaks kaist tulenevat reostust. Vesi filtreeriti läbi 40 µm nailonist planktonivõrgu umbkaudselt poole tunni jooksul, mis tegi kokku umbes 200 L läbi filtreeritud vett. Lõplikud proovid koguti 100 mL klaaspurkidesse. Samasugune meetodika korraldati ka kontrollaladel, kai asemel filtreeriti vett parasjagu ligipääsetavates kohtades ranniku lähedal.

Setteproovid koguti kai pealt lastes metallist setteammut põhja, kogudes nii pinnapealset setet (0-5 cm) millest on leitud suuremates kontsentratsioonides mikroplasti kui sügavamatest setetest (>10 cm; Khuyen *et al.*, 2021). Setteammutist omakorda koguti sete metallist kühvliga 500 mL suurusesse plastpurki. Kontrollproovid koguti kühvliga ranna lähedalt (kuni 10 m) veest. Setteks oli nii liiva, muda, savi kui ka kiviklibu.

Veeorganisme koguti kai pealt võrguga põhja või kai veealuseid pindu kraapides. Võrguga kogutud massist eraldati parasjagu leiduvad veeselgrootuid. Varbla, Roomassaare, Kihnu, Rohuküla, Kärkla, Toila ja Kalana sadamates (lisaks kontrollalale) esines tõruvähki (*Amphibalanus sp.*), Pärnu sadamas ja kontrollalalt leiti karpe (*Dreissena polymorpha*, *Mytilus sp.*) ning Kuivastu ja Hara sadamast vesikinga (*Theodoxus fluviatilis*).

3.2. Proovide filtreerimine

Veeproovide filtreerimiseks lahustati 100 mL proovid koos 200 mL destilleeritud veega naatriumkloriidis (NaCl, Fisher Bioreagents) kuniks vesi oli soolaga küllastunud (min 1.2 g cm^{-3}). Lahus paigutati jaotuslehtrisse minimaalselt 30 minutiks, et polümeerid vee pinnale tõuseks ning võimalikud settejäägid vajuksid põhja. Meetodi eeliseks on ökonoomsus ja töökindlus, kuid raskemad polümeerid nagu polüvinüül kloriid, vajuvad siiski põhja ja neid ei saa settest eraldada (Gago *et al.*, 2018). Peale settimist lasti võimalikud setted ja soolakristallid jaotuslehtrist välja ning ülejääv vesi filtreeriti vaakumpumba abil läbi klaasfiiberfiltri ($d = 47\text{mm}$, $2.7\mu\text{m}$ poori suurus). Filtreerimise järgselt eemaldati filter puhaste pintsettidega ning pandi hoiustamiseks kaanega Petri tassidesse kuni edasise mikroskoopimiseni. Iga etapi vahel ning enne töö alustamist loputati võimaliku kontaminatsiooni vältimiseks kõik kasutatavad vahendid destilleeritud veega üle.

Setteproovide filtreerimiseks lahustati klaasanumas 50 g setet 250 mL küllastunud soolalahuses (NaCl), loksutati ning valati suurem osa lahusest (v.a. sete) jaotuslehtrisse. Seda etappi korrati kaks korda võimaliku mikroplasti eraldamiseks settest. Lahustumisetapile järgnes settimine (30 min), filtreerimine ja proovide hoiustamine sarnaselt veeproovidele.

Veeselgrootute filtreerimiseks oli vajalik ettevalmistava etapina nende lahustamine vesinikperoksiidis (H_2O_2 , 35%, Thermo Scientific Chemicals). Selleks eemaldati $>1 \text{ cm}$ suurustelt karpidelt ja tigudelt nende kojad, ülejäänud lahustati koos kodadega. Veeselgrootud pandi 20 mL topsidesse ning lisati 10 mL H_2O_2 . Lahustumise kiirendamiseks jäeti topsid 40 kraadisesse termokappi (IKA KS 4000 i) 19-20 tunniks. Filtreerimiseks eraldati suuremad koja jäänused metallist sõelaga ning pesti üle destilleeritud veega. Ülejäänud segu filtreeriti sarnaselt vee- ja setteproovide metoodikaga ning proovid hoiustati kaanega Petri tassides. Kasutatud klaaspurgid loputati kõikide proovide tegemise puhul (k.a. sete ja vesi) destilleeritud veega otse filtreerimisnõusse, et sein külge jäänud mikroplast kätte saada. Kaks sadamat (Kuressaare, Kõiguste) jäid filtreerimisprotsessist välja kuna sadamatest ja kontrollaladelt ei leitud samast liigist veeselgrootuid, mistõttu võrreldavat analüüsi ei olnud võimalik nende puhul teostada.

Võimaliku sisereostuse väljaselgitamiseks tehti sette- ja veeproovide metoodikat kasutades ka kontrollproovid. Kontrollproovid valmistati eelnevaga samasuguse metoodikaga, kuid ei lisatud proovialadelt kogutud vett ega setet. Samuti tehti

veeseligrootute töötlemise ajal kontrollproovid, kus filterpaber seisis kuivalt kaaneta Petri tassis ühe ja viie minuti jooksul, et välja selgitada võimalik õhu kaudu kanduv mikroplasti hulk. Sisereostuse vältimiseks hoiti proove võimalikult lühikest aega lahtisena ning kanti looduslikust materjalist riideid või kitlit.

3.3. Mikroskopeerimine

Proove vaadeldi Leica M205 C binokulaariga. Võimalik mikroplast määrati arvestades ebakorrapärasest struktuuri, ebaloomulikke pigmentantatsiooni, rakulise ehituse puudumist ning suuremat painduvust. Mikroplast paigutati mõõtmiseks filterpaberi puhtale äärelle nõela otsaga. Mikroplasti suurus mõõdeti Enersight tarkvara programmiga ning märgiti üles muud omadused nagu tüüp (kiud, lint, ümar, ovaalne, nurgeline, muu) ja värvus (sinine, must, valge, läbipaistev, punane, roheline, värviline, muu). Osakesi ei arvestatud kui nende mõõt oli väiksem kui 0.05 mm ja suurem kui 10 mm. Sisereostuse vältimiseks Petri tasse põhjusteta ei avatud ning mikroskopeerimise ajal kanti looduslikust materjalist riideid.

3.4. Kontrollproovide arvestamine

Peale kõikide proovide läbivaatamist ja mikroplasti omaduste kandmist andmetabelisse, arvestati neist maha kontrollproovid. Kontrollproovidest loetleti samasugust tehnikat kasutades seal leiduvad mikroplasti tükid ning kanti andmetabelisse. Kontrollproove tehti iga proovitüübi (vesi, sete, selgrootu) kohta kolm tükki ning arvestati nende keskmine. Juhul, kui kontrollproovidest saadud mikroplasti kogus ületas päris proovis oleva mikroplasti koguse, võrdsustati see nulliga. Kontrollproovide maha arvutamisel päris proovidest arvestati ka erinevate mikroplasti tükkide omadustega (värv ja kuju) ning nende esinemissagedusega, samuti jälgiti võimalikult palju ka mikroplasti tükkide suurust. Antud meetodika on sisereostuse arvestamisel konservatiivne, s.t. arvestab paremini potentsiaalset sisereostust.

3.5. Andmeanalüüs

Enne statistilist analüüsi standardiseeriti andmed proovitüübist lähtuvalt. Veeproovides leitud mikroplasti kogus standardiseeriti tk/100 L kohta (ka: P. Xu *et al.*, 2018), setteproovid

tk/50 g kohta (ka: Li *et al.*, 2020) ning selgrootute proovid tk/10 g kohta. Vastavad kogused valiti lähtudes keskmistest filtreeritud kogustest ja kaalust (veeselgrootute puhul), et vähendada andmete moonutamist. Kontrollproovidele lisaks arvestati ka nende standardhälvet. Andmeid analüüsiti R 4.4.2 tarkvaraga (R Core Team, 2024). Statistilise analüüsi tegemiseks R-is kasutati pakette readxl, tidyr, dplyr, patchwork, MASS, lme4, car ning graafikute koostamiseks ggplot2. Loendandmeid (üksikud mikroplasti vaatlused igas proovis) kasutati ainult suurusjaotuse koostamisel. Standardiseerimata andmeid (originaalandmed) kasutati mudelites ning standardiseeritud andmeid korrelatsiooni, värvuse ja kuju jaotumise arvutamiseks ning graafiliselt kujutamiseks. Mikroplasti kogust potentsiaalselt mõjutavate faktorite (laevade ja jõgede arv, asustustihedus, proovitüüp, proovikogumise asukoht) olulisust testiti II tüüpi ANOVA ja üldistatud lineaarse segamudeliga (GLMM, negatiivne binoomjaotus), kus kogused logaritmiti erinevate proovitüüpide ühtlustamiseks. Igas mudelis võeti sadama asukoht arvesse juhusliku muutujana. Mikroplasti koguse ja asustustiheduse vahelise korrelatsiooni arvutamiseks kasutati Statistikaameti 1. jaanuaril (2024) väljastatud andmeid valdades ja linnades oleva asustustiheduse kohta (elanikku km² kohta). Linnades kogutud proovide puhul võeti andmeteks linnad asustusüksusena (Pärnu, Kärddla, Kuressaare, Roomassaare).

3.6. Töö autori roll

Osalesin 26.07 - 08.08.2024 välitöödel ja kogusin suurema osa ajast veeproove, samuti aitasin koguda mitmest sadamast veeselgrootuid. Setteproove kogus kaasmagistrant Jan-Eric Lauri, sadamaga seonduvaid ja keskkonnaparameetreid registreeris kaasmagistrant Liisa Juurmann koos juhendaja Randel Kreitsbergiga, PhD. Veeselgrootuid kogus põhiliselt juhendaja Merilin Raudna-Kristoffersen. Sügisel tegelesin proovide lahustamise ja filtreerimisega ning valmis proovide vaatamisega mikroskoobi all. Esmaste proovide lahustamisel ja filtreerimisel oli abiks juhendaja Randel ning esmaste proovide vaatamist binokulaaris teostas juhendaja Merilin. Mõnede proovide filtreerimisel oli abiks ka Jan-Eric Lauri. Veeselgrootuid aitas määrata hüdrobioloogia kaasprofessor Taavi Virro, PhD. Peale mikroplasti määramist mikroskoobiga koostas vastavad andmetabelid, valmistasin ja lahutasin maha kontrollproovid ning koostas eraldi tabelid summaarsete mikroplasti kogustega sadamate kaupa ning standardiseerisin andmed proovitüüpide järgi.

Statistilise analüüsiga tegelesin enamasti iseseisvalt, koodide ja õigete mudelite valimisega aitasid kaasa Jaanis Lodjak (PhD) ja Randel Kreitsberg. Magistritöö sisuosa kohta andsid pidevalt tagasisidet mõlemad juhendajad.

4. Tulemused

4.1. Peamised tulemused

13 sadamast saadi veeselgrootute proovidest kokku 70 mikroplasti tükki (N = 20, standardiseeritud 10 g peale), veeproovidest 74 tk (N = 25, standardiseeritud 100 L peale) ja setteproovidest 18 tk (N = 25, standardiseeritud 50 g peale). Täpne mikroplasti arvu jaotus sadamates on välja toodud joonistel 2, 3 ja 4 ning kõiki proovitüüpe võrdlev on joonis 5. Nii sadmatest kui ka kontrollaladelt kogutud proovidest olid enamus mikroplasti osakesed musta või sinist värvi (Joonis 6). Enamus leitud mikroplasti osakekestest olid kiud (veeproovides N = 74, 95%; setteproovides N = 18, 94%; veeselgrootute proovides N = 70, 100%).

Negatiivse binoomjaotusega üldistatud lineaarse segamudeliga e GLMM (*Type II Wald χ^2 -test*) testiti proovitüübi (sete, vesi või selgrootu) ja asukoha (sadam või kontrollala) mõju. Analüüs näitas, et nii proovitüüp ($\chi^2 = 40.46$, $df = 2$, $p < 0.001$), asukoht ($\chi^2 = 4.46$, $df = 1$, $p = 0.035$) kui ka nende interaktsioon (proov * asukoht) avaldasid statistiliselt olulist mõju mikroplasti kogusele ($\chi^2 = 10.88$, $df = 2$, $p = 0.004$). Viimane tulemus viitab sellele, et proovivõtu asukoha mõju sõltub proovitüübist. Kontrollaladel oli mikroplasti kogus oluliselt suurem kui sadamates ($\beta = +2.37$, $SE = 0.695$, $p < 0.001$). Veeproovides oli kontrollaladel oluliselt vähem mikroplasti võrreldes baasväärtusega (*Intercept*), s.t. veeproovide ja kontrollalade interaktsioon oli negatiivne ja statistiliselt oluline ($\beta = -2.81$, $SE = 0.880$, $p = 0.001$).

Kuna uuringusse oli kaasatud 13 erinevat sadamat, siis sadam kaasati mudelitesse juhusliku efektina, kuid selle varieeruvus oli väike ($\sigma^2 = 0.138$), viidates mõõdukale erinevusele sadamate lõikes. Sadamate ja kontrollalade mikroplasti kogused on mõõdukalt positiivselt korreleerunud (Spearmani $r = 0.557$, $S = 161$, $p = 0.048$). Sette- ja veeproovid omavahel ei korreleerunud (Spearmani $r = -0.104$, $S = 2540$, $p = 0.628$). Jõgede sissevool proovikogumise alal ei tulnud mikroplasti arvu osas statistiliselt oluliseks ($\chi^2 = 0.01$, $df = 1$, $p = 0.94$) ning see ei erinenud ka proovitüüpide lõikes ($\chi^2 = 0.40$, $df = 2$, $p = 0.82$). Suurte kauba- ja reisilaevade esinemine sadamates mikroplasti kogust statistiliselt oluliselt ei mõjutanud ($\chi^2 = 1.66$, $df = 1$, $p = 0.20$).

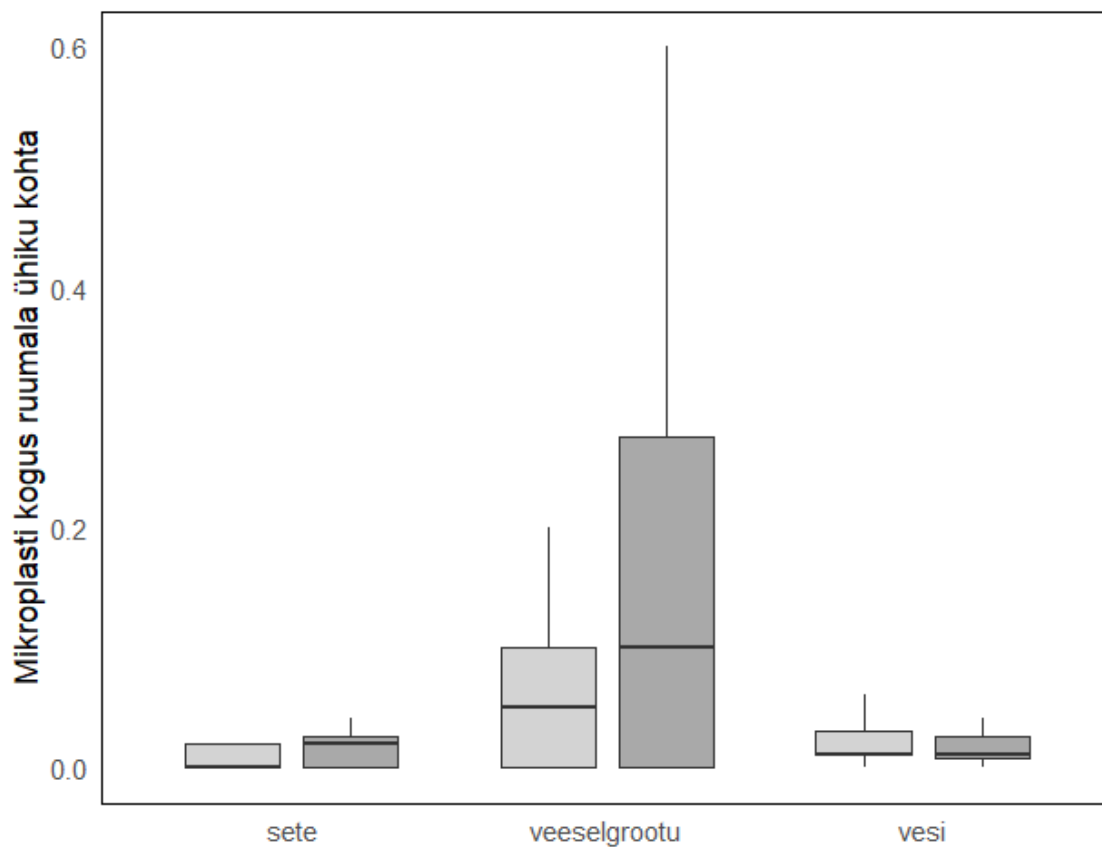
Segamudel (*Type II Wald χ^2 -test*) näitas, et interaktsioon purjekate arvu ja purjespordi vahel ($\chi^2 = 4.90$, $df = 1$, $p = 0.027$) on statistiliselt oluline ning positiivse mõjuga ($\beta = +0.14$, $SE = 0.065$, $p = 0.027$), mis viitab purjespordi olemasolust tingitud mikroplasti

koguse suurenemisele. Purjesport üksi peamõjuna statistiliselt oluliseks ei tulnud ($\chi^2 = 1.36$, $df = 1$, $p = 0.24$). Purjekate arv tuli segamudelis iseseisvalt oluliseks sadamates, kus ei esinenud purjesporti ning seos mikroplasti arvuga oli negatiivne ($\beta = -0.16$, $SE = 0.062$, $p = 0.008$).

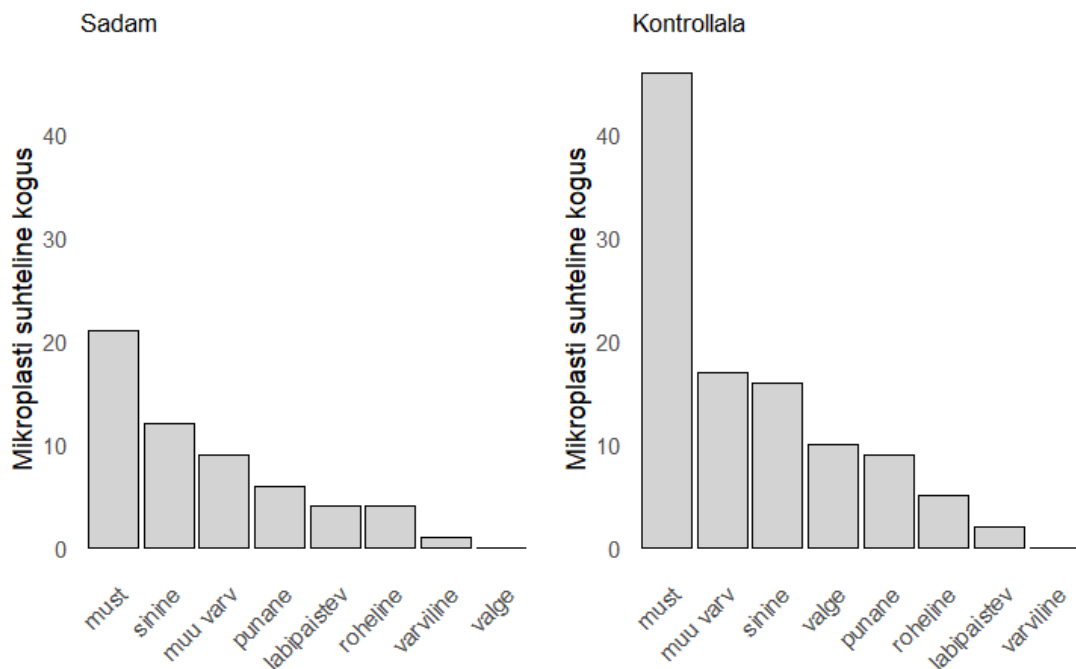
Mootorpaatide interaktsioon proovitüübiga tuli statistiliselt oluliseks ($\chi^2 = 6.50$, $df = 2$, $p = 0.039$), seega sõltus mootorpaatide mõju mikroplasti kogusele proovitüübist. Näiteks võib setetes mikroplasti kogus mootorpaatide arvu lisandumisel suurenedada, kuigi see mõju statistiliselt oluliseks ei tulnud ($\beta = +0.136$, $SE = 0.082$, $p = 0.099$).

Asustustiheduse mõju mikroplasti arvule sõltus proovitüübist ($\chi^2 = 6.49$, $df = 1$, $p = 0.011$), asustustiheduse ja proovitüübi peamõjud oluliseks ei tulnud. Asustustiheduse suurenedes vähenes veeproovides mikroplasti arv ($\beta = -0.937$, $SE = 0.368$, $p = 0.011$). Mikroplasti kogusele avaldas statistiliselt olulist mõju paatide koguarvu ja proovitüübi interaktsioon ($\chi^2 = 8.857$, $df = 2$, $p = 0.012$). Täpsemalt sõltub paatide arvu mõju mikroplasti kogusele proovitüübist. Üldiselt tõusis mikroplasti arv paatide lisandumisel vähesel määral setteproovides, kuid statistiliselt oluliseks see efekt ei tulnud ($\beta = +0.044$, $SE = 0.035$, $p = 0.208$).

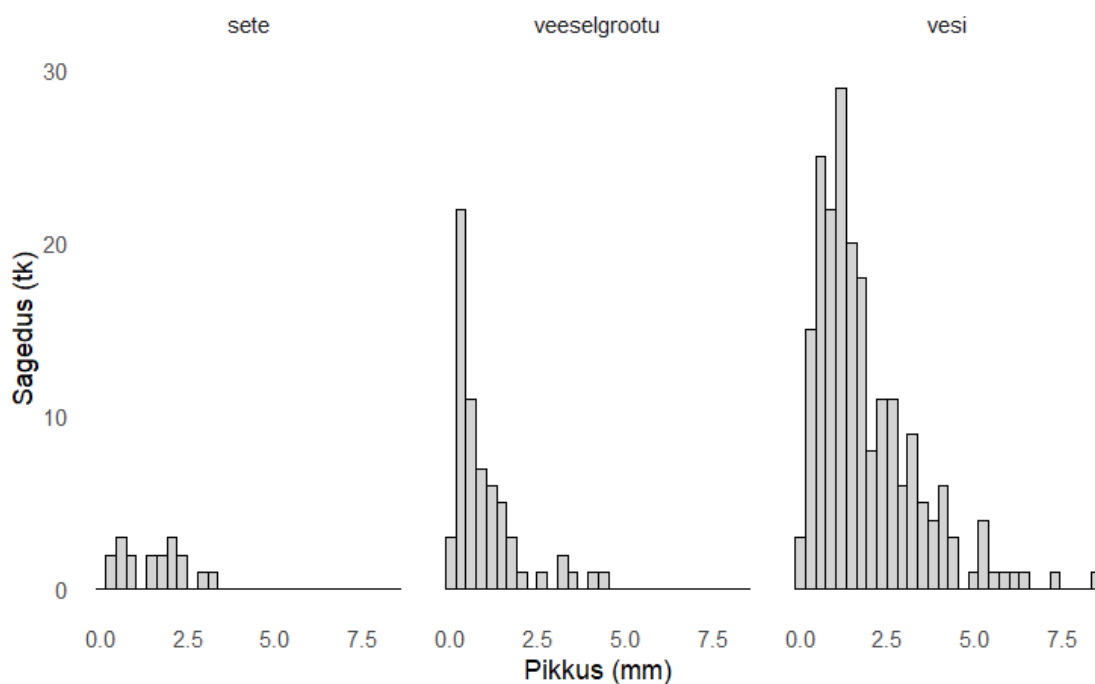
Kontrollproovidest lähtuvalt eemaldati veeproovidest 32, veeselgrootute proovidest 12 ja setteproovidest 12 mikroplasti tükki. Veeproovidest Kalana kontrollalalt kogutud proov jäeti välja, kuna tegemist on olulise kõrvalekaldega tavapärastest mikroplasti kogustest ning tõenäoliselt pärinevad tükid samast allikast - kokku leidis proovis umbkaudselt 2160 musta värvi mikroplasti fiibrit.



Joonis 5. Mikroplasti jaotumine erinevates proovides. Heledad kastid tähistavad sadama proove, tumedad kontrollalade proove. Kogused on andmete ühtlustamise huvides teisendatud mikroplasti arvuks filtreeritud koguse kohta.



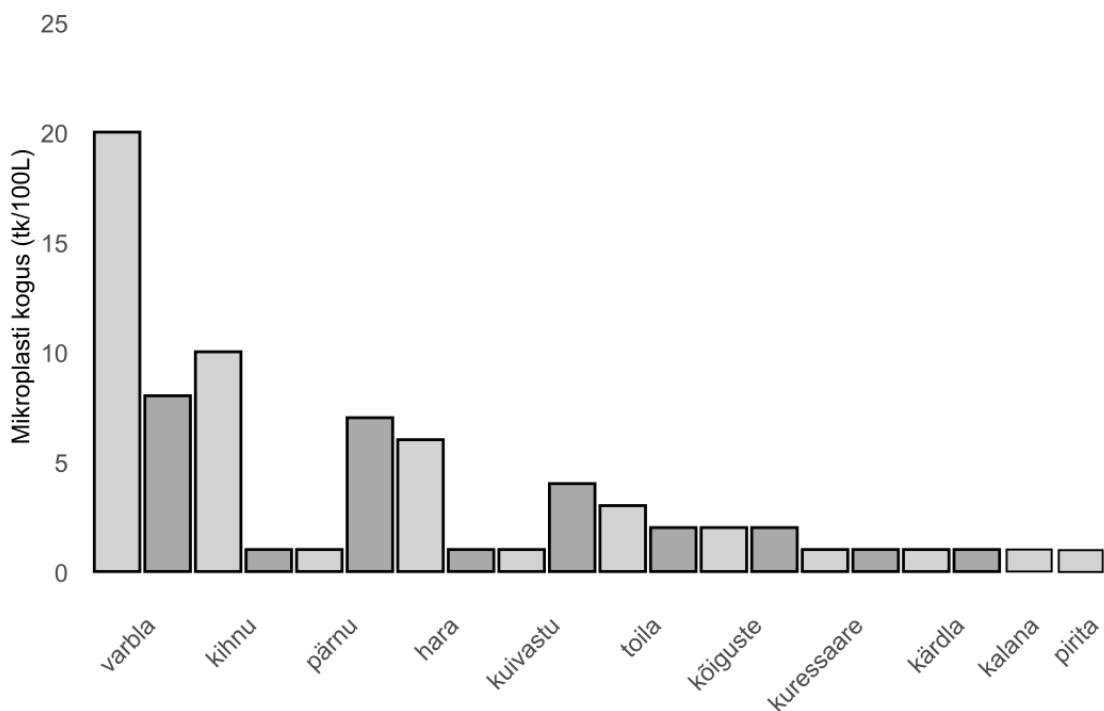
Joonis 6. Mikroplasti värvide sagedusjaotus sadamatest ja kontrollaladelt kogutud proovides. Mikroplasti suhteline kogus tähistab iga prooviliigi kohta arvatud suhtelist kogust (0-1, Mikroplasti arv/maksimaalne mikroplasti kogus selles proovitüübis).



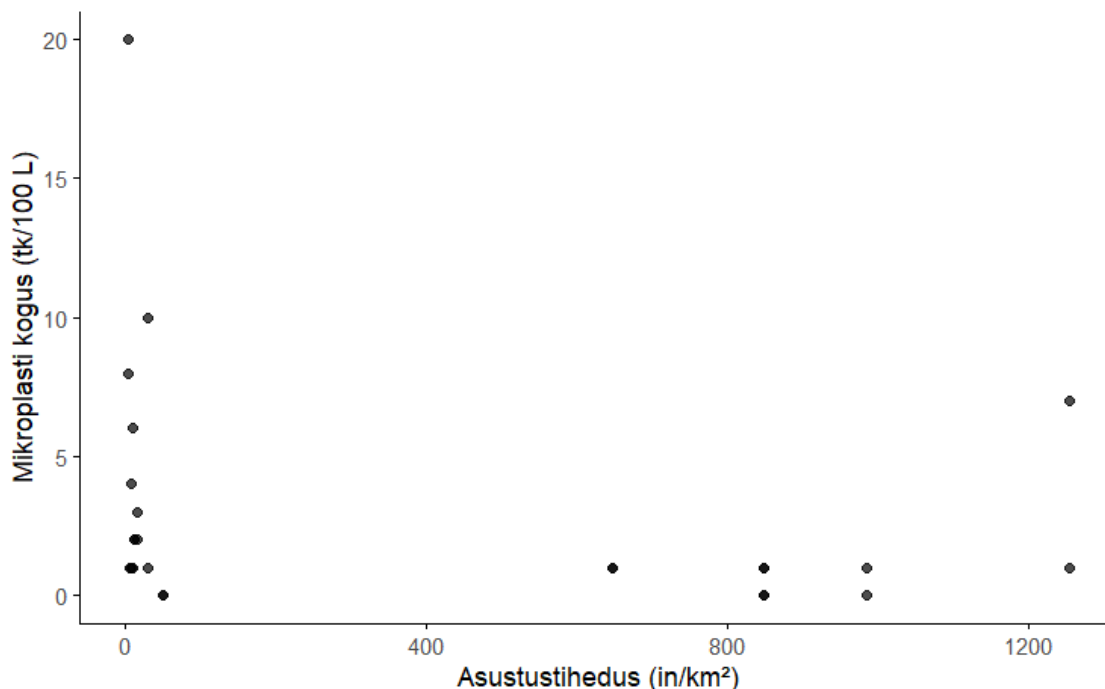
Joonis 7. Mikroplasti osakeste suurusjaotus erinevates proovides.

4.2. Tulemused veeproovidest

Veeproovides oli sadamatest kogutud proovides keskmine mikroplasti osakeste arv 3.62 tk/100 L (min = 0, max = 20, N = 13), kontrollaladel oli keskmine 2.25 tk/100 L (min = 0, max = 8, N = 13). Mikroplasti jaotumine sadamate kaupa on nähtav joonisel 2. Mikroplasti tükid olid sadamates suuruselt keskmiselt 1.85 mm (min = 0.12, max = 7.21, N = 148), kontrollaladel oli keskmine 1.91 mm (min = 0.11, max = 8.53, N = 58, Joonis 7). Spearmani korrelatsioonianalüüs näitas mõõdukat negatiivset seost mikroplasti koguse ja asustustiheduse vahel ($\rho = -0.49$, $p = 0.011$, Joonis 8).



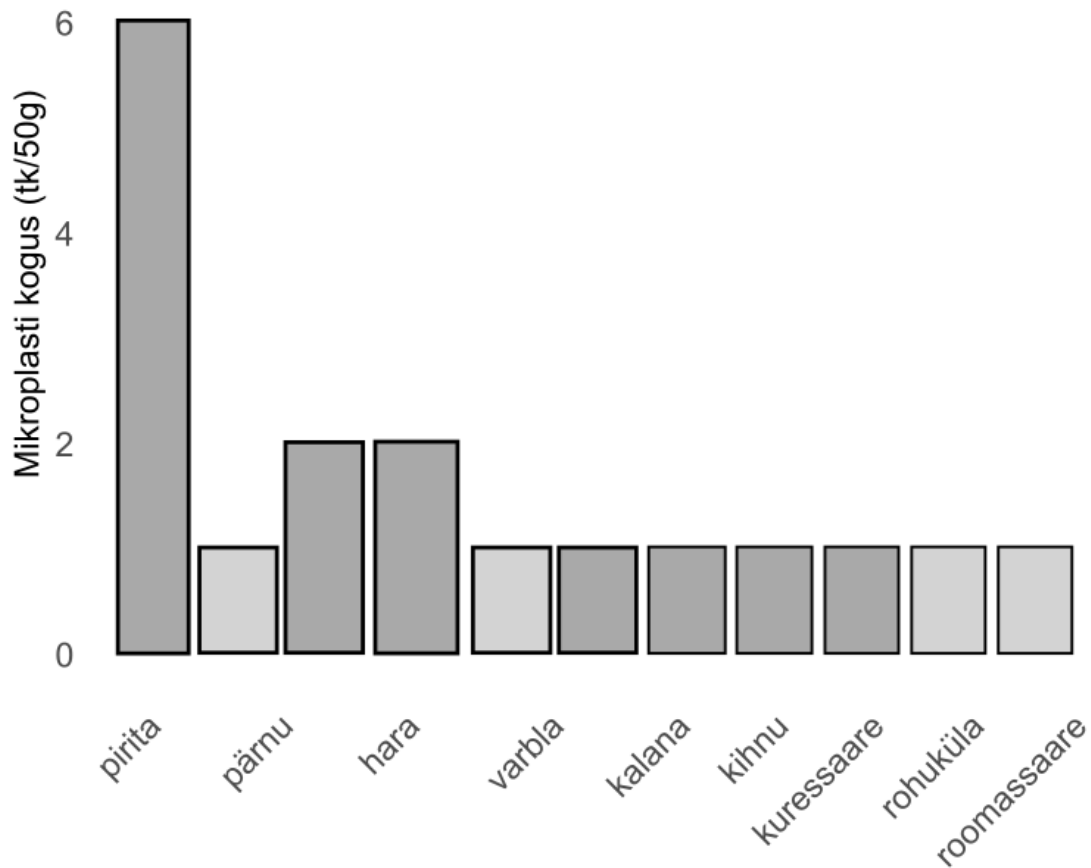
Joonis 2. Mikroplast koguse jaotumine eri sadamates veeproovides. Heledad tulbad tähistavad sadamast kogutud proove, tumedad tulbad tähistavad kontrollaladelt kogutud proove.



Joonis 8. Veeproovidest saadud mikroplasti koguse Spearmani korrelatsioon asustustihedusega (inimeste arv ruutkilomeetri kohta).

4.3. Tulemused setteproovidest

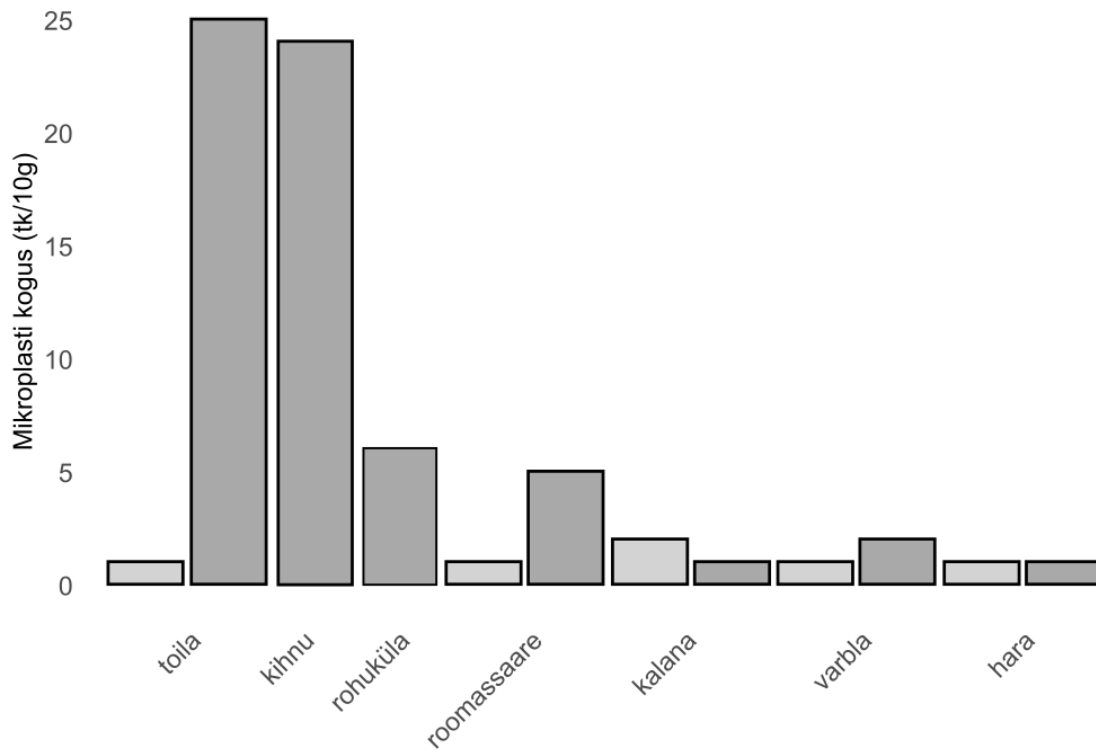
Setteproovides oli sadamatest kogutud proovide keskmine mikroplasti osakeste arv 0.31 tk/50 g (min = 0, max = 1, N = 13), kontrollaladel oli keskmine 1.17 tk/50 g (min = 0, max = 6, N = 12). Mikroplasti jaotus sadamate kaupa on nähtav joonisel 3. Mikroplasti tükid olid sadamates suuruselt keskmiselt 1.26 mm (min = 0.32, max = 3.3, N = 4), kontrollaladel keskmiselt 1.6 mm (min = 0.4, max = 2.95, N = 14, Joonis 7). Spearmani korrelatsioonianalüüs näitas, et setteproovidest saadud mikroplasti koguse ja asustustiheduse vahel puudub statistiliselt oluline seos ($\rho = -0.15$, $p = 0.484$).



Joonis 3. Mikroplast koguse jaotumine eri sadamates setteproovides. Puuduvad sadamad tähistavad mikroplasti puudumist proovist. Heledad tulbad tähistavad sadama proove, tumedad kontrollalade proove.

4.4. Tulemused veeselgrootute proovidest

Veeselgrootute proovides oli sadamatest kogutud keskmine mikroplasti osakeste arv 0.6 tk/10 g (min = 0, max = 2, N = 10), kontrollaladel oli keskmine 6.4 tk/10 g (min = 0, max = 25, N = 10). Mikroplasti kogus sadamate kaupa on nähtav joonisel 4. Mikroplasti tükid oli sadamates suuruselt keskmiselt 1.61 mm (min = 0.28, max = 4.33, N = 6), kontrollaladel oli keskmine 0.88 mm (min = 0.08, max = 4.11, N = 58, Joonis 7).



Joonis 4. Mikroplast koguse jaotumine eri sadamates veeselgrootute proovides. Puuduvad sadamad tähistavad mikroplasti puudumist proovist. Heledad tulbad tähistavad sadama proove, tumedad kontrollalade proove.

5. Arutelu

5.1. Mikroplasti kontsentratsioonid erinesid sadamate ja kontrollalade vahel

Vastupidiselt eeldusele, et sadamas esinev suurem inimõju ja laevaliiklus suurendaks mikroplasti reostust (Knott *et al.*, 2009; Woodall *et al.*, 2014; Su *et al.*, 2020), olid antud proovides suuremad mikroplasti kontsentratsioonid kontrollaladel ($\beta = +2.37$, $SE = 0.695$, $p < 0.001$). Kõige suurem erinevus sadamasiseste ja kontrollaladelt kogutud proovide vahel oli veeselgrootutel: sadamatest kogutud keskmine mikroplasti osakeste arv oli 0.6 tk/10 g (min = 0, max = 2, N = 10) ja kontrollaladel oli keskmine 6.4 tk/10 g (min = 0, max = 25, N = 10). Visuaalselt on erinevust näha joonisel 5. Kontrollaladelt saadi summaarselt rohkem proove kui sadamatest (23 ja 20) ning sealne mikroplasti kogus oleks veel suurem, kui oleks arvestatud suure kõrvalekaldega Kalana proovi (2160 tk). Sadamate ja kontrollalade mikroplasti kogused olid mõõdukalt positiivselt korreleerunud (Spearmani $r = 0.557$, $S = 161$, $p = 0.048$), kuid see ei sobitu potentsiaalsete mikroplasti allikate teooriaga, mille kohaselt koguneb enim mikroplasti suurema inimõjuga, tihedama laevaliiklusega ja väiksema veevahetusega aladele, näiteks sadamatesse (Knott *et al.*, 2009; Woodall *et al.*, 2014; Su *et al.*, 2020; Preston-Whyte *et al.*, 2021).

Antud tulemuste osas on mitu võimalikku probleemi meetodikaga - esiteks on tavapäraselt proove kogutud mitu korda aasta jooksul, näiteks 4 korda aastas (Dereszewska *et al.*, 2023), mis suurendab saadud tulemuste usaldusväärsust ja võimalusi statistiliseks analüüsiks; teiseks võib suur mikroplasti kontsentratsioon seotud olla sisereostusega, kuna proovide kogumine kontrollaladel toimus otse vees ning riietelt vette sattuv mikroplast võis jõuda otse filtrisse ja sealt planktonvõrku (kehtib ainult veeproovide puhul, kuigi veeproovides oli sadamasiseste ja kontrollalade tulemused kõige väiksema erinevusega ($\beta = -2.81$, $SE = 0.880$, $p = 0.001$)); kontrollproovid valmistati laboris jälgides teistele proovidele samasugust meetodikat, kuid nende usaldusväärsust oleks veelgi tõstnud nende valmistamine välitöödel päris proovidega samades tingimustes. Lisaks tuli kirjandusest välja, et tihti vaadatakse mikroplasti kontsentratsioone ainult sadamas ning ei võrrelda neid kontrollaladega (Preston-Whyte *et al.*, 2021; Dereszewska *et al.*, 2023). Väheste uuringute tõttu on raske teha järeldusi antud töös nähtava vastuolulise mikroplasti jaotumise kohta, kus kontrollaladel on tegu suurema plastireostusega. Vaid üksikutes artiklites oli kasutatud ka kontrollalaid. Romeo *et al.* (2015) artiklis uuriti mikroplasti (lisaks muule) reostust

tiheda liiklusega Maltas Grand sadamas ning sealsetel kontrollaladel ei leitud ühtegi mikroplasti tüki peale kontrollproovide eemaldamist.

5.2. Mikroplasti omadused olid sadamate kaupa sarnased

Nii sadmatest kui ka kontrollaladelt kogutud proovidest olid enamus mikroplasti osakesed musta või sinist värvi (Joonis 6). Sinise värvi domineerimine mikroplasti hulgas on laialdaselt levinud fenomen. Belioka *et al.* (2023) metaanalüüsis leiti, et kõikidest leitud mikroplasti värvidest on sinine (15%) ja must (16%) enim domineerivad. Kindlas valguses on nende kahe värvi eristamine kiudude puhul keeruline. Tasub rõhutada, et esineb ka suures koguses valgeid mikroplasti osakesi (14%) kuid nende määramine visuaalselt klaasfiiber filtri taustal on oluliselt keerulisem (Belioka & Achilias, 2023). Samuti leidub ka läbipaistvaid osakesi, mida märgata on veel raskem ja mille puhul võivad veeorganismid neid tõenäolisemalt pidada söögiks (Wang *et al.*, 2022; Belioka & Achilias, 2023). Olenemata määrangute korrektsusest olid värvuste jaotumised sadamates ja kontrollaladel sarnased, mistõttu on raske luua seoseid sadamas toimuvate tegevuste ja mikroplasti värvuse vahel. Teoreetiliselt peaks sadamas leiduma rohkem siniseid ja rohelisi fiibreid, mis tulevad köitest ja riietest ning valgeid fiibreid, mis tulevad purjedest (Belioka & Achilias, 2023). Antud proovidest ei leitud sadamatest ühtegi valge värvusega fiibrit ning siniseid ja musti fiibreid leidis nii sadamates kui kontrollaladel.

Enamus leitud mikroplasti osakekestest olid kiud e fiibrid (veeproovides $N = 74$, 95%; setteproovides $N = 18$, 94%; veeselgrootute proovides $N = 70$, 100%). Belioka *et al.* (2023) uuringus olid kiud (25%) ja fragmendid (26%) enim levinud mikroplasti tüüp. Kiudude suur osakaal enamustes proovides (ja teadusuuringutes) võib pärineda kalavõrkudest ja laevaköitest (Gewert *et al.*, 2017). Mitmetes uuringutes on mainitud, et leitava mikroplasti suurus sõltub suures osas kasutatud planktonvõrgu silmade suuruselt (Belioka & Achilias, 2023). Kuna antud tulemustes domineerisid kiud siis võisid fragmendid märkamata jääda, kui need olid väiksema suurusega võrreldes kiududega. Veeproovides olid mikroplasti tükid sadamates suuruselt keskmiselt 1.85 mm (min = 0.12, max = 7.21, $N = 148$), kontrollaladel oli keskmine 1.91 mm (min = 0.11, max = 8.53, $N = 58$, Joonis 7). Setetes olid mikroplasti tükid sadamates suuruselt keskmiselt 1.26 mm (min = 0.32, max = 3.3, $N = 4$), kontrollaladel keskmiselt 1.6 mm (min = 0.4, max = 2.95, $N = 14$, Joonis 7). Veeselgrootute proovides olid mikroplasti tükid sadamates suuruselt keskmiselt 1.61 mm (min = 0.28, max = 4.33, $N = 6$),

kontrollaladel oli keskmine 0.88 mm (min = 0.08, max = 4.11, N = 58, Joonis 7). Erilist erinevust mikroplasti osakeste suuruses sadamates ja kontrollaladel ei esinenud. Arvestades värvuste ja suuruste sarnast jaotumist nii sadamates kui kontrollaladel, võib see olla põhjustatud kontrollalade asukohast - sadamale liiga lähedal, tuul ja lainetus on sadamast merre sattunud mikroplasti levitanud piisavalt kaugemale. Ka varasemates teadusuuringutes on mainitud keskkonnatingimuste mõju mikroplasti levikule ja settimisele (Picó & Barceló, 2019; Osinski *et al.*, 2020). Samuti võivad antud omaduste jaotumised olla tingitud ühekordsest proovide kogumisest.

5.3. Veeselgrootutes leidis kõige rohkem mikroplasti

13 sadamast saadi veeselgrootute proovidest kokku 70 mikroplasti tükki (N = 20), veeproovidest 74 tk (N = 25) ja setteproovidest 18 tk (N = 25). Absoluutväärtust arvestades oli veeproovides kõige rohkem mikroplasti, kuid arvestades filtreeritud kogust, leidis mikroplasti suhteliselt kõige rohkem veeselgrootutes (Joonis 5). Proovitüüp tuli ka segamudelisel mikroplasti arvu osas statistiliselt oluliseks ($\chi^2 = 40.46$, $df = 2$, $p < 0.001$). Veeproovidest leitud mikroplasti kogus oli mõnevõrra madalam varem Läänemeres leitud kogustega võrreldes (Kreitsberg *et al.*, 2021; Uurasjärvi *et al.*, 2021). Põhjuseks võib olla ühekordsete proovide kogumine ning ilmastikuolud, mistõttu võis antud perioodil olla mikroplasti kontsentratsioon vees madalam. Samuti Uurisjärvi *et al.* (2021) uuringus leidsid suuremad mikroplasti kontsentratsioonid sügavamates vetes (>20 m) ning kasutatud meetoditest olid mikroplasti kontsentratsioonid 1000 korda väiksemad, kui kasutati planktonvõrku ($d = 100 \mu\text{m}$), võrreldes Limnose veekogujaga (30 L).

Kõikides sadamates leitud veeselgrootutest on ka varasemates uuringutes mikroplasti leitud ja selle akumulatsioon uuritud (tõruvähid: (X. Xu *et al.*, 2023); karbid: (Gedik & Eryaşar, 2020); veeteod: (An *et al.*, 2022)). Saksamaa rannikuvetes leiti erinevatest veeselgrootutest kõige rohkem fragmente (92%), millest 44% olid väiksemad kui 0.05 mm (Polt *et al.*, 2023). Arvestades fragmentide suurust, võisid need visuaalsel määramisel märkamata jääda. Polt *et al.* 2023 uuringuga võrreldes (0-248 tk/g), olid antud uuringus analüüsitud veeselgrootutes mikroplasti kontsentratsioonid tavapärasest madalamad (sadamates keskmine 0.6 tk/10g, kontrollaladel keskmine 6.4 tk/10g). Põhjuseks võib olla väike valim, igast sadamast ja kontrollalast võeti üks proov. Polt *et al.* (2023) uuringus vaadeldi kokku 1585 isendit: 694 söödavat rannakarpi (*M. edulis*), 583 harilikku

ranniklast (*Littorina littorea*), 308 rand-liivatõlve (*Arenicola marina*). Võrreldes teiste kogutud proovidega võis veeselgrootutes leiduda rohkem mikroplasti suurema sisereostuse tõttu.

Setetes leitud võrreldes teiste proovitüüpidega oluliselt vähem mikroplasti (sadamas keskmine 0.31 tk/50g, kontrollaladel keskmine 1.17 tk/50g. Sette- ja veeproovid omavahel ei korreleerunud (Spearmani $r = -0.104$, $S = 2540$, $p = 0.628$). Tavapäraselt leitakse setetest suurtes kontsentratsioonide mikroplasti, näiteks Kreitsberg *et al.* (2021) uuringus leiti Hiiumaa ja Saaremaa ümbert setetest 0–1817 (keskmine 208) tk/kg (kuivkaal) kohta. Antud uuringus oli meetodika samasugune ning kasutati sama palju setet analüüsidel, kuid mikroplasti kogused sellegipoolest erinesid (antud tulemuste põhjal sadamas 6.2 tk/kg, kontrollalal 23.4 tk/kg). Samuti on sadamates tehtud uuringutes tavapäraselt setetest leitud rohkem mikroplasti kui veeproovidest (Preston-Whyte *et al.*, 2021). Setetest oli samuti visuaalselt mikroplasti, eriti fragmentide, määramine keeruline, kuna peale filtreerimist oli klaasfiiberfilter kaetud liivateradega, mis kujult ja suuruselt meenutasid mikroplasti, kuid eredavärvilisi tükke leiti proovidest minimaalselt.

5.4. Inimmõju mikroplasti kogusele sadamates sõltus proovitüübist

Mitmed sadamaga seonduvad parameetrid, nagu suured laevad, purjekad, mootorpaadid ja asustustihedus avaldasid olulist mõju mikroplasti arvule erinevates proovides. Mõju suund sõltus proovitüübist, näiteks setteproovides suurendas suurte laevade arv mikroplasti reostust ($\beta = +3.33$, $SE = 1.625$, $p = 0.040$), kuigi mikroplasti arv setetes oli madal. Veeproovides vähenes mikroplasti arv asustustiheduse suurenemisel ($\rho = -0.49$, $p = 0.011$, Joonis 8), mis on vastupidine tulemus hüpoteesile, et inimmõju tõttu suureneb mikroplasti reostus (Su *et al.*, 2020). Samuti ei tulnud oluliseks jõgede olemasolu, mis Su *et al.* (2020) kohaselt on oluliseks mikroplasti reostust suurendavaks faktoriks. Mitme muutuja puhul tuli oluliseks faktori ja proovitüübi koosmõju (mootorpaatide arv, asustustihedus, paatide koguarv), mis samuti viitab proovitüübi olulisusele mikroplasti arvu osas. Kuigi purjekate arvu ja purjespordi koosmõju tuli statistiliselt oluliseks ning positiivse suunaga mõjuks ($\beta = +0.14$, $SE = 0.065$, $p = 0.027$), tuli segamudelil purjekate arv iseseisvalt parasjagu purjespordi mitteesinemisel oluliseks ja negatiivse suunaga mõjuks ($\beta = -0.16$, $SE = 0.062$, $p = 0.008$). Selline tulemus viitab sadama aktiivsuse mõjule - negatiivse suunaga mõju võib

viidata sellele, et ainult purjekate olemasolu sadamas veel mikroplasti kogust ei suurenda, kuid aktiivselt purjesporti harrastavates sadamates koguneb ka rohkem mikroplasti.

Sadamate individuaalne juhuslik mõju mikroplasti arvule ei olnud suur ($\sigma^2 = 0.138$), seega sadamate asukoht olulist rolli mikroplasti kogusele ei mänginud. Kõige rohkem mikroplasti kõikide proovide peale kokku oli Varbla sadamas (Joonised 2, 3, 4), mis on küll vähese inimõju ja laevade läbikäimisega sadam, kuid ka kõige uuem (ehitatud 2020 a), mistõttu võib pool-kinnises sadamas ehitusjärgselt vette sattunud mikroplast praeguse ni vees ja veeselgrootutes kõrgemates kontsentratsioonides püsida. Mitmeid keskkonna- ja sadamaga seonduvaid parameetreid analüüsi ei kaasatud, näiteks lainetus, tuulekiirus, pH, sadama avatus, kaide kirjeldus jm (Lisad 1 ja 2). Keskkonnaparametreid ei kaasatud, kuna need kehtivad ainult hetkeliselt ja ei kirjelda pikemaajalisi keskkonnatingimusi sadamas. Sadama avatust ei kaasatud, kuna selle kirjeldamine on subjektiivne ja ei pruugi otseselt mikroplasti koguseid mõjutada. Kaide kirjeldusi ei kaasatud, kuna täpset infot selle materjalist ei olnud autorile kättesaadav. Antud tulemused võisid avalduda ka peidetud kofaktorite tõttu, mis selgitaks vastanduvate ja pealtnäha ebaloogiliste tulemuste teket.

Kokkuvõte

Mikroplasti reostus veekeskkonnas on suureks murekohaks nii vee-elustikule kui ka inimestele. Sadamates on laevaliikluse, reoveetorude ja sadamasiseste tegevuste tõttu mikroplasti akumulereerumine lähivettesse võimalikuks probleemiks (Preston-Whyte *et al.*, 2021). Sadamad võivad asukohast, sadamasisestest tegevustest ja keskkonnatingimustest lähtuvalt kujuneda (mikro)plasti poolt reostunud aladeks, mistõttu tuleb mikroplasti reostust ja võimalikke allikaid kaardistada. Magistritöö eesmärgiks oli kaardistada mikroplasti reostus Eesti väikesadamates ning analüüsida selle kontsentratsioone mõjutavaid tegureid ja jaotumist vees, settes ja veeselgrootutes. Selleks koguti 13. Eesti väikesadamast ja kontrollaladelt 40 µm nailonist planktonvõrguga veeproovid, metallist setteammutiga setteproovid ning võrguga ja käsitsi veeselgrootud. Proovid lahustati ning filtreeriti läbi klaasfiiberfiltri ($d = 47\text{mm}$, $2.7\mu\text{m}$ poori suurus), peale mida vaadeldi proove mikroskoobiga mikroplasti määramiseks ja kirjeldamiseks. Sisereostuse vähendamiseks valmistati kontrollproovid, mille tulemused hiljem andmetabelist maha lahutati.

13 sadamast saadi veeselgrootute proovidest kokku 70 mikroplasti tükki ($N = 20$), veeproovidest 74 tk ($N = 25$) ja setteproovidest 18 tk ($N = 25$). Nii sadamatest kui ka kontrollaladelt kogutud proovidest olid enamik mikroplasti osakesed musta või sinist värvi ning kiud. Proovitüüp (vesi, sete, veeselgrootu), asukoht (sadam, kontrollala) kui ka nende interaktsioon (proov * asukoht) avaldasid statistiliselt olulist mõju mikroplasti kogusele. Kontrollaladel oli mikroplasti kogus oluliselt suurem kui sadamates. Sadamate ja kontrollalade mikroplasti kogused on mõõdukalt positiivselt korreleerunud. Mitmed sadamaga seonduvad parameetrid, nagu suured laevad, purjekad, mootorpaadid ja asustustihedus avaldasid olulist mõju mikroplasti arvule ning mõju suund sõltus proovitüübist. Mikroplasti keskmised kogused veeproovides olid 3.62 tk/100L sadamates ja 2.25 tk/100L kontrollaladel, setteproovides 0.31 tk/50g sadamates ja 1.17 tk/50g kontrollaladel, veeselgrootutes 0.6 tk/10g sadamates ja 6.4 tk/10g kontrollaladel. Suhtelist filtreeritud kogust arvestades oli kõige rohkem mikroplasti veeselgrootutes. Kontrollaladel esinenud suured mikroplasti kontsentratsioonid võivad olla seotud sisereostuse või meetodikaga. Kontrollaladelt ja sadamatest leitud mikroplasti sarnased omadused ning vastuolulised tulemused võivad olla seotud keskkonnatingimuste mitteamistamisega analüüsides.

Summary

Microplastic pollution in Estonian small harbours

Microplastic pollution in the marine environment poses significant risks to marine biota and humans. Harbours are potential sinks for microplastic pollution due to shipping traffic, sewage pipes, and port activities (Preston-Whyte *et al.*, 2021). Due to their location, port activities, and environmental factors, harbours can become polluted by (micro)plastics. This is why mapping microplastic pollution and its possible sources is essential. This master's thesis aimed to map microplastic pollution in Estonian small harbours and analyze factors affecting its concentrations and distribution in water, sediment, and aquatic invertebrates. To achieve this, 13 samples from 13 Estonian small harbours and control areas were collected using a 40 μ m nylon plankton net for water samples, a metal sediment extractor for sediment samples, and a net or hand collection for aquatic invertebrates. The samples were dissolved and filtered through a glass fiber filter (d = 47mm, 2.7 μ m particle retention size), after which they were observed under a microscope for identification and description. To reduce internal contamination, control samples were prepared, and their results were later subtracted from the data.

A total of 70 microplastic particles were found in aquatic invertebrates (N=20), 74 particles in water samples (N = 25), and 18 particles in sediment samples (N = 25) across 13 harbours. From both the harbour and control areas, most microplastic particles were either black or blue in colour and in the form of fibres. Sample type (water, sediment, aquatic invertebrate), location (harbour, control area), and their interaction (sample * location) significantly affected microplastic contamination. Control areas were considerably more polluted than harbours. The quantities of microplastics in harbour and control areas were moderately positively correlated. Multiple port-related factors, such as large ships, sailboats, motorboats, and population density, significantly impacted microplastic contamination, and the direction of this influence varied by sample type. The average concentration of microplastic particles in water samples was 3.62 per 100 L in harbours and 2.25 per 100 L in control areas; in sediments, it was 0.31 per 50 g in harbours and 1.17 per 50 g in control areas; and in aquatic invertebrates, it was 0.6 per 10 g in harbours and 6.4 per 10 g in control areas. Considering the relative amount filtered, the highest concentration of microplastics was observed in aquatic invertebrates. The elevated concentration of microplastics in control areas may relate to internal contamination and the methods employed. The similar

characteristics and contradictory findings of microplastics detected in control areas and ports may be attributed to environmental conditions that were not considered in the analyses.

Tänuavaldused

Soovin tänada selle töö valmimisse hulgaliselt kaasa aidanud juhendajaid Randel Kreitsbergi ja Merilin Raudna-Kristofferseni. Olite abiks nii professionaalselt töö planeerimisel ja kirjutamisel kui ka emotsionaalselt. Randel Kreitsberg on mind juhendanud juba bakalaureusest saati ning ilma temata ei oleks ma tõenäoliselt nii südamelähedase ja huvitava teemani jõudnud. Soovin samuti tänada Jaanis Lodjakut statistilise analüüsiga kaasaaitamisel enda vabast ajast ning juhendamisel, et saaksin analüüsides ja eesmärkidest õigesti aru. Samuti tänan siiralt mind terve töö kirjutamise ajal toetanud pere, sõpru ja elukaaslast.

Kasutatud kirjandus

Viitamisel on kasutatud American Psychological Association 7th edition stiili.

- An, L., Cui, T., Zhang, Y., & Liu, H. (2022). A case study on small-size microplastics in water and snails in an urban river. *Science of The Total Environment*, 847, 157461. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157461>
- Anbumani, S., & Kakkar, P. (2018). Ecotoxicological effects of microplastics on biota: A review. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(15), 14373–14396. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1999-x>
- Anderson, J. C., Park, B. J., & Palace, V. P. (2016). Microplastics in aquatic environments: Implications for Canadian ecosystems. *Environmental Pollution*, 218, 269–280. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.06.074>
- Auta, H. S., Emenike, C. U., & Fauziah, S. H. (2017). Distribution and importance of microplastics in the marine environment: A review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environment International*, 102, 165–176. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.02.013>
- Avio, C. G., Gorbi, S., Milan, M., Benedetti, M., Fattorini, D., d'Errico, G., Pauletto, M., Bargelloni, L., & Regoli, F. (2015). Pollutants bioavailability and toxicological risk from microplastics to marine mussels. *Environmental Pollution*, 198, 211–222. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.12.021>
- Belioka, M.-P., & Achilias, D. S. (2023). Microplastic Pollution and Monitoring in Seawater and Harbor Environments: A Meta-Analysis and Review. *Sustainability*, 15(11), Article 11. <https://doi.org/10.3390/su15119079>
- Beyer, J., Green, N. W., Brooks, S., Allan, I. J., Ruus, A., Gomes, T., Bråte, I. L. N., & Schøyen, M. (2017). Blue mussels (*Mytilus edulis* spp.) as sentinel organisms in coastal pollution monitoring: A review. *Marine Environmental Research*, 130, 338–365. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.07.024>
- Birch, G. F., Lee, J.-H., Tanner, E., Fortune, J., Munksgaard, N., Whitehead, J., Coughanowr, C., Agius, J., Chrispijn, J., Taylor, U., Wells, F., Bellas, J., Besada, V., Viñas, L., Soares-Gomes, A., Cordeiro, R. C., Machado, W., Santelli, R. E., Vaughan, M., ... Steinberg, P. (2020). Sediment metal enrichment and ecological risk assessment of ten ports and estuaries in the World Harbours Project. *Marine Pollution Bulletin*, 155, 111129. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111129>

- Blarer, P., & Burkhardt-Holm, P. (2016). Microplastics affect assimilation efficiency in the freshwater amphipod *gammarus fossarum*. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(23), 23522–23532. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7584-2>
- Bunge, A., Lugert, V., McClure, M., Kammann, U., Hanel, R., & Scharsack, J. P. (2022). Less impact than suspected: Dietary exposure of three-spined sticklebacks to microplastic fibers does not affect their body condition and immune parameters. *Science of The Total Environment*, 819, 153077. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153077>
- Camacho, M., Herrera, A., Gómez, M., Acosta-Dacal, A., Martínez, I., Henríquez-Hernández, L. A., & Luzardo, O. P. (2019). Organic pollutants in marine plastic debris from Canary Islands beaches. *Science of The Total Environment*, 662, 22–31. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.422>
- Capolupo, M., Franzellitti, S., Valbonesi, P., Lanzas, C. S., & Fabbri, E. (2018). Uptake and transcriptional effects of polystyrene microplastics in larval stages of the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Environmental Pollution*, 241, 1038–1047. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.06.035>
- Carbery, M., O'Connor, W., & Palanisami, T. (2018). Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health. *Environment International*, 115, 400–409. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.03.007>
- Carreño, A., & Lloret, J. (2021). Environmental impacts of increasing leisure boating activity in Mediterranean coastal waters. *Ocean & Coastal Management*, 209, 105693. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2021.105693>
- Claessens, M., Meester, S. D., Landuyt, L. V., Clerck, K. D., & Janssen, C. R. (2011). Occurrence and distribution of microplastics in marine sediments along the Belgian coast. *Marine Pollution Bulletin*, 62(10), 2199–2204. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.06.030>
- Coyle, R., Hardiman, G., & Driscoll, K. O. (2020). Microplastics in the marine environment: A review of their sources, distribution processes, uptake and exchange in ecosystems. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 2, 100010. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2020.100010>
- Dantas, D. V., Barletta, M., & da Costa, M. F. (2012). The seasonal and spatial patterns of ingestion of polyfilament nylon fragments by estuarine drums (Sciaenidae). *Environmental Science and Pollution Research*, 19(2), 600–606.

<https://doi.org/10.1007/s11356-011-0579-0>

- Davison, P., & Asch, R. G. (2011). Plastic ingestion by mesopelagic fishes in the North Pacific Subtropical Gyre. *Marine Ecology Progress Series*, 432, 173–180.
<https://doi.org/10.3354/meps09142>
- de Sá, L. C., Oliveira, M., Ribeiro, F., Rocha, T. L., & Futter, M. N. (2018). Studies of the effects of microplastics on aquatic organisms: What do we know and where should we focus our efforts in the future? *Science of The Total Environment*, 645, 1029–1039. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.207>
- Dereszewska, A., Krasowska, K., & Popek, M. (2023). Microplastics in Harbour Seawaters: A Case Study in the Port of Gdynia, Baltic Sea. *Sustainability*, 15(8), Article 8. <https://doi.org/10.3390/su15086678>
- Détrée, C., & Gallardo-Escárate, C. (2018). Single and repetitive microplastics exposures induce immune system modulation and homeostasis alteration in the edible mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Fish & Shellfish Immunology*, 83, 52–60.
<https://doi.org/10.1016/j.fsi.2018.09.018>
- Eesti Statistikaamet. (2024). RV0291U: Rahvaarv, pindala ja asustustihedus, 1. jaanuar [statistika andmebaas]. Vaadatud 06.05.2025
https://andmed.stat.ee/et/stat/rahvastik__rahvastikunaitajad-ja-koosseis__rahvaarv-ja-rahvastiku-koosseis/RV0291U
- Gago, J., Carretero, O., Filgueiras, A. V., & Viñas, L. (2018). Synthetic microfibers in the marine environment: A review on their occurrence in seawater and sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 127, 365–376.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.11.070>
- Galassi, S., Bettinetti, R., Neri, M. C., Jeannot, R., Dagnac, T., Bristeau, S., Sakkas, V., Albanis, T., Boti, V., Valsamaki, T., Falandysz, J., & Schulte-Oehlmann, U. (2008). A multispecies approach for monitoring persistent toxic substances in the Gulf of Gdańsk (Baltic sea). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 69(1), 39–48. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2006.11.015>
- Gedik, K., & Eryaşar, A. R. (2020). Microplastic pollution profile of Mediterranean mussels (*Mytilus galloprovincialis*) collected along the Turkish coasts. *Chemosphere*, 260, 127570. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127570>
- Gewert, B., Ogonowski, M., Barth, A., & MacLeod, M. (2017). Abundance and composition of near surface microplastics and plastic debris in the Stockholm Archipelago, Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 120(1), 292–302.

- <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.04.062>
- Green, D. S., Colgan, T. J., Thompson, R. C., & Carolan, J. C. (2019). Exposure to microplastics reduces attachment strength and alters the haemolymph proteome of blue mussels (*Mytilus edulis*). *Environmental Pollution*, 246, 423–434.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.12.017>
- Hardesty, B. D., Good, T. P., & Wilcox, C. (2015). Novel methods, new results and science-based solutions to tackle marine debris impacts on wildlife. *Ocean & Coastal Management*, 115, 4–9. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2015.04.004>
- HELCOM. (2010). Hazardous substances in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment of hazardous substances in the Baltic Sea. *Balt. Sea Environ. Proc.* No. 120B
- HELCOM. (2023). State of the Baltic Sea. Third HELCOM holistic assessment 2016-2021. *Baltic Sea Environment Proceedings*. No. 194
- Hermesen, E., Mintenig, S. M., Besseling, E., & Koelmans, A. A. (2018). Quality Criteria for the Analysis of Microplastic in Biota Samples: A Critical Review. *Environmental Science & Technology*, 52(18), 10230–10240.
<https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01611>
- Jahan, S., Strezov, V., Weldekidan, H., Kumar, R., Kan, T., Sarkodie, S. A., He, J., Dastjerdi, B., & Wilson, S. P. (2019). Interrelationship of microplastic pollution in sediments and oysters in a seaport environment of the eastern coast of Australia. *Science of The Total Environment*, 695, 133924.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133924>
- Karlsson, T. M., Kärrman, A., Rotander, A., & Hassellöv, M. (2020). Comparison between manta trawl and in situ pump filtration methods, and guidance for visual identification of microplastics in surface waters. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(5), 5559–5571. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07274-5>
- Keskkonnaagentuur. (2023). Läänemere keskkonnaseisundi ülevaade [interaktiivne kaart]. ArcGIS. Vaadatud 01.05.2025
<https://kaur.maps.arcgis.com/apps/MapSeries/index.html?appid=fd27acd277084f2b97eee82891873c41>
- Keskkonnaministeerium. (2019). Eesti mereala keskkonnaseisund 2018. Vaadatud 01.05.2025 <https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2021->

06/Eesti%20mereala%20keskkonnaseisundi%20hindamise%20aruanne.pdf#page=6.08

- Kleinschmidt, J. M., & Janosik, A. M. (2021). Microplastics in Florida, United States: A Case Study of Quantification and Characterization With Intertidal Snails. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.645727>
- Knott, N. A., Aulbury, J. P., Brown, T. H., & Johnston, E. L. (2009). Contemporary ecological threats from historical pollution sources: Impacts of large-scale resuspension of contaminated sediments on sessile invertebrate recruitment. *Journal of Applied Ecology*, 46(4), 770–781. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01679.x>
- Koboević, Ž., Mišković, D., Capor Hrošik, R., & Koboević, N. (2022). Analysis of Sea Pollution by Sewage from Vessels. *Sustainability*, 14(1), Article 1. <https://doi.org/10.3390/su14010263>
- Kreitsberg, R., Raudna-Kristoffersen, M., Heinlaan, M., Ward, R., Visnapuu, M., Kisand, V., Meitern, R., Kotta, J., & Tuvikene, A. (2021). Seagrass beds reveal high abundance of microplastic in sediments: A case study in the Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 168, 112417. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112417>
- König Kardgar, A., Ghosh, D., Sturve, J., Agarwal, S., & Carney Almroth, B. (2023). Chronic poly(l-lactide) (PLA)- microplastic ingestion affects social behavior of juvenile European perch (*Perca fluviatilis*). *Science of The Total Environment*, 881, 163425. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.163425>
- Lagerström, M. (2019). Occurrence and environmental risk assessment of antifouling paint biocides from leisure boats (Doctoral dissertation, Department of Environmental Science and Analytical Chemistry, Stockholm University).
- Lang, S.-C., Mayer, P., Hursthouse, A., Kötke, D., Hand, I., Schulz-Bull, D., & Witt, G. (2018). Assessing PCB pollution in the Baltic Sea—An equilibrium partitioning based study. *Chemosphere*, 191, 886–894. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.073>
- Li, J., Huang, W., Xu, Y., Jin, A., Zhang, D., & Zhang, C. (2020). Microplastics in sediment cores as indicators of temporal trends in microplastic pollution in Andong salt marsh, Hangzhou Bay, China. *Regional Studies in Marine Science*, 35, 101149. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101149>
- Li, J., Lusher, A. L., Rotchell, J. M., Deudero, S., Turra, A., Bråte, I. L. N., Sun, C., Shahadat Hossain, M., Li, Q., Kolandhasamy, P., & Shi, H. (2019). Using mussel

- as a global bioindicator of coastal microplastic pollution. *Environmental Pollution*, 244, 522–533. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.032>
- Lusher, A., Hollman, P. C. H., & Mendoza-Hill, J. (2017). *Microplastics in fisheries and aquaculture: Status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety*. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Lusher, A. L., McHugh, M., & Thompson, R. C. (2013). Occurrence of microplastics in the gastrointestinal tract of pelagic and demersal fish from the English Channel. *Marine Pollution Bulletin*, 67(1), 94–99. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.11.028>
- Magni, S., Gagné, F., André, C., Della Torre, C., Auclair, J., Hanana, H., Parenti, C. C., Bonasoro, F., & Binelli, A. (2018). Evaluation of uptake and chronic toxicity of virgin polystyrene microbeads in freshwater zebra mussel *Dreissena polymorpha* (Mollusca: Bivalvia). *Science of The Total Environment*, 631–632, 778–788. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.075>
- Monaco, D., Chianese, E., Riccio, A., Delgado-Sanchez, A., & Lacorte, S. (2017). Spatial distribution of heavy hydrocarbons, PAHs and metals in polluted areas. The case of “Galicia”, Spain. *Marine Pollution Bulletin*, 121(1), 230–237. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.003>
- Moreau, R., Wittamore, K., Mayer, H., & Roeder, D. (2009). *Nautical activities: what impact on the environment. A life cycle approach for clear blue*. Ed. European Confederation of Nautical Industries. 2th Ed. Brussels.
- Muller-Karanassos, C., Arundel, W., Lindeque, P. K., Vance, T., Turner, A., & Cole, M. (2021). Environmental concentrations of antifouling paint particles are toxic to sediment-dwelling invertebrates. *Environmental Pollution*, 268, 115754. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115754>
- Muller-Karanassos, C., Turner, A., Arundel, W., Vance, T., Lindeque, P. K., & Cole, M. (2019). Antifouling paint particles in intertidal estuarine sediments from southwest England and their ingestion by the harbour ragworm, *Hediste diversicolor*. *Environmental Pollution*, 249, 163–170. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.009>
- Naidoo, T., Glassom, D., & Smit, A. J. (2015). Plastic pollution in five urban estuaries of KwaZulu-Natal, South Africa. *Marine Pollution Bulletin*, 101(1), 473–480. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.09.044>

- Napper, I. E., Wright, L. S., Barrett, A. C., Parker-Jurd, F. N. F., & Thompson, R. C. (2022). Potential microplastic release from the maritime industry: Abrasion of rope. *Science of The Total Environment*, *804*, 150155. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150155>
- Narloch, I., Gackowska, A., & Wejnerowska, G. (2022). Microplastic in the Baltic Sea: A review of distribution processes, sources, analysis methods and regulatory policies. *Environmental Pollution*, *315*, 120453. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120453>
- Nel, H. A., Hean, J. W., Noundou, X. S., & Froneman, P. W. (2017). Do microplastic loads reflect the population demographics along the southern African coastline? *Marine Pollution Bulletin*, *115*(1), 115–119. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.11.056>
- Nergis, Y., Butt, J. A., & Sharif, M. (2021). Assessment of Marine Coastal Water Pollution from Karachi Harbour Pakistan. *International Journal of Economic and Environmental Geology*, *12*(2), Article 2. <https://doi.org/10.46660/ijeeg.v12i2.99>
- Neves, D., Sobral, P., Ferreira, J. L., & Pereira, T. (2015). Ingestion of microplastics by commercial fish off the Portuguese coast. *Marine Pollution Bulletin*, *101*(1), 119–126. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.008>
- Noren, M., Brunner, S., Hoffmann, C., Salz, W., & Block, C. (2007). A DoE of Thermal Management for FC on LTCC. *2007 International Symposium on High Density packaging and Microsystem Integration*, 1–4. <https://doi.org/10.1109/HDP.2007.4283602>
- O’Brine, T., & Thompson, R. C. (2010). Degradation of plastic carrier bags in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, *60*(12), 2279–2283. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.08.005>
- Oehlmann, J., Schulte-Oehlmann, U., Kloas, W., Jagnytsch, O., Lutz, I., Kusk, K. O., Wollenberger, L., Santos, E. M., Paull, G. C., Van Look, K. J. W., & Tyler, C. R. (2009). A critical analysis of the biological impacts of plasticizers on wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *364*(1526), 2047–2062. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0242>
- Ogata, Y., Takada, H., Mizukawa, K., Hirai, H., Iwasa, S., Endo, S., Mato, Y., Saha, M., Okuda, K., Nakashima, A., Murakami, M., Zurcher, N., Booyatumanondo, R., Zakaria, M. P., Dung, L. Q., Gordon, M., Miguez, C., Suzuki, S., Moore, C., ... Thompson, R. C. (2009). International Pellet Watch: Global monitoring of

- persistent organic pollutants (POPs) in coastal waters. 1. Initial phase data on PCBs, DDTs, and HCHs. *Marine Pollution Bulletin*, 58(10), 1437–1446.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.06.014>
- Osinski, R. D., Enders, K., Gräwe, U., Klingbeil, K., & Radtke, H. (2020). Model uncertainties of a storm and their influence on microplastics and sediment transport in the Baltic Sea. *Ocean Science*, 16(6), 1491–1507. <https://doi.org/10.5194/os-16-1491-2020>
- Osman, A. I., Hosny, M., Eltaweil, A. S., Omar, S., Elgarahy, A. M., Farghali, M., Yap, P.-S., Wu, Y.-S., Nagandran, S., Batumalaie, K., Gopinath, S. C. B., John, O. D., Sekar, M., Saikia, T., Karunanithi, P., Hatta, M. H. M., & Akinyede, K. A. (2023). Microplastic sources, formation, toxicity and remediation: A review. *Environmental Chemistry Letters*, 1–41. <https://doi.org/10.1007/s10311-023-01593-3>
- Paladino, O., Moranda, A., & Seyedsalehi, M. (2017). A Method for Identifying Pollution Sources of Heavy Metals and PAH for a Risk-Based Management of a Mediterranean Harbour. *Scientifica*, 2017(1), 4690715.
<https://doi.org/10.1155/2017/4690715>
- Picó, Y., & Barceló, D. (2019). Analysis and Prevention of Microplastics Pollution in Water: Current Perspectives and Future Directions. *ACS Omega*, 4(4), 6709–6719.
<https://doi.org/10.1021/acsomega.9b00222>
- Pittura, L., Avio, C. G., Giuliani, M. E., d’Errico, G., Keiter, S. H., Cormier, B., Gorbi, S., & Regoli, F. (2018). Microplastics as Vehicles of Environmental PAHs to Marine Organisms: Combined Chemical and Physical Hazards to the Mediterranean Mussels, *Mytilus galloprovincialis*. *Frontiers in Marine Science*, 5.
<https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00103>
- Polt, L., Motyl, L., & Fischer, E. K. (2023). Abundance and Distribution of Microplastics in Invertebrate and Fish Species and Sediment Samples along the German Wadden Sea Coastline. *Animals*, 13(10), Article 10. <https://doi.org/10.3390/ani13101698>
- Possatto, F. E., Barletta, M., Costa, M. F., Ivar do Sul, J. A., & Dantas, D. V. (2011). Plastic debris ingestion by marine catfish: An unexpected fisheries impact. *Marine Pollution Bulletin*, 62(5), 1098–1102.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.01.036>
- Preston-Whyte, F., Silburn, B., Meakins, B., Bakir, A., Pillay, K., Worship, M., Paruk, S., Mdazuka, Y., Mooi, G., Harmer, R., Doran, D., Tooley, F., & Maes, T. (2021).

- Meso- and microplastics monitoring in harbour environments: A case study for the Port of Durban, South Africa. *Marine Pollution Bulletin*, *163*, 111948.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111948>
- Qu, X., Su, L., Li, H., Liang, M., & Shi, H. (2018). Assessing the relationship between the abundance and properties of microplastics in water and in mussels. *Science of The Total Environment*, *621*, 679–686. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.284>
- Ramos, J. A. A., Barletta, M., & Costa, M. F. (2012). Ingestion of nylon threads by Gerreidae while using a tropical estuary as foraging grounds. *Aquatic Biology*, *17*(1), 29–34. <https://doi.org/10.3354/ab00461>
- R Core Team (2024). *_R: A Language and Environment for Statistical Computing_*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <<https://www.R-project.org/>>.
- Reckermann, M., Omstedt, A., Soomere, T., Aigars, J., Akhtar, N., Beldowska, M., Beldowski, J., Cronin, T., Czub, M., Eero, M., Hyytiäinen, K. P., Jalkanen, J.-P., Kiessling, A., Kjellström, E., Kuliński, K., Larsén, X. G., McCrackin, M., Meier, H. E. M., Oberbeckmann, S., ... Zorita, E. (2022). Human impacts and their interactions in the Baltic Sea region. *Earth System Dynamics*, *13*(1), 1–80.
<https://doi.org/10.5194/esd-13-1-2022>
- Romeo, T., D’Alessandro, M., Esposito, V., Scotti, G., Berto, D., Formalewicz, M., Noventa, S., Giuliani, S., Macchia, S., Sartori, D., Mazzola, A., Andaloro, F., Giacobbe, S., Deidun, A., & Renzi, M. (2015). Environmental quality assessment of Grand Harbour (Valletta, Maltese Islands): A case study of a busy harbour in the Central Mediterranean Sea. *Environmental Monitoring and Assessment*, *187*(12), 747. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4950-3>
- Santos, R. G., Machovsky-Capuska, G. E., & Andrades, R. (2021). Plastic ingestion as an evolutionary trap: Toward a holistic understanding. *Science*, *373*(6550), 56–60.
<https://doi.org/10.1126/science.abh0945>
- Setälä, O., Magnusson, K., Lehtiniemi, M., & Norén, F. (2016). Distribution and abundance of surface water microlitter in the Baltic Sea: A comparison of two sampling methods. *Marine Pollution Bulletin*, *110*(1), 177–183.
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.065>
- Soroldoni, S., Castro, Í. B., Abreu, F., Duarte, F. A., Choueri, R. B., Möller, O. O., Fillmann, G., & Pinho, G. L. L. (2018). Antifouling paint particles: Sources, occurrence, composition and dynamics. *Water Research*, *137*, 47–56.

- <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.02.064>
- Su, L., Sharp, S. M., Pettigrove, V. J., Craig, N. J., Nan, B., Du, F., & Shi, H. (2020). Superimposed microplastic pollution in a coastal metropolis. *Water Research*, *168*, 115140. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115140>
- Sucharitakul, P., Pitt, K. A., & Welsh, D. T. (2020). Limited ingestion, rapid egestion and no detectable impacts of microbeads on the moon jellyfish, *Aurelia aurita*. *Marine Pollution Bulletin*, *156*, 111208. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111208>
- Sulistyowati, L., Yolanda, Y., & Andareswari, N. (2023). Harbor water pollution by heavy metal concentrations in sediments. *Global Journal of Environmental Science and Management*, *9*(4), 885–898. <https://doi.org/10.22035/gjesm.2023.04.15>
- Zhang, C., Wang, S., Sun, D., Pan, Z., Zhou, A., Xie, S., Wang, J., & Zou, J. (2020). Microplastic pollution in surface water from east coastal areas of Guangdong, South China and preliminary study on microplastics biomonitoring using two marine fish. *Chemosphere*, *256*, 127202. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127202>
- Tekman, M. B., Walther, B. A., Peter, C., Gutow, L., & Bergmann, M. (2022). *Impacts of plastic pollution in the oceans on marine species, biodiversity and ecosystems*. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.5898684>
- Teuten, E. L., Rowland, S. J., Galloway, T. S., & Thompson, R. C. (2007). Potential for Plastics to Transport Hydrophobic Contaminants. *Environmental Science & Technology*, *41*(22), 7759–7764. <https://doi.org/10.1021/es071737s>
- Turner, A. (2010). Marine pollution from antifouling paint particles. *Marine Pollution Bulletin*, *60*(2), 159–171. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.12.004>
- Ugwu, K., Herrera, A., & Gómez, M. (2021). Microplastics in marine biota: A review. *Marine Pollution Bulletin*, *169*, 112540. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112540>
- Urban-Malinga, B., Zalewski, M., Jakubowska, A., Wodzinowski, T., Malinga, M., Pałys, B., & Dąbrowska, A. (2020). Microplastics on sandy beaches of the southern Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, *155*, 111170. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111170>
- Uurasjärvi, E., Pääkkönen, M., Setälä, O., Koistinen, A., & Lehtiniemi, M. (2021). Microplastics accumulate to thin layers in the stratified Baltic Sea. *Environmental Pollution*, *268*, 115700. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115700>
- von Moos, N., Burkhardt-Holm, P., & Köhler, A. (2012). Uptake and Effects of

- Microplastics on Cells and Tissue of the Blue Mussel *Mytilus edulis* L. after an Experimental Exposure. *Environmental Science & Technology*, 46(20), 11327–11335. <https://doi.org/10.1021/es302332w>
- Walkinshaw, C., Lindeque, P. K., Thompson, R., Tolhurst, T., & Cole, M. (2020). Microplastics and seafood: Lower trophic organisms at highest risk of contamination. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 190, 110066. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.110066>
- Wang, Q., Guan, C., Han, J., Chai, M., & Li, R. (2022). Microplastics in China Sea: Analysis, status, source, and fate. *Science of The Total Environment*, 803, 149887. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149887>
- Wegner, A., Besseling, E., Foekema, E. M., Kamermans, P., & Koelmans, A. A. (2012). Effects of nanopolystyrene on the feeding behavior of the blue mussel (*Mytilus edulis* L.). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 31(11), 2490–2497. <https://doi.org/10.1002/etc.1984>
- Wesch, C., Bredimus, K., Paulus, M., & Klein, R. (2016). Towards the suitable monitoring of ingestion of microplastics by marine biota: A review. *Environmental Pollution*, 218, 1200–1208. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.076>
- Woodall, L. C., Sanchez-Vidal, A., Canals, M., Paterson, G. L. J., Coppock, R., Sleight, V., Calafat, A., Rogers, A. D., Narayanaswamy, B. E., & Thompson, R. C. (2014). The deep sea is a major sink for microplastic debris. *Royal Society Open Science*, 1(4), 140317. <https://doi.org/10.1098/rsos.140317>
- Xu, P., Peng, G., Su, L., Gao, Y., Gao, L., & Li, D. (2018). Microplastic risk assessment in surface waters: A case study in the Changjiang Estuary, China. *Marine Pollution Bulletin*, 133, 647–654. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.020>
- Xu, X., Fang, J. K.-H., Wong, C.-Y., & Cheung, S.-G. (2023). Experimental accumulation of microplastics in acorn barnacle *Amphibalanus amphitrite* and its use in estimating microplastic concentration in coastal waters. *Frontiers in Marine Science*, 9. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.1081329>
- Yu, S.-P., & Chan, B. K. K. (2020). Effects of polystyrene microplastics on larval development, settlement, and metamorphosis of the intertidal barnacle *Amphibalanus amphitrite*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 194, 110362. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110362>

Lisa 1. Sadamates mõõdetud keskkonnaparameetrid ja nende väärtused.

Sadama nimi	Kuupäev	Kellaeg	Vee temp, °C	pH	Hapnik, mg/L	õhutemp, °C	Tuul, km/h	Lainetus, cm	Pilvisus
Varbla	26.07	10:48	20,6	8,08	6,85	22	6	1	päike
Kuivastu	26.07	07:45	22,3	8,31	6,18	19	8	1	päike
Kõiguste	25.07	15:52	23,2	8,25	8,5	21	15	4	vahelduv
Rohuküla	23.07	15:17	22	8,2	7,92	25	12	3	vahelduv
Pirita	23.07	10:10	20,4	8,2	6,1	23	11	0	pilves
Hara	22.07	17:20	22,5	8,49	9,3	23	18	20	päike
Toila	22.07	11:44	17,6	7,86	-	21	11	10	päike
Kärdla	24.07	10:15	22,6	8,36	6,6	20	3	1	vahelduv
Kalana	24.07	14:10	21,2	8,29	7,01	19	9	3	päike
Kuressaare	25.07	10:15	23,5	8,46	5,6	20	4	3	pilves
Roomassaare	25.07	12:30	20,6	8,02	6,2	20	6	2	vahelduv
Pärnu	26.07	14:10	25,2	8,03	7,25	25	7	10	päike
Kihnu	08.08	11:00	20,1	8,2	7,12	18	3	2	päike

Lisa 2. Sadamaid kirjeldavad parameetrid. Sidekriipsud tähistavad parameetri puudumist.

Sadama nimi	Sadama avatus	Jõgi	Mootorpaatide arv	Purjekate arv	Kaide kirjeldus	Tankla tüüp	Tankla kaugus, m	Staabli tüüp	Staabli kaugus, m	Suured laevad
Varbla	suletud	0	14	6	ujukai	püstol	1,5	asfalt	1	0
Kuivastu	suletud	0	8	25	betoon ujuvai	püstol	2	kivikate	10	1
Kõiguste	avatud	0	13	11	betoon ujuvai	püstol	4	killustik	5	0
Rohuküla	suletud	0	15	16	betoon ujuvai	-	-	asfalt	50	1
Pirita	pool-avatud	1	0	0	ujuvai	-	-	kruus	15	0
Hara	suletud	0	12	10	ujuvai	püstol	2	kruus	2	0
Toila	pool-avatud	1	21	9	ujuvai	püstol	5	asfalt	2	0
Kärdla	suletud	0	23	25	betoon ujuvai	püstol	1	betoon	10	0
Kalana	suletud	0	3	4	betoon ujuvai	-	-	-	-	0
Kuressaare	suletud	0	35	29	ujuvai	püstol	1	asfalt	50	0
Roomassaare	suletud	0	39	25	betoon ujuvai	püstol	2	asfalt	1	1
Pärnu	avatud	1	42	67	betoon ujuvai	püstol	2	asfalt	5	1
Kihnu	pool-avatud	0	20	2	ujuvai	püstol	1	kruus-liivmuru	30	1

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Hennessy-Elizabeth Dubrov,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) minu loodud teose “Mikroplasti reostus Eesti väikesadamates” mille juhendaja(d) on Randel Kreitsberg (PhD) ja Merilin Raudna-Kristoffersen, reprodutseerimiseks eesmärgiga seda säilitada, sealhulgas lisada Tartu Ülikooli digitaalarhiivi kuni autoriõiguse kehtivuse lõppemiseni;
2. annan Tartu Ülikoolile loa teha punktis 1 nimetatud teos üldsusele kättesaadavaks Tartu Ülikooli veebikeskkonna, sealhulgas digitaalarhiivi 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.

Hennessy-Elizabeth Dubrov

28.05.2025