



Mikroplastid Eesti rannikuvetes: viieaastane võrdlev uuring mikroplastide kogustest merevee pinnakihis

Bakalaureusetöö

Üliõpilane: Iida Virunurm

Üliõpilaskood: 223082LARB

Juhendaja: Natalja Buhhalko, TalTech meresüsteemide instituut, teadur

Kaasjuhendaja: Kati Lind, TalTech meresüsteemide instituut, insener-kvaliteedijuht

Õppekava: Maa süsteemid, kliima ja tehnoloogiad

Autorideklaratsioon

Kinnitan, et olen koostanud antud lõputöö iseseisvalt ning seda ei ole kellegi teise poolt varem kaitsmisele esitatud. Kõik töö koostamisel kasutatud teiste autorite tööd, olulised seisukohad, kirjandusallikatest ja mujalt pärinevad andmed on töös viidatud.

Autor: Iida Virunurm

/allkirjatatud digitaalselt/
25.05.2026

Töö vastab bakalaureusetööle esitatavatele nõuetele.
Juhendaja: Natalja Buhhalko

/allkirjatatud digitaalselt/
25.05.2026

Sisukord

Annotatsioon.....	4
1. Sissejuhatus.....	6
2. Kirjanduse ülevaade	7
2.1. Mikroplast ja selle teekond merre	7
2.2. Mikroplasti mõju merekeskkonnale.....	8
2.3. Mikroplasti uurimine	8
2.4. Mikroplasti saaste vähendamine	9
3. Andmed ja meetodid.....	11
4. Tulemused	13
5. Arutelu ja järeldused.....	20
Kokkuvõte.....	22
Kirjanduse loetelu	23

Annotatsioon

Käesoleva bakalaureusetöö eesmärk on hinnata mikroplasti koguste muutumist Eesti rannikuvetes viie aasta jooksul ning analüüsida nende ruumilist ja ajalist jaotust. Mikroplast on oluline keskkonnaprobleem, kuna selle osakesed (<5 mm) satuvad merre erinevatest allikatest ning võivad mõjutada mereökosüsteeme.

Töös kasutati TalTechi meresüsteemide instituudi mikroprügi seireandmeid aastatest 2020–2024, mis hõlmavad merevee pinnakihi proove erinevates Eesti rannikupiirkondades. Proovid koguti standardiseeritud metoodika alusel Manta võrguga ning analüüsiti laboritingimustes mikroskoobiga. Töö autor osales proovivõtul ning töötles ja analüüsis proove aastal 2024.

Tulemused näitavad, et mikroplasti kontsentratsioonid Eesti rannikuvetes on ajas muutlikud ning sõltuvad inimtegevuse intensiivsusest. Kõrgemad kontsentratsioonid esinesid reoveepuhastusjaamade väljalaskude ja suuremate jõgede suudmealade läheduses, samas kui Väinamere piirkondades olid tasemed madalamad.

Töö järeldeb, et mikroplasti jaotus ei ole ühtlane, vaid kujuneb lokaalsete allikate ja transportprotsesside koosmõjul. Seetõttu on oluline jätkata pikaajalist seiret ning keskenduda peamiste emissiooniallikate vähendamisele.

Microplastics in Estonian coastal waters: five-year comparative survey on amount of microplastics in the sea surface layer

Abstract

The aim of this bachelor's thesis was to assess temporal changes and spatial distribution of microplastics in Estonian coastal waters over a five-year period. Microplastics (<5 mm) are a growing environmental concern due to their persistence and potential impact on marine ecosystems.

The study is based on monitoring data collected by the Tallinn University of Technology Department of Marine Systems between 2020 and 2024. Samples from the sea surface layer were collected using standardized Manta trawl method and analysed in laboratory conditions.

The results show that microplastic concentrations vary both spatially and temporally, influenced by anthropogenic activities. Higher concentrations were observed near wastewater treatment plant discharges and river mouths, while lower levels were detected in offshore and low-impact areas.

The study concludes that microplastic distribution is highly heterogeneous and controlled by local sources and transport pathways. Continuous monitoring and reduction of major emission sources are essential for improving marine environmental quality.

1. Sissejuhatus

Plastireostus on üks kiiremini kasvavaid keskkonnaprobleeme maailmas. Viimase viiekümne aasta jooksul on plastitootmine märkimisväärselt kasvanud, mis on toonud kaasa ka plastjätmete hulga suurenemise meredes (UNEP, 2025). Mikroplast on selle probleemi oluline komponent.

Mikroplast satub merre erinevatest allikatest, sealhulgas jõgede, reoveepuhastusjaamade ning rannikutegevuse kaudu (Mishra, 2025 a). Kuigi reoveepuhastusjaamad eemaldavad suure osa mikroplastist (kuni 85–98%), jõuab märkimisväärne kogus siiski merre suurte veemahtude tõttu (Ayankoya jt., 2025). Lisaks võivad tugevad sademed ja üleujutused viia puhastamata reovett otse veekogudesse.

Läänemeri on oma geograafiliste omaduste tõttu mikroplasti suhtes eriti haavatav. Tegemist on poolsuletud veekoguga, kus vee uuenemine on aeglane (umbes 30 aastat), mis soodustab saasteainete kuhjumist (Mishra jt., 2025 b). Suur valgala ja tihe asustus suurendavad inimtegevusest tulenevat survet merekeskkonnale.

Varasemad uuringud on näidanud, et mikroplasti jaotus Läänemeres on ruumiliselt ebaühtlane ning sõltub tugevalt allikatest ja hüdrodünaamilistest protsessidest. Näiteks Mishra jt. (2025) leidsid, et mikroplast kipub akumuleeruma rannikulähedastes piirkondades ja suurte linnade läheduses, eriti Soome lahes.

Eesti rannikuvetes on mikroplasti seiret tehtud alates 2016. aastast, mis võimaldab hinnata pikaajalisi muutusi. Käesoleva töö eesmärk on hinnata mikroplasti koguste muutumist viie aasta jooksul ning analüüsida selle ruumilist ja ajalist jaotust Eesti rannikuvetes.

Plasti kasutamise suurenemine viimase viiekümne aasta jooksul on suurendanud merre sattuva plasti hulka. Plastireostus meres on muutumas üha suuremaks probleemiks, sest plasti lagunemine võib aega võtta sadu kuni tuhandeid aastaid. Suuremate plastjätmete lagunemine tekitab juurde mikroplasti, mis on meres elavatele organismidele kahjulik. Organismid võivad mikroplasti toiduga segamini ajades süüa ja see kandub toiduahelas edasi. Mikroplasti kahjulikkuse pärast on vaja plastireostusega tegeleda. Selle jaoks tuleb kaardistada plastikogused meres ja vähendada merre sattuva mikroplasti hulka.

Mikroplasti hakati uurima alles eelmise sajandi lõpus. Viimase kahekümne aastaga on uuringute hulk kiiresti kasvanud.

Uurimistöö eesmärk on hinnata mikroplasti koguste muutumist Eesti rannikuvetes viie aasta jooksul.

2. Kirjanduse ülevaade

2.1. Mikroplast ja selle teekond merre

Mikroplasti mõistet hakati kasutama 2000. aastate alguses seoses merede plastireostuse uurimisega. Selle all mõeldakse üldiselt plastosakesi, mille suurus on < 5 millimeetri (Picó ja Barceló, 2019). Mikroplasti on üha rohkem avastatud erinevatest keskkondadest ja selle uurimise maht on pidevalt kasvamas (Thompson jt., 2004). Mikroplast kuulub mikroprügi alla (Oztekin ja Bat, 2017).

Mikroplaste saab tekkimisviisi järgi jaotada kaheks – primaarseks ja sekundaarseks mikroplastiks (Cole jt., 2011). Primaarseks mikroplastiks loetakse plastosakesi, mis on algselt toodetud mikroskoopilise suurusega sh. mikropelletid. Sellised plastosakesed lisatakse näiteks kosmeetikatoodetesse, liivapritsi segudesse, aga ka 3D-printeri tindi koostisosa (Pico jt., 2019). Sekundaarseks mikroplastiks loetakse suuremate mõõtmetega plasti lagunemisel tekivat mikroplasti. Makroplast laguneb füüsikaliste, keemiliste ja bioloogiliste mõjude tagajärjel nagu UV-kiirgus, kõrged temperatuurid, tuul ja lainetus. Mikroplastid tekivad ka otsese eraldumise teel plastesemete kasutamise käigus. Sekundaarseteks mikroplastideks loetakse näiteks ka rehvipuru ning sünteetiliste riiete pesemisel eraldunud riidekiudusid. Ühe pesutsükli käigus võib sõltuvalt kasutatud pesuvahendist eralduda üle kuue miljoni mikroplasti kiu, millest osa võib hoolimata reovee puhastamise meetoditest jõuda merre (De Falco jt., 2018).

Suur osa meres olevast mikroplastist on sekundaarne mikroplast. Suuremate mõõtmetega plastjätmeid leidub randades, pinnavees ja süvaveekeskkondades. Sõltuvalt keskkonnast on nende lagunemise kiirused erinevad. Erinevalt vees hõljuvatest plastidest, puutuvad rannale sattunud plastjätmed kokku kõrgemate temperatuuridega ja võivad suvel soojeneda kuni 40°C . Kõrgematel temperatuuridel kiireneb oksüdatiivne lagunemine, mis toimub plastide pindmistes kihtides. Selle tagajärjel muutub nende pinnakiht hapraks ja tekivad mikropraod. Plasti pealmise kihi edasisel lagunemisel temperatuuri muutuste ja liiva tõttu eralduvad mikroplasti osakesed, mis satuvad ka merre. Veis olev plast laguneb madalama temperatuuri tõttu aeglasemalt ja tekitab mikroplasti väiksemal määral (Andrady, 2011).

Merekeskkonnas on mikroplast levinud üle maailma ning see liigub tuulte, lainetuse ja hoovuste mõjul (Chubarenko jt., 2016). Osakeste põhja vajumise kiirus sõltub nende tihedusest ja kujust. Plastosakesi on erineva kujuga, kõige levinumad on kiud, millele järgnevad tükid ja ümarad graanulid ehk mikropelletid. Värvused varieeruvad – on värvilisi, musti, valgeid, läbipaistvaid ja mitmevärvilisi osakesi. Seni tehtud uuringutes on suurtes kogustes mikroplasti leitud Vahemerest ning Hiina ja LõunaAafrika ranniku lähedastel aladel (Osman jt., 2023). Üks suurimaid mikroplasti kontsentratsioone on avastatud Hiina rannikul Beibu lahes, kus ühes kuupmeetris vees oli 3500 osakest (Zhang jt., 2020). Kõige rohkem plastosakesi leidub tavaliselt mere põhjasetetes, sellele järgneb merevee pinnakiht. Kõige väiksem kontsentratsioon on veesambas, pinnakihist mõnevõrra sügavamal (Fagiano jt., 2023; Mishra jt., 2025 b).

Mikroplasti on leitud ka Läänemeres. 2013. a augustis tehtud uuringus koguti uurimislaevaga mikroplasti proove kaheteistkümnest piirkonnast kogu Soome lahe ulatuses, kaasaarvatud Helsingi ja Kotka sadamast. Proovide võtmiseks kasutati nii pumpa kui Manta võrku. Mikroplasti leiti peaaegu kõikides uuritavates piirkondades. Plastosakeste kogused jäid vahemikku 0-1 osakest kuupmeetri kohta, keskmiselt oli piirkondade peale kokku 0,2-0,6 osakest kuupmeetris (Setälä jt., 2016).

2.2. Mikroplasti mõju merekeskkonnale

Uuringud on näidanud, et mereorganismid puutuvad mikroplastiga kokku seedimise ja sissehingamise kaudu. Kuna mikroplastid on toiduobjektidega samas suurusjärgus, võivad mereorganismid, näiteks kalad, vähilaadsed ja teod selle sageli toiduga segi ajada. Mikroplasti esinemine seedeelundkonnas või kalade lõpustes mõjutab nende füsioloogilist talitlust ja immuunsüsteemi (Osman jt., 2023). Organismi sattunud mikroplast võib kanduda edasi toiduahelas, kuhjuda järgmistes organismides ning avaldada neile negatiivset mõju (Zhang jt., 2019).

Tootmise käigus lisatakse plastidele erinevaid keemilisi aineid, mis parandavad materjali omadusi ja lisavad vastupidavust. Piisavalt kaua lagunedes vabastavad mikroplastid neid lisandeid, mis võivad olla toksilised ja keskkonnale kahjulikud. (Hahladakis jt., 2018).

Paljude kalaliikide organismidest on leitud mikroplaste. Osakeste kogused on üldiselt olnud väga madalad, jäädes alla 1–2 osakese isendi kohta. Kui plasti neelatakse piisavas koguses ja see püsib organismis piisavalt kaua, võib toimuda plastosakeste lagunemisel vabanevate kemikaalide ülekandumine organismi kudedesse. See võib muuta mereandidest toitumise kiskjatele ja inimestele kahjulikuks (UNEP, 2016).

2.3. Mikroplasti uurimine

Mere pinnakihist võetavate mikroplasti proovide jaoks on kõige rohkem kasutatud erinevat tüüpi võrke. Võrgusilma suurus varieerub, ulatudes 53 µm rohkem kui 3 mm, mis mõjutab mereveest saadud mikroplastide suurust ja kogust (Silva jt., 2018). Mikroplasti seire tööde jaoks on kõige sagedamini kasutatav võrgusilma suurus 300 µm. Proovivõtuseadmed on tihti varustatud vooluhulgamõõtmistega, et saaks täpsemini arvutada mikroplasti hulka vees (Pico jt., 2019).

Võrkude abil kogutud mikroplastid loputatakse klaasanumatesse. Laboris proovid filtreeritakse, kasutades sõelu või klaaskiudfiltreid. Mikroplasti osakeste tuvastamine filtritel võib olla keeruline, kuna orgaaniline materjal segab mikroskoopilist analüüsi ja on võimalus, et seda loetakse ekslikult plasti osadeks. Plastosakeste koguse valesti hindamise vältimiseks on vaja orgaaniline aine lagundada. Seda tehakse keemiliste reaktsioonide abil, kasutades vesinikperoksiidi (H_2O_2) või naatriumdodetsüülsulfaati ($C_{12}H_{25}NaO_4S$) (Pico et al., 2019). Mikroplastide tuvastamine, suuruse ja koguse hindamine toimub enamike uuringute puhul visuaalselt mikroskoobi abil. Mikroplaste saab eristada värvuse või ebaloosuliku kuju järgi. Plastid on tihti orgaanilisest ainest eredamad ning kujult ühtlasemad. Kontrollimiseks kasutatakse ka kuuma nõela testi (Picó ja Barceló, 2019).

Mikroplasti uurimiseks, eriti teaduslikel eesmärkidel, kasutatakse lisaks visuaalsele analüüsile ka spektroskoopilisi meetodeid, nagu FTIR (Fourier-Transform Infrapuna Spektroskoopia) ja Raman spektroskoopia. Samuti on laialt levinud värvimismeetod, kus mikroplastid värvitakse Nile Red värvainega ja tuvastatakse fluorestsentsmikroskoopia abil. Lisaks kasutatakse massidentifitseerimise meetodeid mikroplasti keemilise koostise määramiseks. Üheks täpsemaks meetodiks on ka põletusgaaside kromatograafia ja massispektromeetria analüüs (Pyrolysis Gas Chromatography Mass Spectrometry Analysis, Py-GC/MS), mis võimaldab tuvastada plastitüüpe ja nende koostist lagundamise kaudu vabanevate ühendite analüüsil (Meyers jt., 2024).

Kuigi mikroplasti uurimise meetodeid on põhjalikumalt arendatud, puuduvad endiselt ühtlustatud juhised proovide võtmiseks ja analüüsimiseks. Merevee pinnakihist erinevate projektide raames ja erinevatest kohtadest kogutud seireandmete võrdlemist raskendab ka erinevate võrgusilmasuuruste kasutamine. Väiksema võrgusilma puhul on väiksem tõenäosus, et osa mikroplastist läheb proovi võtmise käigus kaduma, samas suureneb võrku jääva orgaanika kogus. Teine mikroplastide analüüsiga

seotud probleem on proovi saastumine proovide töötlemise ja analüüsi käigus. Näiteks õhus leviv mikroplast või laboritarvikutel ja laborandi sünteetilisest riietest tulenev mikroplasti saaste. Selle probleemi lahendamiseks kasutatakse laborikitleid, laborivahendite põhjalikku puhastamist, proovide kaitsmist õhus leviva saaste eest ning tühiproovide analüüsimist nii proovivõtul kui ka laborianalüüsi käigus (Picó ja Barceló, 2019; She jt., 2022).

2.4. Mikroplasti saaste vähendamine

Mikroplastide koguse vähendamiseks merekeskkonnas on kaks põhilist suunda – plasti keskkonda sattumise piiramine ja juba olemasoleva reostuse likvideerimine. Seaduste abil saab kontrollida reostuse allikaid ehk vähendada mikroplastide kasutamist tootmises. Näiteks keelustas USA 2017. aastal mikroplasti osakeste kasutamise kosmeetikatoodetes, mis on olnud üks peamisi viise tootmises tekkivate mikroplastide keskkonda sattumiseks (Picó ja Barceló, 2019). Samuti piiras Euroopa Liit alates 2023. aastast mikroplasti sisaldavate ilutoodete müümist, näiteks keelati ilma siduva aineta glitteriosakeste kasutamine toodetes (European Commission, 2023). Pingutusi on tehtud ka plastjäätmete vähendamiseks, piirates ühekordselt kasutatavate plasttoodete müüki ja tarbimist. Näiteks plastkõrte ja kilekottide kasutamise vähendamine hoiab ära nendest tekkiva mikroplasti keskkonnareostuse (Picó ja Barceló, 2019).

Plasti koguse piiramiseks on Euroopa Komisjon välja pakkunud üle-Euroopalise strateegia, mis on osa üleminekust ringmajandusele. Selle kohaselt peavad Euroopa Liidu turule jõudvad plastpakendid olema 2030. aastaks ringlussevõetavad. Lisaks plaanitakse vähendada ühekordselt kasutatava plasti tarbimist (European Commission, 2018).

Võimalik on ka vähendada reovee kaudu merre sattuvat mikroplasti kogust. Soomes Mikkeli linna juures viidi läbi uuring reoveepuhastusjaamas kasutatava MBR (*membrane bioreactor*) tehnoloogia suutlikkusest mikroplasti merre sattumist piirata. MBR kasutab reovee puhastamiseks filtreid, mis peavad kinni osakesed suurusega $> 0,4 \mu\text{m}$. Uuringus kasutatav bioreaktor suudab päevas puhastada 3 m^3 vett. Linna juurest võeti kolme kuu vältel veeproove ning MBR suutis reoveest eemaldada 98,3% mikroplastist (Lares jt., 2018).

Plastireostuse üheks võimalikuks lahenduseks peetakse biolaguneva plasti tootmist. Biopõhised ja/või biolagunevad plastid ("bioplastid") on reklaamitud kui ohutum alternatiiv tavapärastele plastidele, millel puudub biolagunevus ja mis püsivad keskkonnas väga pikalt. Bioplastid on valmistatud taimsetest või muudest fossiilkütustevabadest bioloogilistest materjalidest, kuid tihti sisaldavad need tootmisprotsessis samu lisandeid nagu tavapärased plasttooted. Sellised lisandid annavad plastidele erinevaid omadusi, nagu paindumus (plastifikaatorid), stabiilsus (antioksidandid, valguse- ja soojusstabilisaatorid), leegikindlus (leegiaeglustid) või värvus (Hahladakis jt., 2018). Samas võivad mõned neist lisanditest olla mürgised mereorganismidele (Tian jt., 2020), põhjustades näiteks endokriinseid häireid (Sakuragi jt., 2021). Kuna lisandid võivad vesikeskkonda lekkida, on nende ja nende laguproduktide potentsiaalne toksilisus mereökosüsteemidele oluline keskkonnaprobleem (Beiras jt., 2021).

Biolaguneva plasti keskkonnasaatus ja toksilisus mereökosüsteemides on siiani puudulikult uuritud, vaatamata bioplastide tootmise kasvu ja nende kavandatud rolli arenevas ringmajanduses (European Bioplastics 2018; European Commission, 2015; European Commission, 2020). Kuigi bioplastid sisaldavad lisandeid, mis võimaldavad kiiremat lagunemist kõrgete temperatuuride ja niiskuse

tingimustes, lagunevad nad looduskeskkonnas sageli aeglasemalt kui tootmistingimustes (Paço jt., 2019).

Keskkonda sattuva plasti koguse vähendamise kõrval tegeletakse ka koristustöödega ookeanides oleva plasti kokkukorjamiseks. Arendatakse tehnoloogiaid veepinnal ujuva makroplasti suuremas mahus kogumiseks, mis omakorda vähendaks mikroplasti tekkimist (Picó ja Barceló, 2019).

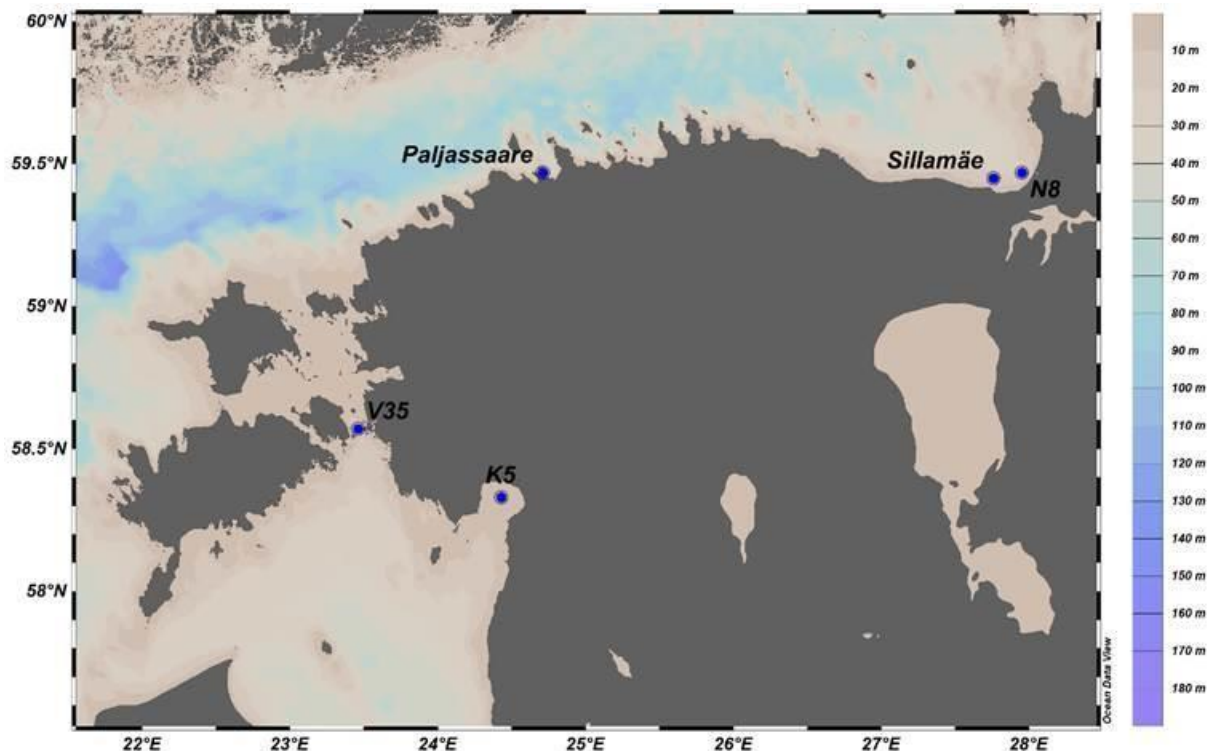
3. Andmed ja meetodid

Mikroplasti koguste uurimiseks rannikuvetes valisin viis riikliku mikroprügi seirejaama (Lind jt., 2021, 2022, 2023, 2024, 2025), mis asuksid ranniku lähedal ja võimalikult erinevates piirkondades: N8 (Narva lahes), Sillamäe ja Paljassaare reoveepuhastusjaama väljalasu alad, V35 (Väinameres) ja K5 (Pärnu lahes). Piirkondade valikul lähtusin potentsiaalsetest mikroplasti reostusallikate asukohtadest. Selline jaotus võimaldab hinnata nii punktallikate kui ka laiemate keskkonnaprotsesside mõju mikroplasti levikule.

Proovivõtupiirkondade valik on kooskõlas varasemate uuringutega. Mishra jt. (2025) näitas, et mikroplasti kontsentratsioonid on kõrgeimad just suurte linnade ja reoveepuhastusjaamade läheduses ning jõesuudmetes, kuna need on peamised mikroplasti sisendpunktid merre. Seetõttu valisin piirkonnad, mis võimaldavad hinnata nende allikate mõju: Paljassaare ja Sillamäe piirkonnad asuvad reoveepuhastusjaamade väljalaskude läheduses, K5 ja N8 suuremate jõgede suudmealades ning V35 iseloomustab Väinamere piirkonda, kus otsene punktreostuse mõju on väiksem. Selline jaamade valik võimaldab võrrelda nii tugevama inim mõjuga kui ka suhteliselt väiksema koormusega piirkondi.

Samuti on varasemates Eesti seireuuringutes kasutatud samu piirkondi, mis tagab andmete võrreldavuse ajas (Lind jt., 2019, 2020, 2021).

Piirkondade asukohad on näha joonisel 1. Mikroprügi proove võetakse mikroprügi seire raames kaks korda aastas, tavaliselt korra kevade lõpus ja suve lõpus. 2024. aastal koguti proovid juunis (05.06-12.06.24) ja augustis (25.08-31.08.24). Osalesin ise 2024. aasta augustikuu proovide võtmisel.



Joonis 1. Mikroprügi proovivõtupiirkonnad.

Mikroprügi proovid kogusin uurimislavaga Salme kasutades Manta võrku. Manta võrgu võrgusilma suurus on 333 µm. Võrku veeti laeva kõrval pool tundi kiirusega 2 sõlme. Selle aja jooksul läbiti 1 meremiil. Vedamise jooksul koguneb mikroplast võrgu tagumisse otsavõrku. Pärast 1 meremiili läbimist

tõsteti võrk laeva pardale ning loputasin selle mereveega. Seejärel eemaldasın otsavõrgu ning sinna kogunenud materjali loputasin omakorda kraaniveega plekkämbrisse. Kogutud materjali valasin läbi 3 sõela - 5, 1 ja 0,3 mm silmasuurusega, et eraldada eri suurusega mikroplasti osakesed. 5 mm sõelale kogunenud orgaanilise materjali loputasin, et eraldada potentsiaalselt kinni jäänud mikroplasti osakesed ja see läks tagasi merre. 1 ja 0,3 mm sõeltele jäänud materjali loputasin deioniseeritud (DI) veega klaaspurkidesse, kuhu lisasin proovi fikseerimiseks 37%-list formaliini. Proove hoidsin kuni laborisse viimiseni toatemperatuuril hämaras.

Proovid analüüsisin TalTech Meresüsteemide Instituudi laboris. Analüüsimist alustasin võimalikult orgaanikavaestest proovidest. Vee koguse vähendamiseks proovis pipeteerisin ja filtreerisin üleliigse vee klaasfiiberfiltritele. Järelejäänud materjalile lisasin 30%-list vesinikperoksiidi (H_2O_2). H_2O_2 lisamine pleegitab proovides orgaanilist materjali ning lihtsustab hilisemat analüüsi. Lisatud vesinikperoksiidi kogus sõltub orgaanika hulgast proovis ning reaktsiooniaeg ulatub 7 päevast paari kuuni. Pärast H_2O_2 ga pleegitamist filtreerisin ka kogu ülejäänud materjali klaasfiiberfiltritele (VWR, Ø 47 mm). Seejärel kuivatasin filtreid kuivatuskapis 60 kraadi juures 15 minutit. Pärast kuivatamist analüüsisin kõik filtrid stereomikroskoobi all.

Mikroskoopilise analüüsi käigus märkisin üles kõik filtrilt leitud mikroplasti osakesed. Plasti eraldamiseks muust mikroprügist kasutasin kuuma nõela tehnikat. Leitud mikroplasti jaotasin kuju järgi kahte suurde rühma – kiud ja tükid. Lisaks märkisin üles plastosakeste värvused ning filtril esinevad värviosakesed.

Tulemuste arvutamisel leidsin Manta võrku läbinud vee ruumala (m^3):

$$\frac{a}{100} \times \frac{b}{100} \times \text{laeva kiirus [sõlme]} \times 1852 \times \frac{\text{vedamise aeg [min]}}{60}$$

a – Manta võrgu avaosa laius [cm]

b – Manta võrgu avaosa kõrgus [cm]

Seejärel leidsin osakeste arvu ühe kuupmeetri merevee kohta:

$$\frac{\text{leitud osakeste koguarv}}{\text{võrku läbinud vee ruumala}}$$

4. Tulemused

Mikroplasti proove koguti 2020.-2024. aastal viiest eri piirkonnast kaks korda aastas – mais/juunis ning augustis. Tabelis 1 tõin välja mikroplasti koguhulgad (osakest/m³) erinevates proovivõtupiirkondades kuude kaupa ja aasta keskmised väärtused, lisaks kiudude ja tükkide osakaal mikroplasti osakeste jaotuses. 2022. aasta suvel ei kogutud proove K5 ja N8 piirkondadest ning 2021. aastal V35 piirkonnast. Proovide kogumist takistas liiga kõrge lainetus ja tugev tuul, mistõttu oli proovide kogumine raskendatud ja tulemused ei olnud usaldusväärsed. Selle tõttu jätsin ma töös neid proovivõtude välja.

Mikroplasti koguhulgad on muutlikud, üheski piirkonnas polnud osakeste arv aastate vältel ühtlaselt kõrge või madal. Kõrgeimad üksikud väärtused on vaid 2024. aastal 1,49 osakest/m³ Sillamäe piirkonnas ja 1,09 osakest/m³ Pärnu lahes (K5). Madalaimad mikroplasti kogused esinesid Pärnu lahes 2021. aastal ja Väinameres (V35) 2020. aastal – 0,09 osakest/m³. Keskmiselt on ühes proovis kõikide piirkondade ja aastate peale 0,53 osakest/m³.

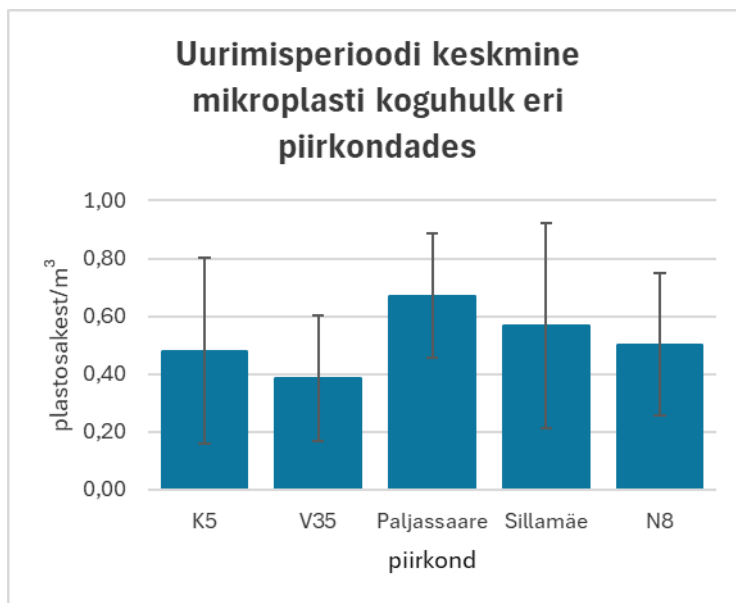
Tabel 1. Mikroplasti koguhulk ning osakeste jaotus kõikides piirkondades aastatel 2020-2024.

Piirkond	Aasta	Mikroplasti koguhulk (osakest/m ³)			Kiudude osakaal (%)	Tükkide osakaal (%)
		Mai/juuni	August	Aasta keskmine		
K5	2024	1.09	0.55	0.82	49	51
	2023	0.65	0.70	0.68	66	34
	2021	0.09	0.50	0.30	67	33
	2020	0.11	0.15	0.13	77	23
V35	2024	0.41	0.34	0.38	62	38
	2023	0.27	0.50	0.39	57	43
	2022	0.33	0.98	0.66	36	64
	2020	0.09	0.16	0.13	70	30
Paljassaare	2024	0.37	0.51	0.44	53	47
	2023	0.42	0.89	0.66	55	45
	2022	0.29	0.68	0.49	53	47
	2021	0.94	0.73	0.84	41	59
	2020	0.84	1.04	0.94	54	46
Sillamäe	2024	1.45	0.58	1.02	29	71
	2023	0.42	0.63	0.53	50	50
	2022	0.12	0.11	0.12	74	26
	2021	0.69	0.92	0.81	56	44
	2020	0.51	0.23	0.37	69	31
N8	2024	0.92	0.81	0.87	42	58
	2023	0.67	0.12	0.40	50	50
	2021	0.22	0.43	0.33	51	49

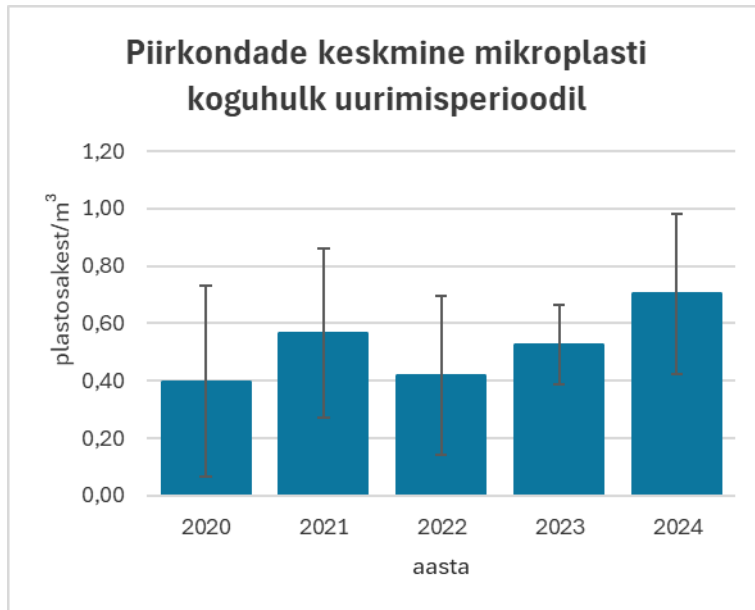
	2020	0.50	0.34	0.42	60	40
--	------	------	------	------	----	----

Joonisel 2 on näha erinevate piirkondade keskmised mikroplasti kogused koos standardhälbega. Proovivõtupiirkondadest leidis kõige rohkem mikroplasti osakesi Paljassaare juures, kus viie aasta keskmine mikroplasti kogus oli 0,67 osakest/m³. Kõige vähem leidis mikroplasti Väinameres (V35, 0,39 osakest/m³). Muutlikkus oli kõigis piirkondades suur, olles keskmiselt ±0,27 osakest/m³. Kõige rohkem erinesid mikroplasti kogused eri aastatel Sillamäel (±0,35 osakest/m³).

Aastate võrdluses olid mikroplasti koguhulgad kõige suuremad 2024. aastal, kus kõigi piirkondade keskmine väärtus oli 0,70 osakest/m³, nagu on näha joonisel 3. Väikseimad väärtused olid aastatel 2020 ja 2022, kus kuupmeetri kohta leiti vastavalt 0,40 ja 0,42 osakest. Aastate võrdluses oli keskmine muutlikkus ±0,26 osakest/m³. Kõige rohkem erinesid mikroplasti kogused 2020. aastal (±0,33 osakest/m³).

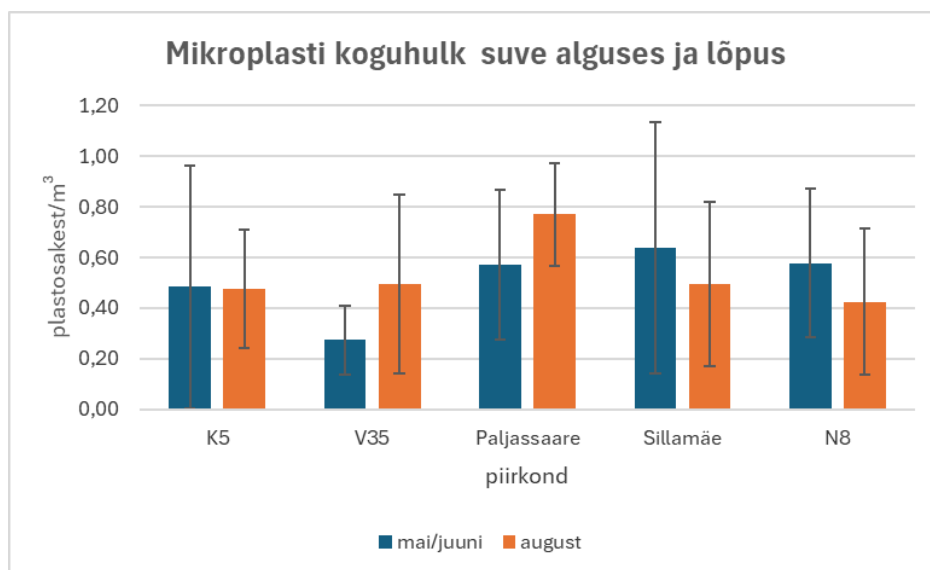


Joonis 2. Viie aasta keskmised mikroplasti koguhulgad (plastosakest/m³) koos standardhälbega.



Joonis 3. Mikroplasti keskmised koguhulgad (plastosaake/m³) koos standardhälbega uurimisperioodi jooksul.

Kõikide uuringuaastate keskmised mikroplasti koguhulkade väärtused eri piirkondades olid suve alguses ja lõpus erinevad, nagu on näha joonisel 4. Kõige suurem erinevus tuli välja Väinameres, kus mais/juunis oli keskmine mikroplasti kogus poole väiksem kui augustis, vastavalt 0,28 osakest/m³ ja 0,50 osakest/m³. Paljassaare piirkonnas leidis augustis keskmiselt 0,20 osakest/m³ rohkem kui suve alguses. Kõige sarnasemad väärtused eri kuudel olid Pärnu lahes, kus suve alguses ja lõpus leiti keskmiselt 0,49 ja 0,48 osakest/m³. Kuigi mikroplasti kogused olid piirkonniti suhteliselt erinevad, siis võrreldes omavahel suve algust ja lõppu leiti mikroplaste üldiselt sarnases koguses. Suve alguses keskmiselt 0,51 osakest/m³ ja suve lõpus 0,53 osakest/m³. Suurima muutlikkusega olid mikroplasti kogused mais/juunis K5 piirkonnas ($\pm 0,48$ osakest/m³) ja Sillamäel ($\pm 0,50$ osakest/m³). Väikseim muutlikkus oli mais/juunis V35 piirkonnas ($\pm 0,14$ osakest/m³). Keskmine muutlikkus mais/juunis oli $\pm 0,34$ osakest/m³ ja augustis $\pm 0,28$ osakest/m³.

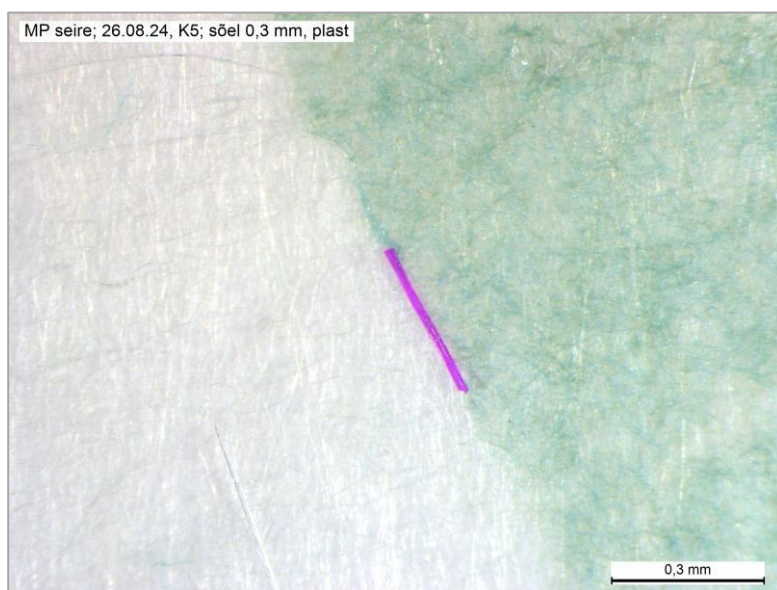


Joonis 4. Viie aasta keskmised mikroplasti koguhulgad (osakest/m³) koos standardhälbega mais/juunis ning augustis.

Mikroplasti osakesed jaotasin kuju järgi kiududeks ja tükkideks. Joonistel 5 ja 6 on näha 2024. aastal Paljassaare ja K5 piirkonnast leitud plastkiud. Joonisel 7 on tükkide alla kuuluv mikroplasti osake 2024. aasta N8 piirkonna proovist.



Joonis 5. Plastkiud 2024. aastal võetud Paljassaare piirkonna proovist.

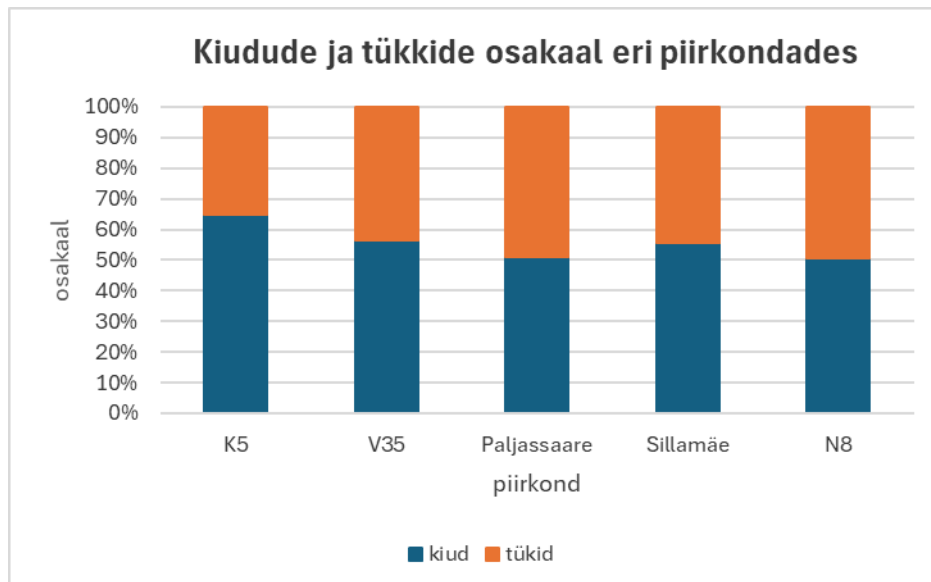


Joonis 6. Plastkiud 2024. aastal võetud K5 piirkonna proovist.

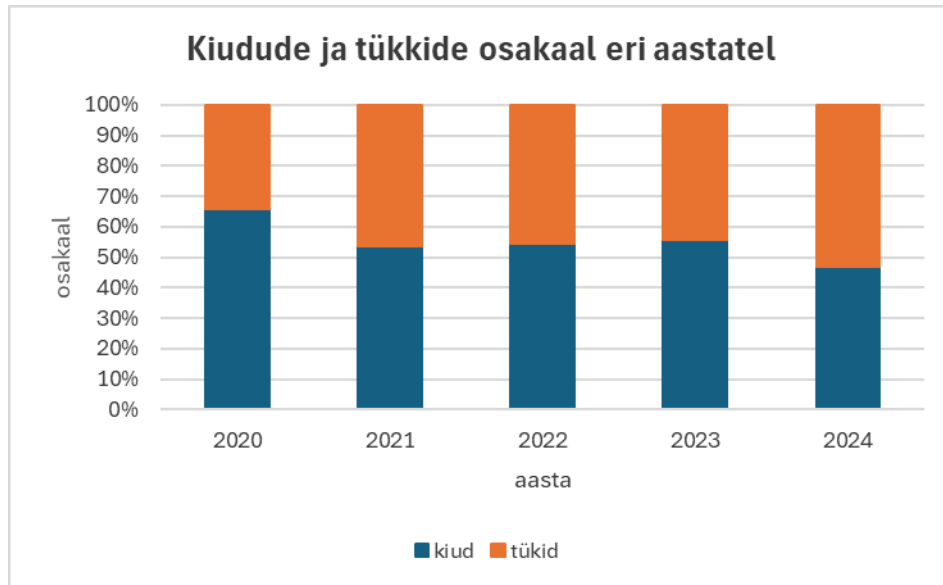


Joonis 7. Plasttükk 2024. aastal võetud N8 piirkonna proovist.

Joonisel 8 tõin välja mikroplasti osakeste jaotuse kuju järgi uurimisperioodi keskmiste väärtustena erinevates proovivõtupiirkondades. Enamikes piirkondades oli kiudude ja tükkide osakaal peaaegu võrdne. Kõige rohkem erines osakaal Pärnu lahes (K5), kus 65% leitud osakestest olid mikroplasti kiud. Nii Väinameres kui Sillamäel esines kiude 12% võrra rohkem kui tükke. Mikroplasti kiudude ja tükkide keskmine osakaal erinevatel aastatel on näha joonisel 9. Suurim erinevus oli aastal 2020, kus kiude leiti 66% ja tükke 34%. Järgnevatel aastatel muutus jaotus võrdsemaks – 2021. ja 2022. aastal moodustasid kiud 54% ja tükid 46%, 2023. aastal vastavalt 56% ja 44%. Kõigi piirkondade peale oli tükkide osakaal vähesel määral suurem ainult aastal 2024, kiude leiti sel ajal 47% ja tükke 53%.



Joonis 8. Mikroplasti kiudude ja tükkide viie aasta keskmine osakaal (%) proovivõtupiirkondades.



Joonis 9. Mikroplasti kiudude ja tükkide keskmine osakaal (%) eri aastatel.

Mikroplasti koguste suhtelise muutlikkuse hindamiseks arvutasin piirkondade kaupa variatsioonikordaja, mille olen välja toonud tabelis 2. Mida suurem on variatsioonikordaja, seda suurem on suhteline muutlikkus võrreldes piirkonna keskmise mikroplasti kogusega. Variatsioonikordaja arvutamiseks kasutasin valemit:

$$\frac{\text{piirkonna standardhälve}}{\text{keskmine mikroplasti kogus piirkonnas}} \times 100\%$$

Tabel 2. Variatsioonikordaja piirkondade kaupa.

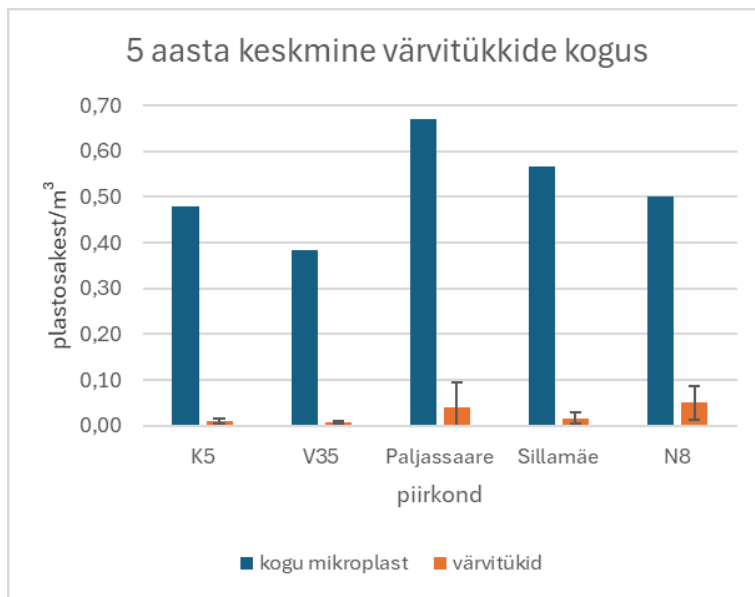
Piirkond	Keskmine mikroplasti kogus (osakest/m ³)	Standardhälve (± osakest/m ³)	Variatsioonikordaja (%)
K5	0,48	0,32	66,7
Sillamäe	0,57	0,36	62,3
V35	0,39	0,22	55,5
N8	0,51	0,25	48,8
Paljassaare	0,67	0,22	32,1

Suhteline muutlikkus oli kõige suurem K5 piirkonnas, kus variatsioonikordaja oli 66,7%. Sellele järgnes Sillamäe piirkond, kus variatsioonikordaja oli 62,3%. Kõige väiksem suhteline muutlikkus esines Paljassaares, kus variatsioonikordaja oli 32,1%.

Sellest saab järeldada, et kuigi Paljassaares oli keskmine mikroplasti kogus kõige suurem, olid seal tulemused suhteliselt stabiilsemad kui näiteks K5 või Sillamäe piirkonnas. K5 ja Sillamäe suurem

variatsioonikordaja näitab, et nendes piirkondades kõikus mikroplasti kogus aastate võrdluses rohkem ning üksikute proovide põhjal on nende piirkondade üldist seisundit keerulisem hinnata.

Proovide analüüsimise käigus märkisin ära ka värvitükid, mis loetakse mikroplasti alla. Joonisel 10 on näha piirkondade 2020.-2024. aasta keskmine värvitükkide kogus võrreldes mikroplasti kogusega. Värvitükkide osakaal proovides jäi tavaliselt 0-6% ehk 0-0,15 osakest/m³ juurde, keskmiselt oli mikroplasti osakestest värvitükke 3% ehk 0,02 osakest/m³. Erandina oli 2020. aasta augustis värvitükkide osakaal Sillamäe piirkonnas 14% ja Paljassaares 13%. Veel leidus värvitükke suuremal hulgal 2021. aastal suve alguses ja lõpus Narva lahes (33% ja 26%) ning suve lõpus Paljassaares (21%). Keskmine värvitükkide koguse muutlikkus oli $\pm 0,02$ osakest/m³.



Joonis 10. Viie aasta keskmine värvitükkide osakaal proovivõtupiirkondades.

5. Arutelu ja järeldused

Mikroplasti proovide kogumiseks on võimalik kasutada erinevaid proovivõtuvahendeid. See muudab uuringute tulemuste võrdlemise raskemaks, sest eri suurusega võrgusilmaga proovivõtuseadmeid kasutades satub proovi erinev kogus plastosakesi. Lisaks mõõdetakse plasti koguseid erinevates ühikutes (näiteks osakest/ m^3 , osakest/ m^2 , osakest/L või mg/m^3), mida on keeruline uuringuid võrreldes teisendada. Kasutasin Eesti rannikualade plastikoguste võrdlemiseks muude Läänemere aladega uuringuid, mis kasutasid proovivõtuks Manta võrku, lugesid mikroplasti alla osakesed suurusega alates 0,3 mm ja kasutasid mikroplasti koguste hindamiseks ühikut osakest/ m^3 .

2021. aastal lätlaste tehtud uuringus koguti proove eri piirkondadest Liivi lahes, Gotlandist ida pool ja Läti rannikupiirkondadest (Aigars jt., 2021). Liivi lahes olevatest rannikualadest leiti keskmiselt 0,8 osakest/ m^3 , Liivi lahe keskelt 0,4 osakest/ m^3 . Uuringus leitud mikroplasti kogused on võrreldavad nendega, mida leidsin mina Liivi lahes olevast K5 piirkonnast ja lähedal Väinameres asuvas V35 piirkonnas (keskmiselt 0,48 osakest/ m^3 K5 piirkonnas ja 0,39 osakest/ m^3 V35 piirkonnas). Läti merealadelt leitud mikroplasti hulgas oli kiude kokku 66% ja tükke 34%. Mina leidsin keskmiselt kiude 56% ja tükke 44%. Eesti ja Läti aladel on mõlemat uuringut võrreldes mikroplasti kogused sarnased, ka kiudude ja tükide osakaal on võrreldav. Aigars jt. tehtud uuringus leiti Gotlandist ida poole jäävast avamereosast 0,4 osakest/ m^3 ja Liivi lahest välja jäävatest rannikualadest 0,5 osakest/ m^3 . Ka nendes piirkondades ei erine mikroplasti kogused võrreldes Liivi lahega.

2014. aastal koguti mikroplasti proove Manta võrguga kaheteistkümnest piirkonnast Rootsi merealadelt – Põhjalahest, Stockholmi juurest, Gotlandi juurest ning Kattegati ja Skagerraki väinadest (Schönlau jt., 2020). Mikroplasti osakesi leiti 88% proovidest, keskmine plasti hulk proovides oli 0,04 osakest/ m^3 . Minul oli keskmine plastosakeste hulk kõigi piirkondade peale 0,53 osakest/ m^3 . 2014. aastal tehtud uuringus leiti Põhjalahe keskelt keskmiselt 0,05 osakest/ m^3 , Stockholmi juurest 0,02 osakest/ m^3 , Gotlandist läänepool 0,3 osakest/ m^3 ning Kattegati ja Skagerraki väinadest keskmiselt 0,03 osakest/ m^3 . Need kogused on palju väiksemad kui minu uuringus Eesti rannikualadelt leitud mikroplasti kogused.

Rootsi merealadelt leitud väiksemad mikroplasti kogused võivad tuleneda mitmest tegurist. Esiteks hõlmas uuring rohkem avamere- ja väinapiirkondi, kus lokaalne inimtegevuse mõju võib olla väiksem kui Eesti rannikualade proovivõtukohtades. Käesolevas töös uuritud jaamad paiknesid osaliselt reoveepuhastusjaamade väljalaskude ja jõesuudmete läheduses, kus mikroplasti sisend merre võib olla suurem. Teiseks võivad tulemusi mõjutada proovivõtu ajal valitsenud tuule-, lainetus- ja hoovustingimused, mis määravad, kas mikroplast koguneb pinnakihti või kandub proovivõtualalt eemale. Seetõttu ei saa üksnes nende kahe uuringu põhjal järeldada, et Eesti rannikumeri oleks üldiselt Rootsi merealadest rohkem mikroplastiga reostunud, kuid tulemused viitavad sellele, et Eesti uuritud rannikupiirkondades võivad mikroplasti kogused olla lokaalselt suuremad.

Aastatel 2020-2024 Eesti rannikualadelt leitud mikroplasti kogused on kooskõlas Mishra jt. (2025) järeldustega, mille põhjal on mikroplasti jaotus Läänemere idaosas ruumiliselt väga muutlik ning kõrgemad kontsentratsioonid esinevad sageli rannikulähedastes ja inimtegevusest mõjutatud piirkondades. Mishra jt rõhutasid, et mikroplasti jaotust mõjutavad lisaks saasteallikatele ka hüdrodünaamilised protsessid, näiteks tuul, hoovused, rannikulähedane üles- ja allavool ning osakeste ajutine kuhjumine. See aitab selgitada ka minu töös ilmnunud suuri aastate- ja piirkondadevahelisi erinevusi.

Töö tulemuste tõlgendamisel tuleb arvestada, et proovide arv oli suhteliselt väike ning mõnel aastal puudusid osade piirkondade andmed. Lisaks võivad üksikud kõrged või madalad väärtused mõjutada piirkonna aasta keskmist. Mikroplasti kontsentratsioon merevee pinnakihis võib lühikese aja jooksul oluliselt muutuda, mistõttu ei pruugi kaks proovivõttu aastas kirjeldada kogu hooajalist muutlikkust. Täpsemate järelduste tegemiseks oleks vaja siduda mikroplasti andmed proovivõtu ajal valitsenud tuule, lainetuse, hoovuste, veetaseme ja jõgede äravooluga.

Kokkuvõte

Eesti rannikualadel on mikroplasti kogused aastatel 2020-2024 olnud hüplikud. Plastosakeste arv samas piirkondades varieerub aastate jooksul ja kindlat koguste suurenemise või vähenemise trendi pole näha.

Käesoleva bakalaureusetöö eesmärk oli hinnata mikroplasti koguste muutumist Eesti rannikuvete merevee pinnakihi viie aasta jooksul ning võrrelda mikroplasti ruumilist ja ajalist jaotust erinevates seirepiirkondades. Töö põhines TalTechi Meresüsteemide Instituudi mikroprügi seireandmetel, mille käigus on kogutud proove Eesti mereala erinevatest piirkondadest, sealhulgas Soome lahest, Narva ja Pärnu jõe suudmealadelt, Liivi lahest ja Väinamerest.

Tulemused näitasid, et mikroplasti kogused Eesti rannikuvetes on ajas ja ruumis muutlikud. Mikroplasti kontsentratsioonid ei jaotu uuritud aladel ühtlaselt, vaid sõltuvad tõenäoliselt nii kohalike allikate mõjust kui ka piirkondlikest keskkonnatingimustest. Suuremaid mikroplasti koguseid esines üldiselt inimtegevusest rohkem mõjutatud piirkondades, näiteks suuremate linnade, reoveepuhastusjaamade väljalaskude ja jõesuudmete läheduses. Madalamaid sisaldusi leiti piirkondades, kus otsene inimõju on väiksem või kus osakesed võivad hüdrodünaamiliste tingimuste tõttu kiiremini edasi kanduda.

Viieaastase võrdluse põhjal ei saa mikroplasti koguste muutumist kirjeldada lihtsa ühesuunalise kasvava või kahaneva trendina. Erinevatel aastatel ja seirejaamades esines nii osakeste arvu suurenemist kui ka vähenemist. See viitab sellele, et mikroplasti sisaldust merevee pinnakihi mõjutavad lisaks võimalikele saasteallikatele ka ajutised ja kohalikud tegurid, näiteks tuul, hoovused, lainetus, veetaseme muutused ning jõgede äravool. Seetõttu võib ühes ja samas piirkonnas mõõdetud mikroplasti kogus eri aastatel oluliselt erineda.

Töö tulemused kinnitavad, et mikroplasti uurimisel on oluline jätkata pikaajalist ja ühtse metoodikaga seiret. Samade jaamade korduv uurimine võimaldab võrrelda eri aastate tulemusi ning hinnata võimalikke muutusi Eesti mereala mikroplastireostuses. Samas ei piisa osakeste arvu muutuste põhjuste selgitamiseks ainult mikroplasti kontsentratsioonide võrdlemisest. Edaspidi on oluline lisada analüüsi ka uuritavate alade hüdroloogilised ja keskkonnatingimused, et paremini seostada mikroplasti liikumist, kuhjumist või uurimisalalt ärakandmist konkreetsete keskkonnaprotsessidega.

Kokkuvõttes näitas töö, et mikroplast on Eesti rannikuvetes püsivalt esinev, kuid väga muutliku jaotusega reostusvorm. Mikroplasti koguste hindamiseks ja muutuste mõistmiseks on vajalik nii regulaarne seire kui ka keskkonnatingimuste arvestamine. Selline lähenemine aitab paremini mõista mikroplasti levikut Eesti merealadel ning toetab edasisi otsuseid merekeskkonna seisundi hindamisel ja plastireostuse vähendamisel.

Kirjanduse loetelu

- Aigars, J., Barone, M., Suhareva, N., Putna-Nimane, I. ja Dimante-Deimantovica, I. (2021). Occurrence and spatial distribution of microplastics in the surface waters of the Baltic Sea and the Gulf of Riga. *Marine Pollution Bulletin*, 172. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112860>
- Andrady, A. L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 62(8), 1596–1605. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.05.030>
- Ayankoya, Y. A., Buhhalko, N., Pachel, K., Lember, E., Drenkova-Tuhtan, A. ja Heinlaan, M. (2025). Microplastics in Estonian wastewater treatment plants: First evaluation of baseline concentrations and stage-wise removal efficiency. *Aquatic Toxicology*, 281. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2025.107305>.
- Beiras, R., Verdejo, E., Campoy-López, P. ja Vidal-Liñán, L. (2021). Aquatic toxicity of chemically defined microplastics can be explained by functional additives. *Journal of Hazardous Materials*, 406. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124338>
- Chubarenko, I., Bagaev, A., Zobkov, M., ja Esiukova, E. (2016). On some physical and dynamical properties of microplastic particles in marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 108(1–2), 105–112. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.04.048>
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C. ja Galloway, T. S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), 2588–2597. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025>
- De Falco, F., Gullo, M. P., Gentile, G., Di Pace, E., Cocca, M., Gelabert, L., Brouta-Agnés, M., Rovira, A., Escudero, R., Villalba, R., Mossotti, R., Montarsolo, A., Gavignano, S., Tonin, C., ja Avella, M. (2018). Evaluation of microplastic release caused by textile washing processes of synthetic fabrics. *Environmental Pollution*, 236, 916–925. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.10.057>
- European Bioplastics. (2018). *Europe's bioplastics industry needs a level playing field*. <https://www.european-bioplastics.org/europes-bioplastics-industry-needs-a-level-playing-field/>
- European Commission. (2023). *Commission Regulation (EU) 2023/2055 - Restriction of microplastics intentionally added to products*. https://single-market-economy.ec.europa.eu/sectors/chemicals/reach/restrictions/commission-regulation-eu-20232055restriction-microplastics-intentionally-added-products_en
- European Commission. (2020). *A new Circular Economy Action Plan For a cleaner and more competitive Europe*. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex:52020DC0098>
- European Commission. (2018). *European Commission-Press release Plastic Waste: a European strategy to protect the planet, defend our citizens and empower our industries*. https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/en/ip_18_5
- European Commission. (2015). *Closing the loop- An EU action plan for the Circular Economy*. <https://eurlex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex:52015DC0614>

- Fagiano, V., Compa, M., Alomar, C., Morató, M. ja Deudero, S. (2023). The hyperbenthic environment: A forgotten habitat for plastic pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 194. 10.1016/j.marpolbul.2023.115291
- Hahladakis, J. N., Velis, C. A., Weber, R., Iacovidou, E., ja Purnell, P. (2018). An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling. *Journal of Hazardous Materials*, 344, 179–199. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.10.014>
- Lares, M., Ncibi, M. C., Sillanpää, M., ja Sillanpää, M. (2018). Occurrence, identification and removal of microplastic particles and fibers in conventional activated sludge process and advanced MBR technology. *Water Research*, 133, 236–246. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.01.049>
- Lind, K., Buhhalko, N. ja Lips, U. (2025). Mikroprügi sisalduste seire merevee pinnakihist ja mere põhjasetetest 2024.
- Lind, K., Buhhalko, N. ja Lips, U. (2024). Mikroprügi sisalduste seire merevee pinnakihist ja mere põhjasetetest 2023.
- Lind, K., Buhhalko, N. ja Lips, U. (2023). Mikroprügi sisalduste seire merevee pinnakihist ja mere põhjasetetest 2022.
- Lind, K., Buhhalko, N. ja Künnis-Beres, K. (2022). Mikroprügi sisalduste seire merevee pinnakihist ja mere põhjasetetest 2021.
- Lind, K., Buhhalko, N. ja Künnis-Beres, K. (2021). Mikroprügi sisalduste seire merevee pinnakihist ja mere põhjasetetest 2020.
- Lind, K., Buhhalko, N. ja Künnis-Beres, K. (2020). Mikroprügi sisalduste seire merevee pinnakihist ja mere põhjasetetest 2019.
- Lind, K., Turov, P., Buhhalko, N. ja Lips, I. (2019). Mikroprügi sisalduste seire merevee pinnakihist ja mere põhjasetetest 2018.
- Meyers, N., Kopke, K., Buhhalko, N., Mattsson, K., Janssen, C., Everaert, G. ja De Witte, B. (2024). Value for money: a cost-effectiveness analysis of microplastic analytics in seawater. *Microplastics and Nanoplastics*, 4. <https://doi.org/10.1186/s43591-024-00081-x>
- Mishra, A. (2025). Pathways and Distribution of Microplastic in the Eastern Baltic Sea [TalTech Press]. <https://doi.org/10.23658/taltech.36/2025>
- Mishra, A., Siht, E., Väli, G., Liblik, T., Buhhalko, N. ja Lips, U. (2025). *Frontiers in Marine Science*, 11, 1–17. 10.3389/fmars.2024.1524585.
- Osman, D. M., Yuan, W., Shabaka, S., Nyaga, M. P., Geng, J., Yu, Y., ja Yang, Y. (2023). The threat of micro/nanoplastic to aquatic plants: current knowledge, gaps, and future perspectives. *Aquatic Toxicology*, 265. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2023.106771>
- Oztekin, A., ja Bat, L. (2017). Microlitter Pollution in Sea Water: A Preliminary Study from Sinop Sarikum Coast of the Southern Black Sea. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 17(6).

https://doi.org/10.4194/1303-2712-v17_6_37

- Paço, A., Jacinto, J., da Costa, J. P., Santos, P. S. M., Vitorino, R., Duarte, A. C., ja Rocha-Santos, T. (2019). Biotechnological tools for the effective management of plastics in the environment. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 49(5), 410–441. <https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1548862>
- Pico, Y., Alfarhan, A., ja Barcelo, D. (2019). Nano- and microplastic analysis: Focus on their occurrence in freshwater ecosystems and remediation technologies. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*, 113, 409–425. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.08.022>
- Picó, Y., ja 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>
- Thompson, R., Olson, Y., Mitchell, R., Davis, A., Rowland, S., John, A., McGonigle, D. ja Russell, A. (2004). Lost at Sea: Where Is All the Plastic?. *Science*, 304(5672), 838. 10.1126/science.1094559
- Sakuragi, Y., Takada, H., Sato, H., Kubota, A., Terasaki, M., Takeuchi, S., Ikeda-Araki, A., Watanabe, Y., Kitamura, S. ja Kojima, H. (2021). An analytical survey of benzotriazole UV stabilizers in plastic products and their endocrine-disrupting potential via human estrogen and androgen receptors. *Science of the Total Environment*, 800. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149374>
- Schönlau C., Karlsson T., Rotander A., Nilsson H., Engwall M., van Bavel B. ja Kärrman A. (2020). Microplastics in sea-surface waters surrounding Sweden sampled by manta trawl and in-situ pump. *Marine Pollution Bulletin*, 172. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111019>
- Setälä, O., Magnusson, K., Lehtiniemi, M. ja 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>
- She, J., Buhhalko, N., Lind, K., Mishra, A., Kikas, V., Costa, E., Gambardella, C., Montarsolo, A., Faimali, M., Garaventa, F. ja Lips, I. (2022). Uncertainty and Consistency Assessment in Multiple Microplastic Observation Datasets in the Baltic Sea. *Marine Pollution*, 9. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.886357>
- Silva, A. B., Bastos, A. S., Justino, C. I. L., da Costa, J. P., Duarte, A. C., ja Rocha-Santos, T. A. P. (2018). Microplastics in the environment: Challenges in analytical chemistry - A review. *Analytica Chimica Acta*, 1017, 1–19. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2018.02.043>
- Zhang, L., Zhang, S., Guo, J., Yu, K., Wang, Y., ja Li, R. (2020). Dynamic distribution of microplastics in mangrove sediments in Beibu Gulf, South China: Implications of tidal current velocity and tidal range. *Journal of Hazardous Materials*, 399. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122849>
- Zhang, S., Wang, J., Liu, X., Qu, F., Wang, X., Wang, X., Li, Y. ja Sun, Y. (2019). Microplastics in the environment: A review of analytical methods, distribution, and biological effects. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 111, 62-72. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.12.002>

Tian, Z., Zhao, H., Peter, K., Gonzalez, M., Wetzel, J., Wu, C., Hu, X., Prat, J., Mudrock, E., Hettinger, R., Cortina, A., Biswas, R., Vinicius, F., Kock, C., Soong, R., Jenne, A., Du, B., Hou, F., He, H., Lundeen, R., Gilbreath, A., Sutton, R., Scholz, N., Davis, J., Dodd, M., Simpson, A., McIntyre, J. ja Kolodziej, E. (2020).

A ubiquitous tire rubber–derived chemical induces acute mortality in coho salmon. *Science*, 371, 185–189. 10.1126/science.abd6951

UNEP. (2025). *Plastic Pollution*. <https://www.unep.org/plastic-pollution>

UNEP. (2016). *Marine plastic debris and microplastics – Global lessons and research to inspire action and guide policy change*. <https://www.unep.org/resources/publication/marine-plastic-debris-andmicroplastics-global-lessons-and-research-inspire>

Lisa
rektori 07.04.2020 käskkirjale nr 1-8/17

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks¹

Mina, Iida Virunurm

1. Annan Tallinna Tehnikaülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose
Mikroplastid Eesti rannikuvetes: viieaastane võrdlev uuring mikroplastide kogustest merevee pinnakihis,

mille juhendajad on Natalja Buhhalko ja Kati Lind,

1.1 reprodutseerimiseks lõputöö säilitamise ja elektroonse avaldamise eesmärgil, sh Tallinna
Tehnikaülikooli raamatukogu digikogusse lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja
lõppemiseni;

1.2 üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tallinna Tehnikaülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas
Tallinna Tehnikaülikooli raamatukogu digikogu kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja
lõppemiseni.

2. Olen teadlik, et käesoleva lihtlitsentsi punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.

3. Kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse
seadusest ning muudest õigusaktidest tulenevaid õigusi.

25.05.26

¹ Lihtlitsents ei kehti juurdepääsupiirangu kehtivuse ajal vastavalt üliõpilase taotlusele lõputööle juurdepääsupiirangu kehtestamiseks, mis on allkirjastatud teaduskonna dekaani poolt, välja arvatud ülikooli õigus lõputööd reprodutseerida üksnes säilitamise eesmärgil. Kui lõputöö on loonud kaks või enam isikut oma ühise loomingulise tegevusega ning lõputöö kaas- või ühisautor(id) ei ole andnud lõputööd kaitsvale üliõpilasele kindlaksmääratud tähtjaks nõusolekut lõputöö reprodutseerimiseks ja avalikustamiseks vastavalt lihtlitsentsi punktidele 1.1. ja 1.2, siis lihtlitsents nimetatud tähtja jooksul ei kehti.