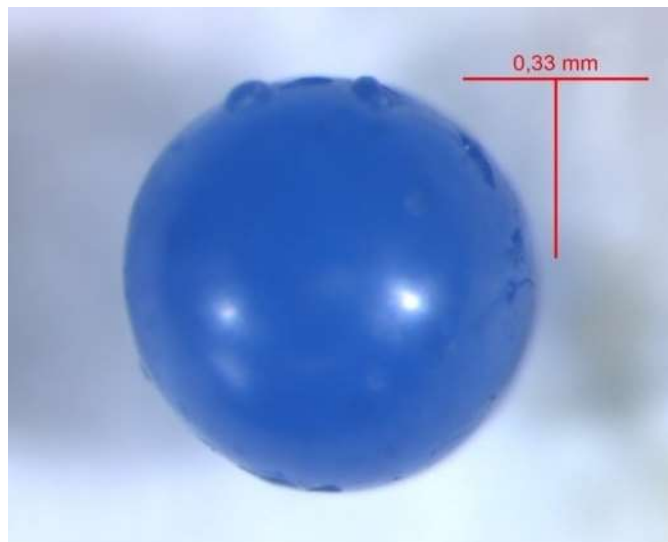


Mikroplasti allikad ja levikuteed Eesti rannikumerre, potentsiaalne mõju pelaagilistele ja bentilistele organismidele

Leping 4-1/18/30, 23.03.2018

LÕPPARUANNE



Inga Lips, Polina Turov, Kati Lind, Natalja Buhhallo, Hasara Thennakoon

Tallinna Tehnikaülikool
2020

SISUKORD

LÜHENDID	3
1. Sissejuhatus.....	4
1.1 Taust	4
1.2 Mikroplasti definitsioon	4
1.3 Töö eesmärk	5
2. Ülevaade võimalikest primaarse ja sekundaarse mikroplasti merekeskkonda sattumise allikatest Eesti rannikualal.....	5
2.1 Kosmeetika ja hügieenitooted	5
2.2 Plastitööstused	6
2.3 Sünteetiline tekstiil	6
2.4 Transport (teede märgistus ja rehvide kulumine)	6
2.5 Ehitus	7
2.6 Kunstmuruga väljakud	7
2.7 Kalandus, merendus, mereturism	7
2.8 Tööstused	8
3. Ülevaade võimalikest primaarse ja sekundaarse mikroplasti merekeskkonda sattumise levikuteedest Eesti rannikualal	8
3.1 Reoveepuhastusjaamad – heitvesi ja reoveesete	8
3.2 Sademevesi ja lume äravedu asulatest	8
3.3 Atmosfääri depositsioon	9
3.4 Jõesed	9
3.5 Sadamad	10
3.6 Rannad	11
4. Kirjanduse ülevaade mikroplasti kogustest Läänemere keskkonnas.....	11
4.1 Mikroplast vees	11
4.2 Mikroplast merepõhja setetes	13
4.3. Mikroplast rannaliivas	14
4.4. Mikroplast elustikus	15
5. Mikroplasti esinemine Eesti merekeskkonnas.....	18
5.1 Mikroplast mere pinnakihis	18
5.2 Mikroplast veesambas	19
5.3 Mikroplast elustikus	19
6. Mikroplasti levikuteed Eesti rannikumerre.....	22
6.1 Reoveepuhastusjaamad	22
6.2 Jõesed	23

6.3 Tööstus- ja linnasadamad	27
6.4 Sademevesi	29
6.5 Supelrannad.....	30
7. Eesti rannikumere veepinna ja settes oleva mikroprügi seire andmed võrrelduna kogutud potentsiaalsete mikroplastide levikuteede andmetega.	33
8. Hinnang tegevuse tulemuslikkusele	34
Kasutatud kirjandus	35
Lisa 1. Fotod.....	39
Lisa 2. Mikroplasti proovide kogumise ja analüüsimise meetodikad	43
1. Veestamm	43
2. RVPJ heitvesi, jõed, sadamate akvatoorium ja sademevesi.....	43
3. Liiv	43
4. Elustik.....	44
5. Kvaliteedikontroll	45

LÜHENDID

MP	mikroplast
FTIR	Fourier' teisendusega infrapunaspektroskoop
PC	polükarbonaat
PS	polüstüreen
PP	polüpropeen
PET	polüetüleentereftalaat
PE	polüeteen
PBT	polübutüleentereftalaat
PVA	polüvinüülatsetaat
PA	polüamiid
PMMA	polümetüülmetakrülaad
PVC	polüvinüülkloriid
ACR	akrüülpolümeer
PCB	polüklooritud bifenüülid

1. Sissejuhatus

1.1 Taust

EL merestrateegia raamdirektiiv (MSRD, 2008/56/EÜ) kohustab liikmesriike koostama meetmekava, mille rakendamine aitab saavutada või säilitada merealade head keskkonnaseisundit (HKS) aastaks 2020. Valitsus kinnitas Eesti merestrateegia meetmekava 23. märtsil 2017. aastal. Meetmekavas on välja pakutud meetmed, mis on vajalikud kehtestatud keskkonnaalaste sihtide ja HKS taseme saavutamiseks aastaks 2020.

Vastavalt Eesti merestrateegia meetmekavale on vajalik läbi viia uuringud mikroplasti allikate, leviku ja mõju kohta merekeskkonnas, mis aitaksid tulevikus täpsustada nii keskkonnalaseid sihte, HKS tasemeid kui ka välja pakkuda suunatud meetmeid konkreetsete probleemide lahendamiseks. 2018. aasta seisuga oli uuritud vaid merepinna, veesamba ja merepõhja ülemiste kihtide mikroprügi koguseid. Täielikult puudusid andmed mikroprügi koguste ja omaduste kohta mereorganismides.

Mikroprügi kahjulikkus mereloomadele väljendub mitmel viisil. Olles samas suurusjärgus paljude mereorganismidega, võib mikroprügi osutada toiduobjektiks filtreerijatele, detriivooridele ja settetoidulistele organismidele, aga ka vähilaadsetele, kaladele, veelindudele ning imetajatele. Mikroprügist toitumine võib põhjustada lämbumist, nälgimist, füüsilisi vigastusi ja erinevate organite ummistusi ning samuti on mikroprügi üheks toksiliste ainete transportivektoriks (Cole jt, 2014; Rochman jt, 2015). Mikroprügi võib sisaldada ja absorbeerida ümbritsevast veekeskkonnast ohtlikke aineid – nt raskmetalle (Zn, Cu, Hg ja Ni) ning püsivaid orgaanilisi saasteaineid (pestitsiidid DDT, PCB). Plastid on juba eelnevalt töödeldud mitmesuguste organismidele toksiliste ainetega – monomeerid ja oligomeerid, bifenool-A, ftalaadid, tuletõkkelised ja antimikroobsed ained (Teuten jt, 2007). Selliseid aineid looduslikult merekeskkonnas ei esine ning plast on suure tõenäosusega nende ühendite vektoriks toiduahelas. Seega võib saastunud mikroprügist toitudes toimuda keskkonnas esineda võivate toksiliste ainete transport kõrgematele troofilistele tasemetele, jõudes lõppkokkuvõttes ka inimese toidulauale. Üldnimetatud põhjustel on mikroplasti allikate, mikroplasti keskkonnas esinemise, edasikande ja mõjude uurimine Läänemeres oluline ja vajalik.

1.2 Mikroplasti definitsioon

Mikroprügiks loetakse alla 5 mm diameetriga tehislikke mikroskoopilisi materjaliosakesi, mis omakorda jagunevad suuremaks mikroprügiks (1-5 mm) ja väiksemaks mikroprügiks (<1 mm). Sellised osakesed võivad olla plast, kumm, töödeldud puitmaterjal, klaas, metall või sünteetiline tekstiil. Hinnanguliselt moodustab plast 60-80% merre sattunud prügist (Thevenon jt, 2014), kus see laguneb füüsikaliste (lainetus, UV kiirgus), keemiliste või bioloogiliste mõjutuste tagajärjel, aga ka otsese eraldumise teel, väiksemateks osakesteks. Merekeskkonda satub väikesemõõtmeline plast (mikroplast) mitmel viisil – sademe- ja heitvetest, tööstusest, kalandusest, turismist, laevandusest ja otsese merre heitmise või suurema prahi lagunemise teel.

Mikroplasti jaotatakse päritolu järgi primaarseks ja sekundaarseks, kusjuures suur osa keskkonnas olevast mikroplastist on sekundaarset päritolu ehk tekkinud suuremate plastosakeste

lagunemisel ja/või fragmenteerumisel. Primaarseks loetakse seda mikroplasti, mis toodetakse tahtlikult väikesemõõtmeliseks ning mida kasutatakse kas erinevates toodetes või toormena plastitööstustes. Üheks primaarse mikroplasti allikaks peetakse erinevaid kosmeetika-, hügieeni- ja puhastustooteid, millesse on plastosakesi lisatud nende kooriva või abrasiivse iseloomu tõttu. Teiseks oluliseks primaarse mikroplasti allikaks on erinevad plastitööstused, kus toormaterjalina kasutatakse väikesemõõtmelisi plastpelleteid. Väga oluliseks sekundaarse mikroplasti allikaks peetakse autorehvide, teekatte ja -märgistuse kulumisel vabanevaid osakesi. Käesoleva projekti raames seda mikroplasti kategooriat ei käsitleta.

Teiseks suurimaks sekundaarse mikroplasti allikaks on sünteetiline tekstiil ning sellest kasutamise ja hoolduse käigus vabanevad kiud. Samuti on kõrgendatud tähelepanu all hüljatud või kaotatud kalapüügivahendid (võrgud, vahtplastpoid, plastmärgised jne), mis merekeskkonnas aja jooksul lagunevad.

1.3 Töö eesmärk

Projekti üheks eesmärgiks oli kirjeldada mikroplasti peamisi allikaid ja merekeskkonda sattumise võimalikke teekondi Eestis ning toetada seeläbi vajalike ennetusmeetmete väljatöötamist ja rakendamist. Teiseks eesmärgiks oli koguda andmeid kogu merekeskkonnast (nii vee pinnakihist, veesambast kui setete ülemisest kihist) ja valitud mereelustikus (pelaagiline kala, bentilise eluviisiga kala, põhjaloomastik) leiduva mikroplasti koguste ja omaduste kohta. Eesmärkide täitmiseks koguti projekti raames proove viiest potentsiaalsest allikast/levikuteest – suuremad, oma heitvett merre juhtivad reoveepuhastusjaamad (RVPJ), valik merre suubuvaid jõgesid, tööstussadamad ja avalikult kasutatavad supelrannad, samuti üks sademevee merrelaskme piirkond Tallinnas (Mustjõgi). Jõgede uuringualad on valitud eesmärgiga, et need esindaksid nii inimõjuga kui ka olulise otsese inimõjuta jõelõike. Projektis kasutatud proovivõtu- ja analüüsimetoodikad on kirjeldatud lisa 2.

2. Ülevaade võimalikest primaarse ja sekundaarse mikroplasti merekeskkonda sattumise allikatest Eesti rannikualal

2.1 Kosmeetika ja hügieenitooted

Plasti kasutamine kosmeetikatööstuses on põhjendatav selle odavuse ja vastupidavusega ning omadusega pikendada mõnede toodete säilivusaega. Kosmeetikatooted võivad koosneda 0,5-5% ulatuses mikroplastidest, mis on keskmiselt suurusega 250 µm (GESAMP, 2016). Mikroplasti leidub hambapastades, šampoonides, küünelakkides, päiksekaitsekreemides, lauvärvides, juukselakkides, koorivates näopesuvahendites, ihupiimades, kreemides ja teistes kosmeetikatoodetes. Mikroplastide potentsiaalse ohu tõttu on Ameerika Ühendriikides, Kanadas, Austraalias, Inglismaal, Prantsusmaal, Itaalias ja Rootsis kehtestatud õigusaktid, mis keelustavad mikroplasti graanulite kasutamise mahapestavates kosmeetika- ja hügieenitoodetes (Rochman jt, 2015; balticeye.org/en/pollutants/swedish-ban-on-microplastics-in-cosmetics/).

Eestis on üle 30 kosmeetikatootja, kes on disaininud oma tooted looduslikest toorainetest ilma mikroplasti lisamata. Samas imporditakse Eestisse erinevaid kosmeetikatooteid, mis sisaldavad mikroplasti. Käesolevaks hetkeks puudub viimase aja ülevaade nende toodete turustamise ja

kasutamise mahtudest, kuid Euromonitor (2015) andmetel ulatus Eestis mikroplasti sisaldus kasutatavates kosmeetika- ja hügieenitoodetes 2013. aastaks 0,93 g inimese kohta aastas (1,30 t/valgala kohta aastas) ning see number näitas ennustumudelites tõusutrendi (https://www.su.se/polopoly_fs/1.334609.1496131241!/menu/standard/file/PBmikroplastENG_webb.pdf). Mikroplasti osakesed võivad jõuda olmeheitveega keskkonda kus need ei lagune täielikult ega lahustu. Kõige tavapärasemad plastid, millega inimene igapäevaselt kokku puutub, on polüetüleen (PE), polüpropüleen (PP), polüetüleen-tetraftalaat (PET), nailon -12, nailon -6 ja polüüretaan.

2.2 Plastitööstused

Plastitööstused kasutavad toormaterjalina plastpelleteid, mida leitakse sageli rannast (nn merineitsi pisarad). Plasttoodete toorainet transporditakse maismaa- või meretransporti kasutades ning sageli tekivad kaod toorme transportimisel ja/või ümberlaadimisel. Norras moodustab kadu hinnanguliselt 0,04% plastgraanulite kogutoodangust (Sundt jt, 2014), Taanis on see hinnatud 0,0113% (Lassen jt, 2015). Eestis hetkel taolised andmed puuduvad.

Eesti kummi- ja plastitööstuse moodustavad umbes 200 peamiselt väikese ja keskmise suurusega ettevõtet. Esindatud on kõik põhilised plasti töötlemise tehnoloogiad – survevalu, ekstrusioon, puhumine, rotatsioonvormimine, vaakumvormimine, mehaaniline töötlemine, vahttoodete vormimine ja erinevate plasttoodete valmistamine. Suuremad ettevõtted asuvad Tallinnas ja Harjumaal (ligi pool töötajaskonnast), Saaremaal ja Tartumaal, kuid üsna palju töötajaid on ka Hiiumaal (MKM majandusülevaade 2015). Eestis esinevate plastitööstuste kaardistamine näitas, et vaid Hiiumaa plastitööstused asuvad merele suhteliselt lähedal ning sealsetes ranniku(mere) piirkondades oleks põhjust pilootuuringu läbiviimiseks, hindamaks võimalikku tööstusest tulenevat mikroplasti keskkonnareostust.

2.3 Sünteetiline tekstiil

Sünteetilisi polümeere kasutatakse erinevate tekstiilide tootmiseks, sest need on vastupidavamad võrreldes looduslike polümeeridega nii niiskuse eest kaitsel, määrdumisel kui mehaaniliste vigastuste tekkimisel. On leitud, et ühe pesukorraga eraldub sünteetilisest riideesemest keskmiselt 1 900 mikroküdu, mis satuvad läbi kanalisatsiooni reoveepuhastusjaamadesse või läbi puhastamata reovee otse keskkonda (Browne jt, 2011). Pesupesemisel eralduvate sünteetiliste polümeeride merre jõudmist vähendaks spetsiaalsete filtrite paigaldamine pesumasinatest väljuvale kanalisatsioonitorule.

2.4 Transport (teede märgistus ja rehvide kulumine)

Transpordist tingitud (autorehvide, teekatte ja -märgistuse kulumine) mikroplasti reostuskoormust peetakse üheks suuremaks mikroplasti allikaks Euroopas (Hann jt, 2018). Antud reostuse uurimisel tuleb arvesse võtta väga palju erinevaid tegureid – transpordil vabanenud mikroplasti levik tuule, sademevee, jõevee, pinnase transpordi ja reoveepuhastusjaamade kaudu. Läbi transpordi keskkonda sattuvad mikroplasti osakesed on väga väikesed (<80 µm; nt Kole jt, 2017) ning jäävad sageli seetõttu erinevate uuringute fookusest välja. Kuna erinevaid tegureid ja muutujaid on palju, siis kasutatakse transpordi kaudu

keskkonda paisatud mikroplasti koguste hindamiseks enamasti mudelarvutusi, mis võtavad arvesse rahvaarvu ja autode (eraldi sõiduautode ja maasturite) arvu ning eksperimentaalselt saadud tulemused rehvide, teekatte ja -märgistuse kulumise kohta.

2.5 Ehitus

Ehitustöödel kasutatakse kolme peamist plasti. Polüvinüülkloriidi (PVC) kasutatakse enamasti torude, aknaraamide, põrandate ja seinakatete tootmisel. Polüetüleen (PE) leidub ka torudes ja kaablite isolatsioonis ning polüstüreeni (PS) toodetakse enamasti isolatsioonivahu jaoks (PlasticsEurope 2012). Vahtpolüstüreeni (EPS) kasutatakse laialdaselt torude, katuse ja seinte soojustamisel, kuid ka majade vundamentide ehituses. EPS puruneb ehituse ajal hõlpsalt ja võib selle madala tiheduse tõttu ümbruskonda laiali lennata. Pärast keskkonda sattumist puruneb EPS väiksemateks tükkideks. Ehitustööde või hooldustööde käigus, näiteks plastpindade saagimine, lihvimine ja puurimine, eralduvad mikroplastilised osakesed. Rootsisis on sisetolmu kontsentratsioon ehitusplatsidel piiratud töötajate mugavuse huvides maksimaalselt 10 mg m^{-3} (Christensson jt, 2012). Selle normi saavutamiseks kasutatakse tolmuosakeste püüdmiseks mitmeid lahendusi, mis piiravad mikroplasti levikut siseruumide tingimustes. Välistolmu piiranguid pole sätestatud ning eralduvad osakesed hajuvad laiali tuule ja vihmaga (Verschoor jt, 2014a).

2.6 Kunstmuruga väljakud

Kunstmurukatteid kasutatakse erinevatel väljakutel, nt jalgpalli- ja tenniseväljakud ning golfväljakud, samuti mänguväljakutel, eriotstarbelistes sisehallides ja eramajapidamistes. Kunstmuru kasutamise eeliseid on mitmeid ja sellest tulenevalt on kunstmurukatete tootmine aastatega kasvanud. Kunstmuruväljaku kasutamine jalgpalli- ja teistel spordiväljakutel pikendab mänguhooaega, kuna see on vastupidav, pehme, ühtlane ja ilmastikukindel. Tavaline kunstmuru materjal on polüpropüleen (PP), polüamiid 6, polüolefiini ja/või polüuretaani (PUR) segu. Lisaks kunstmurukatele kasutatakse selle paigaldamisel täitematerjalina kummipuru, mis on samuti mikroplasti allikaks. Rootsisis on hinnatud kunstmuruväljakute kulumiskaoks $0,38\text{-}0,63 \text{ kg m}^{-2}$ aastas (Magnusson jt, 2016). Eestis sellised hinnangud puuduvad. Kunstmurust eralduvad plastosakesed võivad sattuda merre koos lume või sademeveega.

2.7 Kalandus, merendus, mereturism

Mikroplasti graanuleid kasutatakse sageli nn liivapritsi süsteemides laevakerede puhastamiseks. Hetkel puudub teave, kas sellist praktikat rakendatakse ka Eestis. Lisaks sellele satub mikroplast merekeskkonda läbi laevakerede (nii suured alused kui purjepaadid) puhastamise pealiskasvust ja vanast värvist. Kui puhastamisel ei tagata kogu eemaldatava materjali kokkukogumist, siis võivad eraldunud värviosakesed sattuda ümbritsevasse keskkonda, sh merre.

Hüljatud püügivahendid on üheks võimalikuks sekundaarse mikroplasti allikaks. Hüljatud kalapüügivahendite vastuvõtmine Eesti sadamates on veel puudulikult reguleeritud ja kontrollitud. Endise keskkonnaministri Siim Kiisleri sõnul (www.envir.ee/et/uudised; 18.05.2018) võetakse jäätmeid vastu vaid 23-s sadamas registris olevast 221-st.

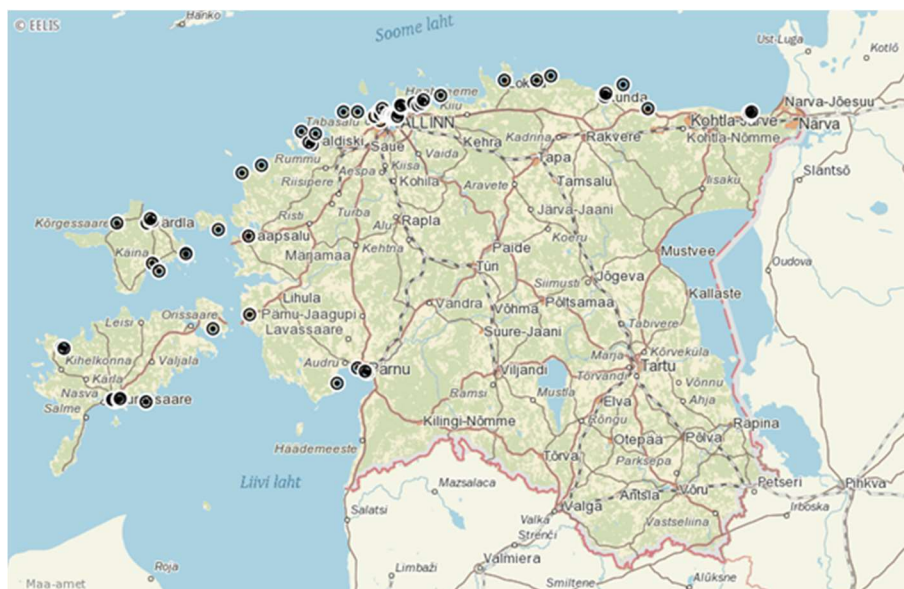
2.8 Tööstused

Merekeskkonnas esinevad mikroplastid võivad pärineda paljudest allikatest, sh tööstuste heitveest. Eesti Looduse Infosüsteemi EELIS andmebaasi kohaselt ei esine Eestis tööstuseid, mis suunavad oma heitvee merre ning kus heitvees võiksid esineda mikroplastid.

3. Ülevaade võimalikest primaarse ja sekundaarse mikroplasti merekeskkonda sattumise levikuteedest Eesti rannikualal

3.1 Reoveepuhastusjaamad – heitvesi ja reoveesete

Reoveepuhastusjaama mikroplasti reoveest eemaldamise protsent sõltub reoveepuhastusjaama tüübist ja kasutatavast puhastamistehnoloogiast ning mikroplasti osakese suurusest. Erinevate uuringute põhjal jääb puhastamise efektiivsus vahemikku 70-99% (nt Leslie jt, 2013; Magnusson & Wahlberg, 2014).



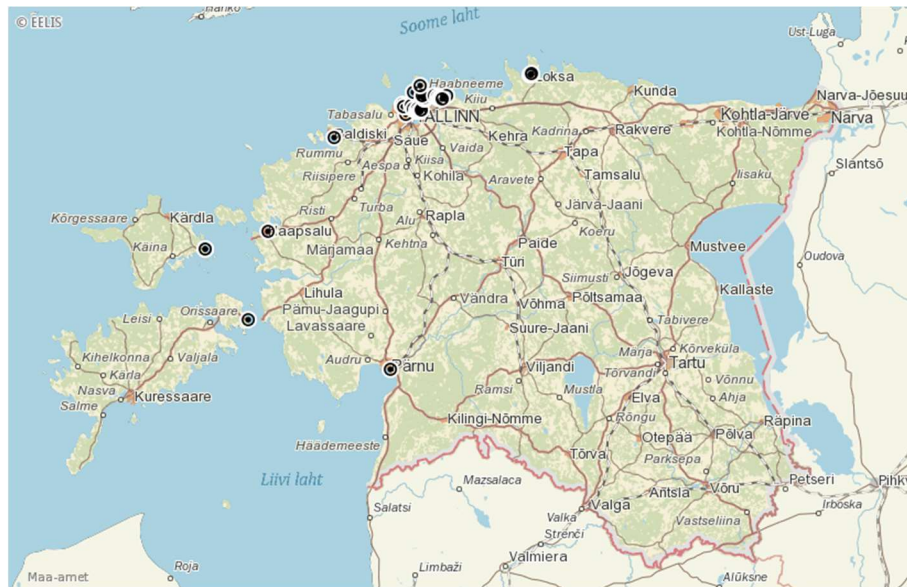
Kaart 1. Merre suubuvad heitvee väljalaskmed.

3.2 Sademevesi ja lume äravedu asulatest

Sademeveega satub otse või läbi vooluveekogude merre suur hulk linnatänavatel olevast mikroplastist, peamiselt rehvide ja teede kulumisel tekkiv plast (aga ka muu, sh suitsukonid). Sademevee kogumissüsteemi võib sattuda vett ka muudest allikatest, nt tuletõrjevesi või tänavate pesuvesi. Kuna Eestis ei läbi sademeveekanaliseerimise veed üldjuhul enne merre või vooluveekokku jõudmist filtrit (ei looduslikku ega tehnilist) ega puhastust, siis jõuab suur hulk sademevetega kantavast mikroplastist veekeskonda. Lisaks vihmale on oluliseks mikroplasti levikuteks talvisel perioodil linnadest/asulatest (sh spordiväljakutel) välja viidav lumi, mis sageli ladustatakse ranniku piirkondadesse või vooluveekogude äärde.

Eestis on registreeritud 89 sademevee väljalasku, millel on vee erikasutusluba (Keskkonnaregister). Merre suubuvad sademevee väljalasud asuvad peamiselt Tallinnas (Kaart

2). Tallinna sademevesi juhitakse ära mitmes suunas, peamiselt merre, kuid ka linna läbivatesse jõgedesse ja Pääsküla rabasse. Tallinna väljalaskmete koguvooluhulk aastas on 30 000 m³. Rocca al Mare, Lauluväljaku ja Russalka väljalasud on suurimate vooluhulkadega (Tallinna sademevee väljalaskude seire 2015-2017). Lisaks sellele juhitakse kollektorisse ka Ülemiste järve ülevool ning kuivendusvesi Ülemiste poldrilt. Vesi suunatakse Tallinna lahte Russalka mälestusmärgi läheduses. On esinenud juhtumeid, kus linna sademevee kogumise süsteemi on sattunud ka reovett, mis omakorda suurendab mikroplasti reostust läbi sademevee. Uuringud mikroplasti leviku kohta sademevete ja lumega Eestis puuduvad.



Kaart 2. Merre suubuvad sademevee väljalaskmed.

3.3 Atmosfääri depositsioon

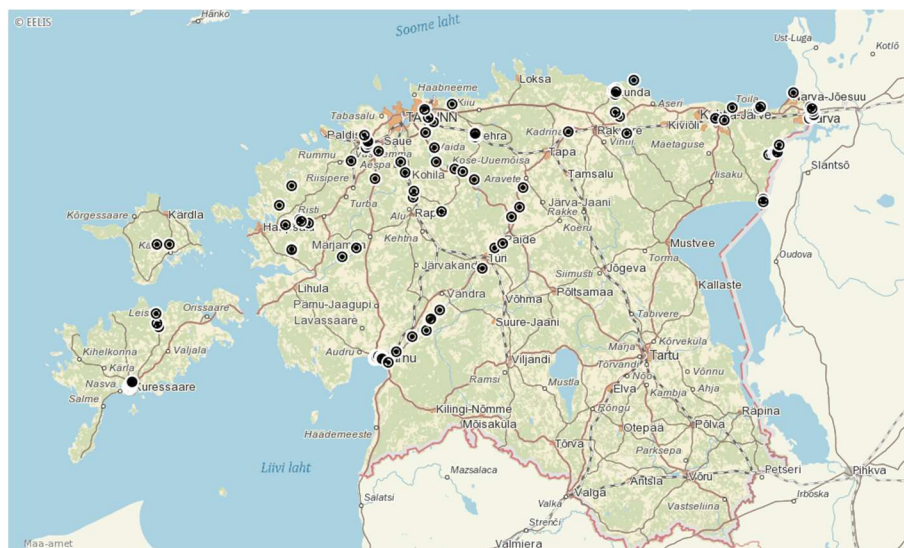
Atmosfääri depositsiooni kui mikroplastide levikuteed on teaduskirjanduses veel vähe käsitletud. Mikroplastide õhuproovide uurimine on keeruline, kuna õhus olevad mikroosakesed võivad pärineda arvukatest inimtegevustest. Õhus levivate mikroosakeste suuruslikud fraktsioonid jäävad vahemikku nanomeeter kuni 100 µm (Thorpe and Harrison, 2008). Pariisi linna- ja äärelinna piirkonnas jäi mikroplastide atmosfääri depositsioon vahemikku 29-280 osakest ruutmeetri kohta päevas (Dris jt, 2016). Üle 90% plastosakestest olid kiud. Londoni uuringus leiti mikroplastide atmosfääri depositsioon vahemikus 510-925 osakest ruutmeetri kohta päevas (Wright jt, 2020). Võrreldes sarnaseid suurusklasse, oli Londonis reostustase 20 korda suurem kui linnast kaugemas piirkonnas. Plastiktüpidest domineeris polüvinüül. Õhus leiduvad mikroplastid võivad sattuda sademevette või ka mere pinnakihti, eriti tugevalt linnastunud piirkondades. Õhus esinevate mikroplastide üldist koormust merele ei ole hinnatud ei Eestis ega mujal Euroopas. Võib eeldada, et mikroplastide kontsentratsioon õhus sõltub suuresti valitsevatest ilmastikutingimustest.

3.4 Jõed

Jõed kannavad endaga kaasa mikroplasti osakesi, mis pärinevad nii põllumajandusest, linnadest (sademeveed, reoveepuhastusjaamade heitveed) kui hajaasustuse piirkondade majapidamistest

jm. Mitte kogu jõgedesse jõudev mikroplast ei jõua merre, suur osa sellest settib jõe põhja, kuhu see jääb lühemaks või pikemaks ajaks, sõltuvalt aastaajast ja hüdrooloogilistest tingimustest (voolukiirusest).

Eestis on 32 merre suubuvat jõge. Suuremad on Pärnu, Narva, Pirita, Keila, Jägala ja Kasari. Keskkonnaregistri andmetel on Eestis merre suubuvates jõgedes üle 70 jõgedesse suunatud sademevee või heitvee väljalaskme, mille kaudu võib potentsiaalselt mikroplasti reostus jõuda merre (Kaart 3).

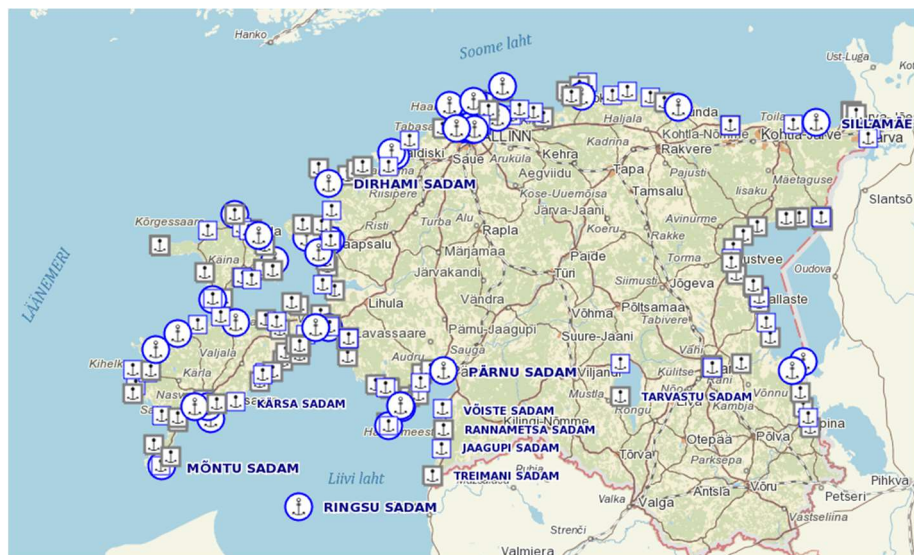


Kaart 3. Merre suubuvatesse jõgedesse suunatud sademevee ja heitvee väljalaskmed.

3.5 Sadamad

Uuringud Läänemere erinevatest piirkondades on näidanud, et sadamate läheduses on mikroplasti kogused võrreldes teiste rannikumerealadega suuremad (Noren jt, 2007; Rose jt, 2019; Shabaka jt, 2019). Üheks põhjuseks võib olla laevakere survepuhastamisel plastist mikrograanulite kasutamine (Magnusson jt, 2016), aga ka puhastamisel laevakerelt eralduvate värviosakeste merre sattumine. Kuna sadamas on kasutusel ka väga palju sünteetilisest materjalist köisi ja poisid ning laevade ja kai vahele on paigaldatud suured rehvid või spetsiaalsed kummist kaitsed, võivad sadamad olla oluliseks mikroplasti allikaks. Sadamaregistri andmetel on Eestis ligikaudu 100 sadamat (Kaart 4).

Veeturism panustab olulisel määral mikroplasti levikuisse veekeskkonnas läbi sünteetiliste laevaköite, kai pehmenuseks kasutatavate poide, ujuvaluste kerevärvi kulumise ning seeläbi mikroplasti osakeste veekeskkonda sattumise.



Kaart 4. Eesti sadamad.

3.6 Rannad

Rannaturismi saab käsitleda peamiselt sekundaarse mikroplasti võimaliku vektorina tänu mahajäetud suuremate plasttoodete lagunemisele looduses. Vaadates Eesti rannaprügi uuringuid 2012-2018 võib tõdeda, et rannaprügi esinemissagedus on püsinud stabiilsena. Sellele on kaasa aidanud suurenenud tähelepanu randade heakorrale, paranenud tehniline koristusvõimekus ja inimeste teadlikkuse tõus. Seire tulemustele toetudes oleks aga meelevaldne väita, et taolised positiivsed muutused iseloomustaksid kogu Eesti rannikuala (Press, 2019).

4. Kirjanduse ülevaade mikroplasti kogustest Läänemere keskkonnas

4.1 Mikroplast vees

Läänemere piirkonnas on vee pinnakihi mikroplastide proovide kogumiseks kasutatud Manta võrku või erineva suurusega sõeltega pumbasüsteeme. Siiani teostatud uuringute tulemused on esitatud varieeruvates suurusklassides, mistõttu on andmete võrdlemine sageli raskendatud ning viitab seega suurele vajadusele standardiseeritud proovivõtumeetodite väljatöötamiseks ja kasutuselevõtuks. Lisaks sellele on erinevate uuringute tulemused sageli esitatud ka erinevates ühikutes, mis ei ole konverteeritavad ühest teiseks – tulemused on esitatud kas osakest ruutmeetri merepinna või kuupmeetri merevee kohta.

Mikroplasti osakesed, mis on suuremad kui 300 μm , esinevad avaldatud tulemuste järgi merevees tavaliselt vähem kui üks kuni paar osakest kuupmeetri kohta (Magnusson & Norén, 2011; Cole jt, 2014; Mintenig, 2014; Setälä jt, 2016). Näiteks Rootsi edela- ja lõunaranniku lähedal kogutud veeproovid sisaldasid 0-4 mikroplasti osakest m^{-3} (suuruselga $>300 \mu\text{m}$; Magnusson & Norén, 2011), kusjuures kõige suurema inimõjuga piirkonnas olid tulemused kõrgeimad. Sarnased tulemused saadi ka teises Rootsi uuringus, kus maksimaalne mikroplastide koguhulk oli suurim Stockholmi lähedal – 5,26 osakest m^{-3} , võrreldes avamere proovidest leitud kogusega 0,58 osakest m^{-3} (Gewert jt, 2017). Setälä jt. (2016) registreerisid mikroplastide koguseks Soome lahe pinnakihis alla 10 osakese m^{-3} , kusjuures domineeriv plastosake oli kiud.

Taani vetes läbiviidud uuringus jäi mikroplastide koguhulk suhteliselt madalale tasemele, $0,07 \pm 0,02$ osakest m^{-3} (Tamminga jt, 2018).

Väiksemas suurusklassis ($<300 \mu m$) on mikroplastide koguhulk palju suurem ja varieeruvam – näiteks Norén jt (2015) uuringu tulemuste järgi $710-26\ 810$ osakest m^{-3} ning $0-1410$ kiudu m^{-3} . Mintenigi (2014) uuringus koguti proove Põhjamere ja Läänemere mere pinnakihist kasutades $100 \mu m$ võrgusilma suurusega võrku. Suurimad kogused – $3,54$ mikroplasti m^{-3} (v.a plastkiud) – leiti Skågeni piirkonnast. Kontsentratsioonid Saksamaa ja Taani Põhjamere rannikul olid $0,39-1,3$ mikroplasti m^{-3} , Läänemere edelaosast võetud proovist leiti sarnane mikroplastide kogus, $1,44$ mikroplasti m^{-3} (va plastkiud). Identifitseerimisprobleemide tõttu ei kaasatud sellesse uuringusse plastkiude. Seega on tõenäoline, et mikroplastide kogused olid tegelikkuses märkimisväärselt kõrgemad. Mitmes uuringus on leitud, et plastkiud moodustavad $80-95\%$ mikroplastide koguhulgast (Magnusson jt, 2011; Lusher jt, 2014).

Mikroplastide potentsiaalsete allikate lähedalt võetud proovides võivad mikroplastide kogused olla kordades kõrgemad inimõjust kaugemal kogutud piirkondade proovides leitud. Rootsi polüetüleeni graanulite tootmistehase lähedal asuvas sadamas leiti $102 \cdot 10^3$ mikroplasti osakest m^{-3} merevees (Norén, 2007).

Erinevate Läänemeres läbiviidud uuringute tulemuste põhjal esineb mereprügi proovides kõige enam plastkiude (Tabel 1). Läänemere veeproovid on enamasti võetud $300 \mu m$ võrgusilma suuruse Manta võrguga. Selle meetodiga võetud proovide analüüsi tulemuste põhjal on mikroplastide hulk $0-8$ osakest m^{-3} .

Tabel 1. Läänemere pinnakihi mikroplasti uuringud.

Proovivõtukoht	Proovivõtu meetod	Uuringu tulemused	Osakeste suurus	Viited
Rootsi rannikumeri	Manta võrk	$0,6-4$ osakest m^{-3} (keskmiselt)	$300 \mu m - 5 mm$	Magnusson & Norén 2011
Arkona bassein	Manta võrk	$0,0-8,0$ osakest m^{-3} $0,0-35,0$ kiudu m^{-3}	$300 \mu m - 5 mm$	Norén jt, 2015
Bornholmi bassein	Anumaproov	$710-26\ 810$ osakest m^{-3} $0-1\ 410$ kiudu m^{-3}	$10 \mu m - 5 mm$	
Soome laht	Manta võrk	$0,3-2,1$ osakest m^{-3}	$300 \mu m - 5 mm$	Setälä jt, 2016
	Pumbasüsteem	$0,0-8,2$ osakest m^{-3}	$100 \mu m - 5 mm$	
Soome laht	Manta võrk	$0,25-0,73$ osakest m^{-3}	$\geq 300 \mu m$	Magnusson, 2014
Põhjameri, Läänemere edela osa	Manta võrk	$1,44-3,54$ osakest m^{-3}	$\geq 100 \mu m$	Mintenigi, 2014
Soome laht	Pumbasüsteem	$0,5-9,4$ osakest l^{-1}	$\geq 20 \mu m$	Talvitie jt, 2015

Läänemeri, Rootsi rannik	Planktonivõrk	300-1 300 kiudu m ⁻³ 100-7 000 osakest m ⁻³	≥ 20 µm	Noren jt, 2009
Taani rannikumeri	Manta võrk	0,07±0,02 osakest m ⁻³	≥300 µm	Tamminga jt, 2018
Stokholmi saarestikumeri	Manta võrk	rannikuala: 4,2×10 ⁵ osakest km ⁻² (5,26 osakest m ⁻³) avameri: 4,65×10 ⁴ osakest km ⁻² (0,58 osakest m ⁻³)	≥335 µm ja ≥80 µm	Gewert jt. 2017

4.2 Mikroplast merepõhja setetes

Setetes leidub enam mereveest tihedamaid mikroplasti osakesi, kuna nende koostises on tihedamad polümeerid või kuna meres olevad orgaanilised ained on neid muutnud raskemaks.

Talvitie jt (2015) said Soome lahe merepõhja setteproovis mikroplastide koguseks 1,7-7,3 osakest 1 kg märgkaalu kohta. Taanis tehtud uuringute tulemused Läänemere lääneosa piirkonnas (keskmine mikroplasti kogus 335 osakest 1 kg sette kuivkaalu kohta; Strand jt, 2013) korreleeruvad Eesti andmetega. Eesti mereala põhjasettes leiti 2018. aastal 0-619 osakest 1 kg sette kuivkaalu kohta (keskmise kontsentratsiooniga 226 osakest 1 kg sette kuivkaalu kohta). Venemaa piirkonnast on leitud keskmiselt 34±10 mikroplasti osakest 1 kg sette kuivkaalu kohta (Zobkov jt, 2017). Läänemere lõunaosa uuringud näitasid samuti mikroplastide väikest kogust – 18 mikroplasti osakest 1 kg sette kuivkaalu kohta (Graca jt, 2017).

Mikroprügi arvukuse ja leviku trendide hindamine Läänemere põhjasettes on veel keeruline, kuna puuduvad piisava ajalise mastaabiga andmed ning olemasolevad andmed näitavad mikroprügi koguste suurt varieerumist põhjasettes nii piirkonniti kui ka aastate lõikes (Tabel 2). Üheks peamiseks varieeruvuse põhjuseks võib olla erinevate proovivõtuvahendite kasutamine, erinevate proovide töötlemine ja erinevad settetüübid proovivõtu piirkondades. Oluline on ka piirkonniti erinevate survegurite mõju ja proovivõtijaamade sattumine setete kuhjumise või ärakande piirkonda.

Tabel 2. Läänemere merepõhjasettete mikroplasti uuringud.

Proovivõtukoht	Proovivõtu seade	Uuringu tulemused	Osakeste suurus	Viited
Rootsi mereala	Box corer	96-1 044 osakest l ⁻¹	≥10 µm	Johansson, 2011
Göteborgi lähedal	Kopp (Ekman sampler)	2-34 osakest 100 ml ⁻¹ ; 332 osakest 100 ml ⁻¹ tööstussadamas	≥2 µm	Noren, 2007

Läänemere lääneosa	Box corer	120-380 osakest 1 kg kuivkaalu kohta	38 µm - 5 mm	Strand, 2013
Arkona bassein (Saksamaa rannikumeri)	Kopp + Roostevaba lusikas	0-7 osakest ja 2-11 kiudu 1 kg kuivkaalu kohta	63 µm - 5 mm	Stolte jt, 2015
Soome laht	Gemax toru	Keskmiselt 1,7 kiudu ja 7,2 osakest 1 kg märgkaalu kohta	≥20 µm	Talvite jt, 2015
Läänemere kaguosa	Käsitsi juhitud seade	Keskmiselt 34±10 osakest 1 kg kuivkaalu kohta	≥174 µm	Zobkov jt, 2017
Läänemere Poola rannikumeri	Van Veen põhjaammuti	0-27 osakest 1 kg kuivkaalu kohta	≤5mm	Graca jt, 2017

4.3. Mikroplast rannaliivas

Üldiselt kasutatakse Läänemere randade uuringutes mikroplastide koguse leidmiseks ühikult osakest kilogrammi kuivkaalu või ruutmeetri kohta. Läänemere randade setteproovides domineerivad kiud.

Saksamaa Rostocki ja Oderi randade piirkonnas leiti mikroplastide koguseks kuni 537,7 mikroplasti 1 kg sette kuivkaalu kohta (Stolte jt, 2015). Saksamaa teises uuringus, Rügeni saare rannas, registreeriti keskmine mikroplastide hulk 88,1 osakest 1 kg sette kuivkaalu kohta (Hengstmann jt, 2017). Esiukova (2017) uuris ranniku liivaseteid Kaliningradi lähedal (Venemaa rannikul), tulemuseks oli 1,3–36,6 mikroplasti osakest 1 kg sette kuivkaalu kohta. Graca jt (2017), kasutades Venemaa uuringuga sarnaseid proovivõtumeetodeid (raamid), leidsid Gdanski lahe rannikul mikroplastide kogused vahemikus 25-53 osakest 1 kg sette kuivkaalu kohta. Analüüsitud osakeste suuruse ning proovivõtu- ja töötlemismeetodite erinevus võib olla eri piirkondades saadud tulemuste erinevuste üheks põhjuseks. Graca jt (2017) uuringus kasutati settest mikroplastide eraldamiseks NaCl lahust ($1,2 \text{ g cm}^{-3}$), mis on suure tihedusega polümeeride settest eraldamisel vähem efektiivne. Ühes Poola uuringus kasutati samuti mikroplastide eraldamiseks NaCl lahust, kuid leiti kuni 295 osakest 1 kg sette kuivkaalu kohta (Urban-Malinga jt, 2020). Kasutades sama meetodit mikroplastide settest eraldamiseks, leidsid Lots jt Saksamaa ja Taani rannikutelt kuni 700 osakest 1 kg sette kuivkaalu kohta. Samal ajal Stolte jt ning Hengstmann jt kasutasid mikroplastide settest eraldamiseks raskemaid vedelikke kui NaCl, saades sarnased tulemused Poola ja Venemaa uuringutega.

Tabel 3. Läänemere rannasetete mikroplasti uuringud.

Proovivõtukoht	Proovivõtu seade	Uuringu tulemused	Osakeste suurus	Viited
Poola rannik	Roostevaba raam	76–295 osakest 1 kg kuivkaalu kohta	200 µm – 5 mm	Urban-Malinga jt, 2020
Rootsi idarannik	Roostevaba kühvel	400-100 000 osakest 1 kg kuivkaalu kohta	≥300 µm	Karlsson jt, 2019
Saksamaa Läänemere rannik	Roostevaba kühvel	0-7 osakest ja 2-11 kiudu 1 kg kuivkaalu kohta	63 µm – 5 mm	Stolte jt, 2015
Rügen rannik	Roostevaba raam	Keskmiselt 88,1 osakest 1 kg kuivkaalu kohta või 2 862,56 osakest m ⁻²	63 µm – 5 mm	Hengstmann jt, 2017
Poola rannik	Roostevaba rõngaskujuline raam (∅ 10 cm)	25-53 osakest 1 kg kuivkaalu kohta	≤5mm	Graca jt, 2017
Saksamaa ja Taani rannik	Roostevaba kühvel	88-700 osakest 1 kg kuivkaalu kohta	≤5mm	Lots jt, 2017
Venemaa Läänemere rannik	Puidust raam (0,15 m ²)	1,3–36,6 mikroplasti osakest 1 kg sette kuivkaalu kohta	≤5mm	Esiukova, 2017

4.4. Mikroplast elustikus

Mikroplastide esinemist mereelustikus on viimastel aastatel laialdaselt uurima hakanud. Iga aastaga lisandub teadusartikleid, mis kirjeldavad uuringuid mikroplasti neelamisest/omastamisest erinevate elusorganismide poolt nii laborikatsetes kui looduslikes tingimustes. Uuringutulemuste võrdlemisel on suurimaks probleemiks see, et organismide valik, proovivõtt, laborianalüüsid ja seiremeetodid ei ole standardiseeritud. Väga sageli ei arvestata tulemuste esitamisel kiudude esinemist proovis, vaid registreeritakse ainult osakesed. See raskendab tulemuste omavahelist võrdlemist veelgi. Tulemused varieeruvad suuresti ka seetõttu, et erinevates avaldatud uuringutes on kasutatud erinevat osakese suuruse määramispiiri. Mida väiksema suurusega osakesi määratakse, seda suurem protsent organisme sisaldab mikroplasti

osakesi. Güven jt (2017) vaatlesid osakesi mis olid >26 µm. Saadud tulemused näitasid, et 58% kaladest oli neelanud mikroplasti. Lusher jt (2013) võtsid arvesse vaid osakesed, mis olid >130 µm ning said tulemuseks, et 36,5 % kaladest sisaldasid mikroplasti. Samal ajal võtsid Rummel jt (2016) arvesse ainult >500 µm osakesed ning selle tulemusena esines mikroplasti vaid 5,5% kalades.

Läänemere piirkonnas on uuritud mikroplasti sisaldust atlandi heeringas (*Clupea harengus*), räimes (*Clupea harengus membras*), tursas (*Gadus morhua*), kilus (*Sprattus sprattus*), lestas (*Platichthys flesus*), makrellis (*Scomber scombrus*), ogalikus (*Gasterosteus aculeatus*), vinträimes (*Alosa fallax*) ja merlangis (*Merlangius merlangus*) (Tabel 4). Kõige enam on uuritud tursa ja heeringa mikroplasti neelamist. Mikroplasti esinemise protsent nendel kahel liigil varieerub uuringute lõikes 0-34 % heeringal ja 1,4- 26% tursal. Teistest elusorganismidest on söödava rannakarbi puhul leitud kõige suurim mikroplasti tarbinud isendite protsent (67%).

Soome ja Botnia lahe ning Läänemere põhjaosa uuringus leiti mikroplaste 1,8% kogutud räimedest ja 0,9% kogutud kiludest (Budimir jt, 2018). Samal ajal ogalikes mikroplaste ei esinenud. See on väga madal mikroplastide allaneelamise määr võrreldes teiste uuringutega Läänemere piirkonnas. Rummel jt (2016) analüüsisid 290 Läänemere pelaagiliste ja bentiliste kalade seedetrakti ja leidsid mikroplasti 5,5% kaladest. Kusjuures pelaagilistes kalades esines mikroplasti sagedamini kui bentilistes kalades. Bornholmi basseinis tehtud uuringus sisaldasid mikroplasti 20% pelaagiliste kalade seedeelundkonnad (*Clupea harengus* ja *Sprattus sprattus*), 93% leitud osakestest moodustasid kiud (Beer jt, 2018). Kala suurus ja mikroplastide hulk seedekulglas korreleerusid positiivselt, mida suurem oli kala, seda suurem hulk mikroplasti leiti. Samuti esines enam plasti suvel püütud kalades võrreldes kevadel püütud kaladega. Lenz jt (2016) leidsid mikroplaste, sealhulgas kiude, 16%-l Läänemere avaosast püütud räimes. Kui kiud tulemustest välja jätta, oli mikroplaste neelanud kalade protsent vaid 4%. Allaneelatud mikroplastide väike kogus kalades võib kajastada mikroplastide üldist madalat kogust (<10 osakese m⁻³) Läänemere põhjaosa avamere piirkondades (Setälä jt, 2016). Olemasolevate tulemuste põhjal võib ohtu inimesele, kui kala tarbijale, pidada minimaalseks. Seniseid uuringuid iseloomustab ka see, et polümeere on väga harva määratud ja kui on määratud, siis on kõige levinumad polümeerid polüetüleen ja polüamiid (Bråte jt, 2017).

Tabel 4. Läänemere elustikus esinevate mikroplastide uuringud.

Liik	Läänemere piirkond	Laborimeetod	Proovide arv	Mikroplasti esinemise %; mikroplasti hulk isendi kohta	Viide
Tursk (<i>Gadus morhua</i>)	Gotlandi basseini idaosa	10% KOH ja 14% NaClO; visuaalne, osaliselt Raman analüüs	50	26,0% kaladest; 0-4 osakest	Lenz jt, 2016
Tursk (<i>Gadus morhua</i>)	Bornholmi bassein	10% KOH ja 14% NaClO; visuaalne,	51	15,7% kaladest; 0-4 osakest	Lenz jt, 2016

		osaliselt Raman analüüs			
Tursk (<i>Gadus morhua</i>)	Bornholmi bassein	Visuaalne, FTIR	338	1,4% kaladest; 0-1 osakest	Rummel jt, 2016
Atlandi heeringas (<i>Clupea harengus</i>)	Bornholmi bassein	Küllastunud KOH lahus (1120g L ⁻¹) ja 14% NaClO; visuaalne	299	21% kaladest, 93% leitud plastist olid kiud	Beer jt, 2018
Kilu (<i>Sprattus sprattus</i>)	Bornholmi bassein	Küllastunud KOH lahus (1120g L ⁻¹) ja 14% NaClO; visuaalne	515	18% kaladest	Beer jt, 2018
Atlandi heeringas (<i>Clupea harengus</i>)	Kattegat	10% KOH ja 14% NaClO; visuaalne	45	27% kaladest; Keskmiselt 0.36±0.09	Sørensen jt, 2013
Makrell (<i>Scomber scombrus</i>)	Läänemeri	Visuaalne, FTIR	191	17,7% kaladest; 0-3 osakest	Rummel jt, 2016
Atlandi herringas (<i>Clupea harengus</i>)	Bornholmi bassein	Visuaalne, FTIR	58	0% kaladest	Rummel jt, 2016
Atlandi herringas (<i>Clupea harengus</i>)	Läänemere lääneosa	Visuaalne, FTIR/ATR	130	33,8% kaladest; 0-51 osakest, keskmine 7,8 ± 12,2 osakest	Ogonowski jt, 2018
Räim (<i>Clupea harengus membras</i>)	Bornholmi bassein	10% KOH ja 14% NaClO; visuaalne, osaliselt Raman analüüs	55	7,3% kaladest; 0-4 osakest	Lenz jt, 2016
Räim (<i>Clupea harengus membras</i>)	Gotlandi basseini ida piirkond	10% KOH ja 14% NaClO; visuaalne, osaliselt Raman analüüs	50	16% kaladest; 0-4 osakest	Lenz jt, 2016
Vinträim (<i>Alosa fallax</i>)	Gdanski laht	Visuaalne	ei ole täpsustatud	% ei ole täpsustatud; plasti leiti	Skóra jt, 2012

Kilu (<i>Sprattus sprattus</i>)	Läänemere põhjaosa	NaOH ja SDS (puhverlahus)	154	0,9% kaladest	Budimir jt, 2018
Soomuslest (<i>Limanda limanda</i>)	Bornholmi bassein	Visuaalne, FTIR	98	0% kaladest	Rummel jt, 2016
Lest (<i>Platichthys flesus</i>)	Bornholmi bassein	Visuaalne, FTIR	299	10,0% kaladest; 0-1 osake	Rummel jt, 2016
Ogalik (<i>Gasterosteus aculeatus</i>)	Läänemere põhjaosa	NaOH ja SDS (puhverlahus)	355	0% kaladest	Budimir jt, 2018
Merlang (<i>Merlangius merlangus</i>)	Kattegat	10% KOH ja 14% NaClO; visuaalne	46	31% kaladest; keskmine 0,43±0.11 osake	Sørensen jt, 2013
Hiina villkäppkrabi (<i>Eriocheir sinensis</i>)	Gdanski laht	Visuaalne	208	9% krabidest	Wójcik-Fudalewska, 2016
Söödav rannakarp (<i>Mytilus edulis</i>)	Kattegat	65% HNO ₃ ; visuaalne	120	67% karpidest	Gustafsson 2016, BSc Thesis

5. Mikroplasti esinemine Eesti merekeskkonnas

5.1 Mikroplast mere pinnakihis

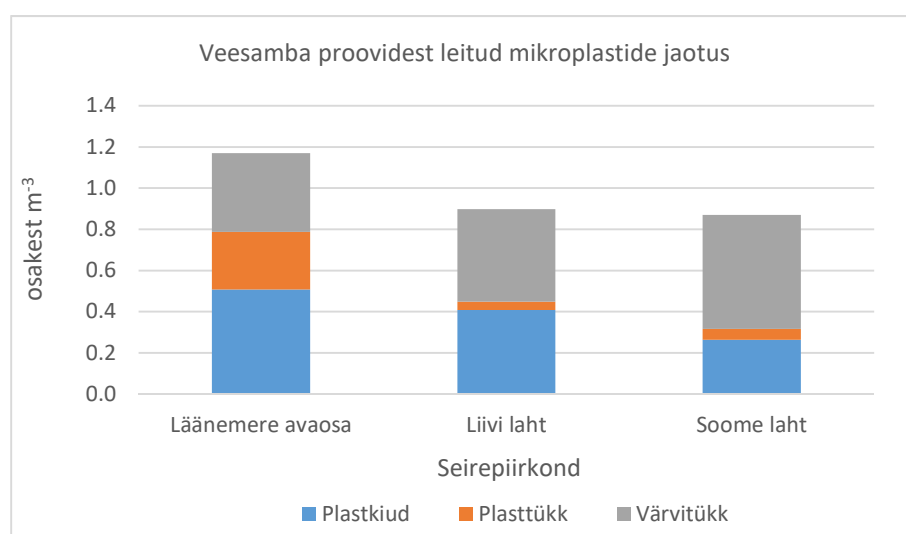
Mikroprügi seire raames kogutakse mere pinnakihist proove erinevatel aastaegadel Tallinna lahe avaosast, Soome lahe keskosast, Läänemere avaosast, Liivi lahest, Väinamerest, Pärnu ja Narva jõge sissevoolu piirkonnast ning Tallinna ja Sillamäe reoveepuhastusjaama väljalasu piirkonnast. Mikroplasti kogused Eesti mereala pinnakihis on piirkonniti, aastaegade ja aastate lõikes varieeruvad, kuid keskmised aastased mikroplasti kogused erinevates merepiirkondades on alati jäänud alla 0,3 osakese m⁻³ (Mikroprügi seire 2019 aruanne).

Kevadisel perioodil on suurimal hulgal mikroplaste Eesti merealal leitud 2016. aasta aprillis Narva jõe suudmealal (1,8 osake m⁻³) ning 2016. ja 2018. aastal Tallinna lahe avaosast – vastavalt 1,1 osake m⁻³ ja 0,8 osake m⁻³. Suve alguses (mai lõpp-juuni algus) on sarnased sisaldused esinenud nii Tallinna lahes kui ka reoveepuhastusjaamade väljalaskude piirkonnas ja samuti jõgede suudmete piirkonnas. Liivi lahes ja Väinameres on mikroplasti kogused mere pinnakihis jäänud kevadel ja varasügisel alati alla 0,5 osakese m⁻³. Sügisel kogutud proovides on

aeg-ajalt täheldatud mikroplasti koguseid üle 0,5 osakese m⁻³ erinevates Eesti mereala piirkondades (Mikroprügi seire 2019 aruanne).

5.2 Mikroplast veesambas

2018. aastal koguti esmakordselt mikroprügi proove läbi kogu veesamba. Proovid koguti mai lõpus - juuni alguses Läänemere keskosa (seirejaam 85), Liivi lahe (seirejaam G1) ja Soome lahe avaosas (seirejaam 14) kasutades proovivõtuks 0,1 mm võrgusilmaga WP2 planktoni võrku. Läänemere keskosas ja Liivi lahe avaosas olid mikroprügi kogused suuremad (vastavalt 3,9 ja 3,3 osakest m⁻³) kui Soome lahes (1,9 osakest m⁻³). Mikroplast (sh värv) moodustas veesamba proovides mikroprügi koguhulgast 27-45%, jäädes kõigis jaamades suhteliselt sarnasesse vahemikku 0,9-1,2 plastosakest m⁻³. Suurima osa (32-63%) mikroplastist moodustasid värvitükid, plastkiud moodustasid 30-45% ja plasttükid 5-24% (Joonis 1). Mikroplasti osakestest esines peamiselt siniseid kiude ja värvitükke.



Joonis 1. Läänemere keskosa, Liivi lahe ja Soome lahe avaosa seirejaamadest leitud mikroplastide koguhulk ja osakeste jaotus (plasttükk, plastkiud ja värv) veesambas 2018. aastal.

5.3 Mikroplast elustikus

Projekti käigus koguti erinevatest Eesti mereala piirkondadest kalade (kilu, lest) ja karpide (balti lamekarp ja rannakarp) proove. Elustiku valikul lähtuti eesmärgist hõlmata pelaagilise ja bentilise eluviisiga kalad ning erineva elupaigaga põhjaloomastiku esindajad (settes ja substraadil). Lesta puhul teostati analüüs nii juveniili staadiumis kui täiskasvanud kaladel.

Kalade puhul mõõdeti enne analüüsi teostamist isendite pikkus ja kaal ning määrati sugu, misjärel eraldati seedekulgla edasiseks mikroplasti analüüsi teostamiseks. Karpide puhul mõõdeti nende pikkus ja kaal ning eraldati kogu karbi pehme kude edasiseks mikroplasti analüüsiks.

Kogutud kalaproovidest analüüsiti juveniili staadiumi kalu (lest) Mõntu piirkonnast (Saare maakond, Liivi laht; 23 kala) ja Keibu piirkonnast (Harju maakond, Soome laht, 21 kala). Täiskasvanud lestad olid püütud Liivi lahest (Kihnu piirkond, 25 kala; Kõiguste piirkond, 49 kala), Soome lahest (Spithami piirkond, 54 kala) ja Vilsandi piirkonnast 46 kala (Läänemere

avaosa). Lisaks analüüsiti Pärnu lahest püütud kilude (50 kala) magude sisu. Narva lahes analüüsiti balti lamekarbi (55 karp) ja Lahepere lahest söödava rannakarbi (39 karp) isendeid. Karbid koguti Soome lahes Van Veen kopaga (balti lamekarp) ja Lahepere lahes sukeldudes (rannakarp). Kokku analüüsiti 268 kala ja 94 karbi proovi.

Lesta juveniilide magude analüüsi tulemusena tuvastati mikroplasti 43% analüüsitud kaladest, kusjuures leiti vaid plastkiude, plasttükke ei tuvastatud. Leitud plastkiud olid enamasti lillad/sinised, aga leidus ka läbipaistvaid ja punaseid kiude. Leitud kiudude pikkus oli üle 0,5 mm ning sageli moodustasid kiud tihedaid tompe/pusasid. Vastavalt saadud tulemustele esines Mõntu piirkonnast püütud kalades 0,2 mikroplasti kiudu kala kohta ja Keibu piirkonnas 0,7 mikroplasti kiudu kala kohta (keskmiselt 0,4 mikroplasti osakest juveniili staadiumis kala kohta).

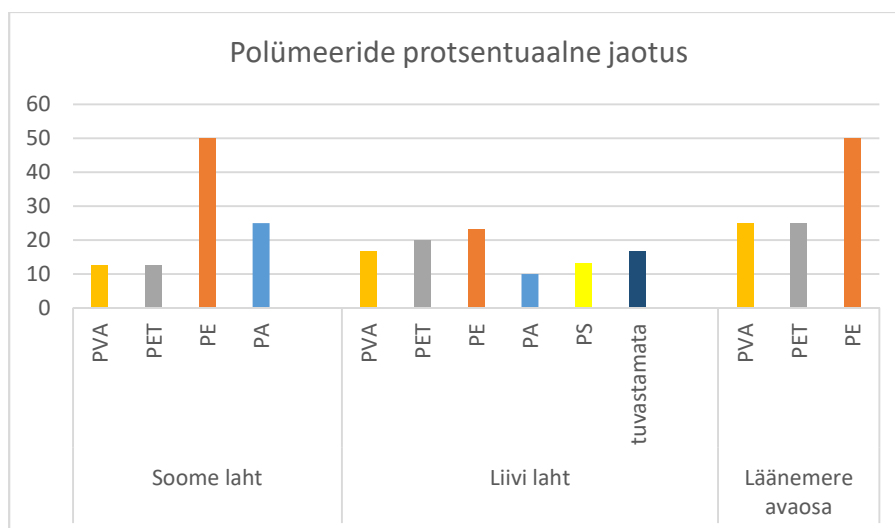
Täiskasvanud lesta (bentilise eluviisiga kala) esines mikroplasti 24% uuritud kalades, keskmiselt 0,27 mikroplasti kala kohta. Suurim mikroplasti arv täiskasvanud lesta kohta oli Kihnu piirkonnas (0,44 mikroplasti kala kohta) ja väikseim Vilsandi piirkonnas (0,09 mikroplasti kala kohta). Seedeelundkonna analüüsi tulemusena leiti peamiselt plastkiude (93% leidudest).

Võrreldes mikroplastide esinemist ja sisaldust juveniilses staadiumis lesta ja täiskasvanud lesta, esines mikroplasti suuremal määral juveniilides. Kas ja millist mõju see kaladele avaldab, ei võimalda käesoleva projekti tulemused öelda.

Pärnu lahe kilus (pelaagilise eluviisiga kala) leiti mikroplasti 8% analüüsitud kaladest, keskmiselt 0,08 mikroplasti kala kohta. Mikroplasti tükki leidis vaid ühes kalas, ülejäänud olid plastkiud. Domineerisid peamiselt sinised kiud (Lisa 1, Foto 7). Leidus ka lillasid, musti, läbipaistvaid, rohelisi, pruune ja punaseid kiude.

Elusorganismide proovides analüüsiti FTIR spektromeetriga kõik visuaalselt identifitseeritud plastosakesed (joonised 2-4).

Võrreldes erinevate liikide täiskasvanud kalu, sisaldus bentilise eluviisiga kalade seedekulgates rohkem mikroplasti kui pelaagilise eluviisiga kalade seedekulgates. See on vastupidine Rummel jt (2016) tulemusega, kuid tuleb arvestada, et kalade püügipiirkonnad ei lange täpselt kokku.

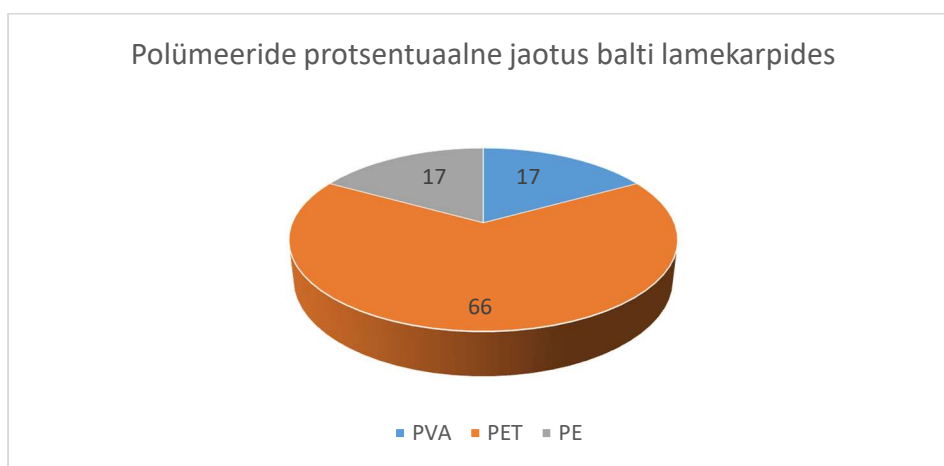


Joonis 2. Täiskasvanud kalade seedeelundkonnas leitud polümeeride protsentuaalne jaotus erinevates Läänemere piirkondades (Soome lahe lesta, Liivi lahe lesta ja kilus, Läänemere avaosa lesta). Lühendite selgitused on toodud lühendite nimekirjas.

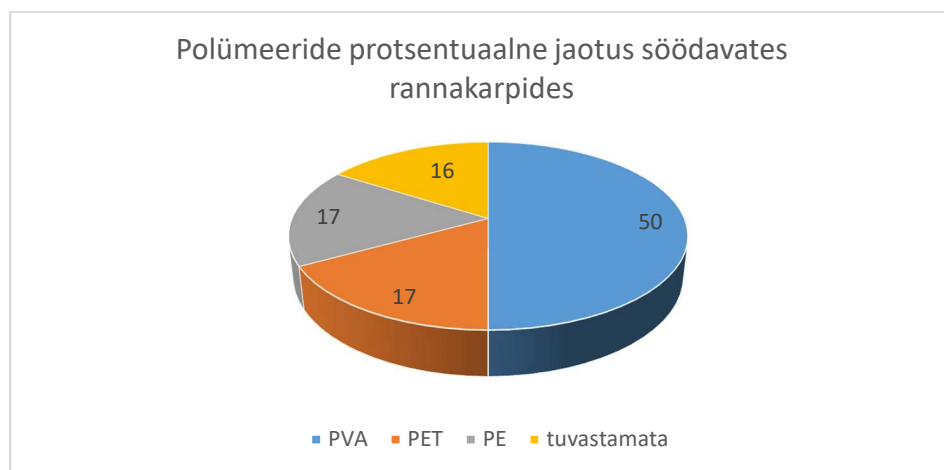
Täiskasvanud kalade seedeelundkonnas olid kõige sagedasemad kõikides uuritud Läänemere piirkondades polüetüleenist osakesed (Joonis 2). Soome lahes ja Läänemere avaosas moodustasid need mikroplastidest 50%, Liivi lahes 23,3%. Kolm polümeeri (PE, PVA, PET) olid esindatud kõikides uuritud piirkondades.

Analüüsitud rannakarpide pikkus oli keskmiselt $22,8 \pm 4,3$ mm ja balti lamekarbil $11,2 \pm 1,1$ mm. Rannakarbi analüüsitud tulemusena registreeriti 39 analüüsitud isendist mikroplasti kiude (tükke ei tuvastatud) kuues loomas, 0,2 mikroplasti kiudu karbi pehme koe kohta. Narva lahe piirkonnast analüüsitud balti lamekarbi 55 isendist leiti mikroplasti kiude kaheteistkümnes loomas, 0,3 mikroplasti kiudu karbi pehme koe kohta.

Nii substraadil kinnituvate kui substraadi sees elavates karpides esines võrdsel hulgal polüetüleeni (17%, joonised 3-4). Samal ajal esinesid erinevused domineerivate polümeeride osas – balti lamekarbis domineerisid PET osakesed, söödavas rannakarbis PVA osakesed.



Joonis 3. Balti lamekarbis leitud polümeeride jaotus. Lühendite selgitused on toodud lühendite nimekirjas.



Joonis 4. Söödavas rannakarbis leitud polümeeride jaotus. Lühendite selgitused on toodud lühendite nimekirjas.

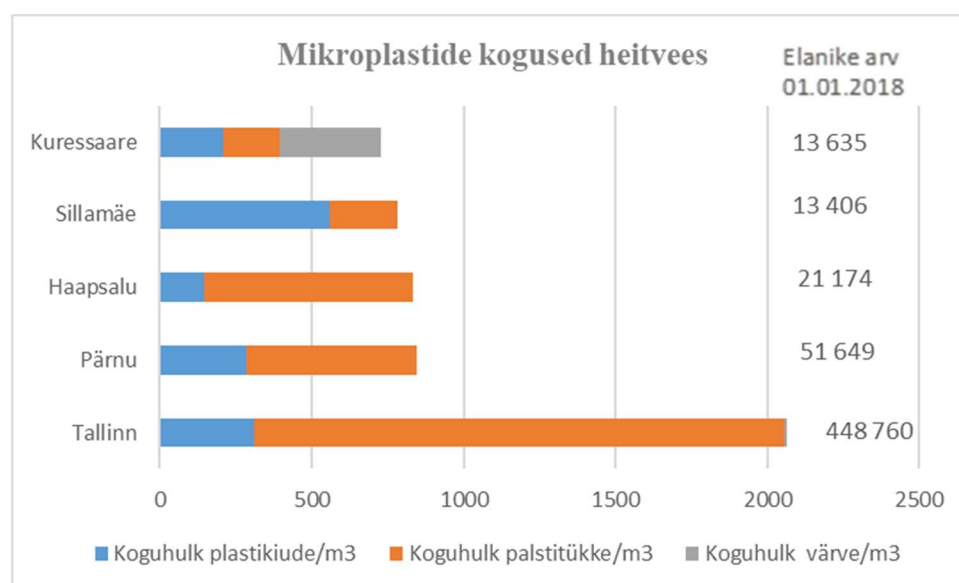
6. Mikroplasti levikuteed Eesti rannikumerre

6.1 Reoveepuhastusjaamad

Üheks oluliseks mikroplastide levikuteeks merekeskkonda on reoveepuhastusjaamade (RVPJ) heitveed. Projekti esimesel aastal külastati ja koguti proove nelja (Sillamäe RVPJ koguti proove 2015.a.) heitvett merre suunava RVPJ viimase puhastusetapi veest, hõlmates puhasteid, mis suunavad heitvee Soome lahte, Liivi lahte või Väinamerre.

Mikroplasti proovide kogumiseks reoveepuhastusjaamadest kasutati Manta otsavõrku (võrgusilma suurusega 333 µm), millest valati läbi 200 liitrit heitvett. Laboris sõeluti võrku jäänud materjal läbi 4 metallisõela – 5 mm, 1 mm, 0,3 mm ja 0,1 mm ning sõeltele jäänud prügiosakesed analüüsiti stereomikroskoobi all ning kategoriseeriti sarnaselt merevee pinnakihi mikroprügi seire proovidele tüübi (tükk, kiud), suuruse (vastavalt sõeltele) ja värvuse järgi.

Saadud tulemused näitasid, et RVPJ on olulised mikroplastide levikuteed ning et mikroplasti kogused RVPJ heitvees korreleeruvad hästi elanike arvuga iga konkreetse RVPJ piirkonnas (Joonis 5). Kui keskmiselt puhastatakse näiteks Tallinna RVPJ 50 miljonit m⁻³ reovett aastas, siis saame antud RVPJ arvestuslikuks mikroplasti koormuseks 100*10⁹ >0.1 mm osakest aastas. Samas tuleb mees pidada, et RVPJ on ka väga olulised mikroplastide „lõksud“ – erinevate uuringute põhjal peavad RVPJ kinni 70-99% sinna suubunud mikroplasti osakestest. Kuna enamus kinnipeetavatest osakestest seotakse ja sadestatakse reoveesetesse, siis on väga oluline määrata ka reoveesettes esinev mikroplasti kogus, et seeläbi hinnata võimalikku reostust keskkonnale läbi reoveesette kasutusele võtmise haljastuses või põllumajanduses.



Joonis 5. Mikroplasti osakeste jaotus (kiud, tükid, värv) ja kogus RVPJ heitvees võrrelduna elanike arvuga linnades (osaliselt koos ümbritsevate küladega) mille veed antud puhastisse suubuvad.

Sillamäe reoveepuhastusjaamas viidi proovikogumine läbi 2015. aastal ning mikroplasti kogus ulatus 783 osakeseni m⁻³ heitvees. Mikroplasti osakestest moodustasid suurema osa (67%) >0,33 mm suurused osakesed, millede seas domineerisid mustad või hallid ja sinised või rohelised mikroplasti kiud. Väiksemate osakeste seas (<0,33 mm) esines kõige suuremal hulgal samuti

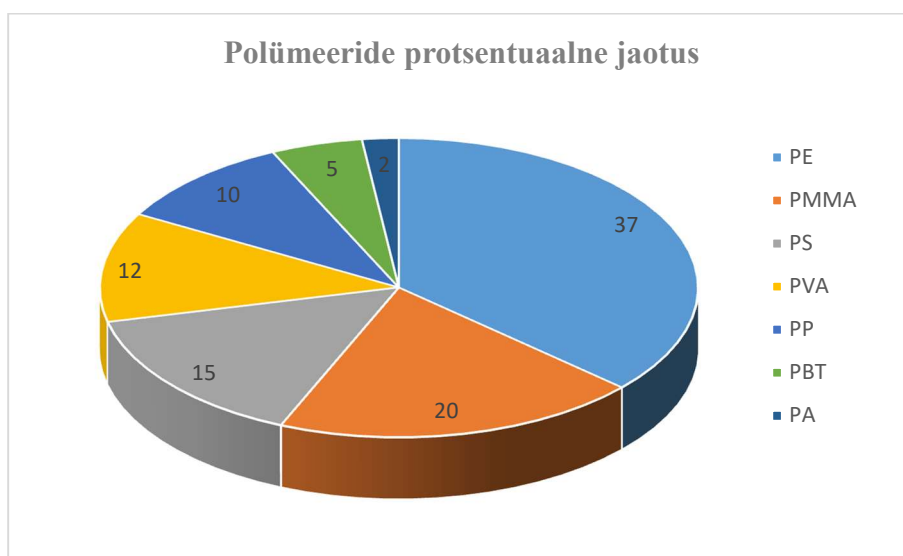
musti või halle mikroplasti kiudusid. Mikroplasti tükke leiti vaid 29 % ulatuses plastosakestest, milledest suurema osa moodustasid >0,33 mm valged mikroplasti tükid.

Tallinna, Haapsalu ja Pärnu RVPJ heitvee proovivõtt teostati 2018. aasta mai lõpus ja juuni alguses. Suurem mikroplasti kogus esines Tallinna RVPJ heitvees, kus plastosakeste koguhulk ulatus 2 055 osakeseni m⁻³. Tallinna RVPJ heitvees leiti plasttükke rohkem kui plastkiude, plasttükid moodustasid 85% kogu mikroplasti hulgast ning enamik leitud tükkidest olid läbipaistvad ja valged tükid (Lisa 1, Foto 1).

Haapsalu ja Pärnu RVPJ kogutud proovides olid heitvees mikroplasti kogused sarnasel tasemel, ca 800 plastosakest m⁻³. Mõlema RVPJ heitvees domineerisid osakesed suurusega 0,1 – 0,3 mm ning ülekaalus olid plasttükid, mis moodustasid 66-82% leitud mikroplastide kogusest. Mikroplastide hulgas esinesid enamasti läbipaistvad, valged ja mustad tükid.

Haapsalu, Tallinna ja Pärnu RVPJ proovides olid ülekaalus mikroplasti tükid, samal ajal leiti Sillamäe RVPJ heitveest enam mikroplasti kiude – proportsioon mikroplastide koguhulgast 71%. Kuressaare RVPJ heitvees oli värvitükkide osakaal analüüsitud proovis sarnasel tasemel plastosakestega.

Haapsalu, Pärnu, Kuressaare ja Tallinna RVPJ heitvee proovidest analüüsiti FTIR spektrometriga 8-15% visuaalselt identifitseeritud plastiosakestest. Heitvees kõige enam esinevad plastid olid polüetüleenid ja polüpropüleenid. Polümeeride jaotuses leiti suur varieeruvus Tallinna RVPJ heitvees (Joonis 6), 37% analüüsitud mikroplastidest määrati polüetüleeniks.



Joonis 6. Tallinna RVPJ heitveest leitud plastosakeste jaotus. Lühendite selgitused on toodud lühendite nimekirjas.

6.2 Jõed

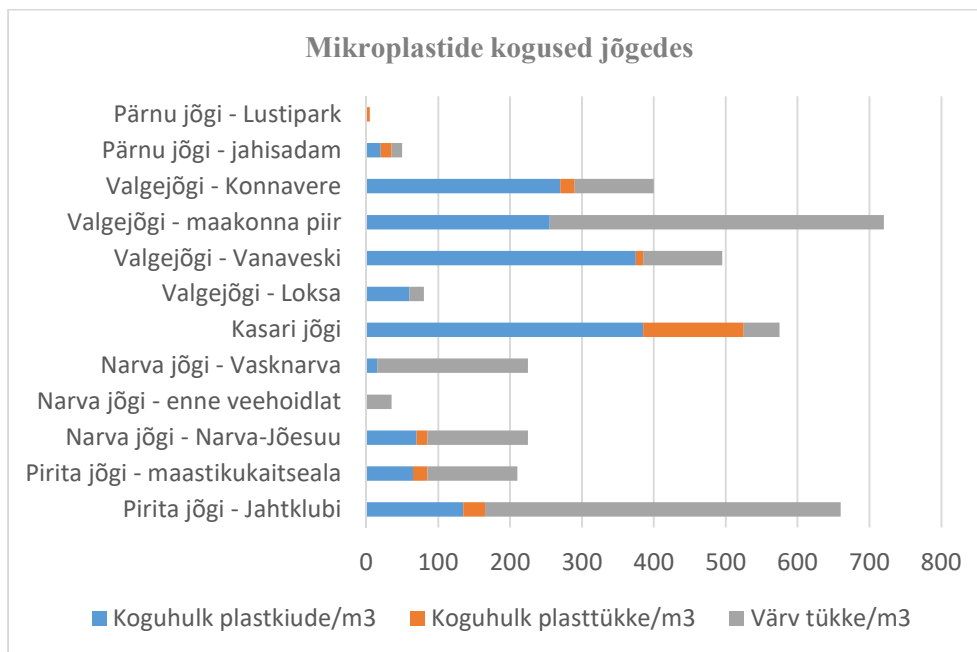
Teiseks oluliseks mikroplasti levikuteeks on merre suubuvad jõed, mis kannavad kaasa põllumajandusest, linnadest/asulatest (sademeveed, RVPJ heitveed) ja ka hajaasustuse

piirkondade majapidamistest pärit mikroplasti osakesi. Nii nagu RVPJ, nii toimivad ka jõed enne merre suubumist vähemal või suuremal määral mikroplasti reostuse vähendajatena – sõltuvalt jõe vooluhulgast ja -kiirusest ning mikroplasti reostuskoormusest settib vähemal või suuremal määral mikroplasti jõe põhjasetetesse. Settivate osakeste koguse ja iseloomu analüüsimiseks on vaja teostada eraldi uuringuid erinevate hüdro-morfoloogiliste tingimuste ja antropogeense koormusega jõgede erinevates lõikudes. Selle projekti raames koguti veeproove erineva suuruse, vooluhulga ja inimõjuga piirkondade jõgede – Narva jõgi, Valgejõgi, Pirita jõgi, Kasari jõgi ja Pärnu jõgi – pindmisest veekihi erinevatel jõelõikudel, mis läbivad nii inimasustusi, põllumaid, metsa- ja märgalasid (Tabel 5).

Tabel 5. Uuritud jõgede kirjeldus ja peamine jõge mõjutav inimtegevus (Keskkonnaregister).

Jõgi	Pikkus lisaharudega (km)	Valgala pindala (km ²)	Vooluhulk (m ³ s ⁻¹)	Jõge mõjutav inimtegevus
Pärnu	170,1	6 836,5	65	Heitvee ja sademevee juhtimine jõkke, vesiviljelus, põllumajanduslik hajukoormus. Turba kaevandamine – kuivendusvee juhtimine jõkke.
Narva	123,9	56 783	399	Heitvee ja sademevee juhtimine jõkke, vesiviljelus. Elektri jaamade jahutusveevõtt, põllumajanduslik hajukoormus. Piiriülene mõju.
Pirita	118,1	807,8	7	Heitvee ja sademevee juhtimine jõkke, küttesüsteemi magistraalitorude tühjendusvee juhtimine jõkke, põllumajanduslik hajukoormus.
Kasari	134,5	3 213,1	25	Heitvee juhtimine jõkke, põllumajanduslik hajukoormus.
Valgejõgi	105,4	451,5	3,9	Heitvee juhtimine jõkke.

Võrdlemaks mikroplasti reostust jõe erinevates osades valiti Valgejõel 4, Narva jõel 3, Pirita ja Pärnu jõel 2 ning Kasari jõel 1 proovivõtupiirkond. Valgejõel valiti potentsiaalselt puhtaim ala enne Tapa linna Konnavere allikate juures. Kuna Valgejõkke suunatakse kogu Tapa linnast tulev sademevesi ja reoveepuhastusjaamast tulev heitvesi, valiti teiseks proovivõtukohtaks Tapa linnast põhja pool asuva Ohepalu looduskaitseala piir. Kolmas proovivõtupunkt valiti Vanaveskil, vahetult enne Lokska linna, ning viimane jõe suudmealal Lokska linnas. Proovide kogumiseks Narva jõest valiti esimene punkt Peipsi järve lähedusest Vasknarva piirkonnast. Võrdlemaks Narva linna ja veehoidla mõju jõe, koguti mikroplasti proovid ka vahetult enne Narva veehoidlat ning Narva linnast jõe suudmealalt. Pirita ja Pärnu jõgedest koguti mikroplasti proovid jahisadamate piirkonnast. Teine proovikogumine teostati Pirital mõnevõrra ülesvoolu Pirita jõeoru maastikukaitsealal ning Pärnu jõel vahetult enne linna Lustipargi (Reiu jõe suubumisest veidi allavoolu) juures. Kasari jõel koguti proove jõe suudmealalt Matsalu rahvuspargist. Kõikidest jõgedest koguti proove võimalikult jõe keskelt ning kasutati sama meetodikat mida reoveepuhastusjaamadeski.



Joonis 7. Mikroplastide osakeste jaotus (kiud, tükid, värv) ja kogused uuritud jõgede erinevates piirkondades.

Enamuse jõgede pinnakihist kogutud mikroplastist moodustasid erinevad sünteetilised kiud (Joonis 7), mikroplasti tükkide osatähtsus oli suhteliselt väike (va Kasari jõgi). Jõgedest kogutud proovide analüüs näitas, et mikroplastide hulgas jõgede pinnakihis võivad lisaks inimõju suurusele olla seotud ka jõe hüdro-morfoloogiliste ja hüdroloogiliste iseärasustega. Seda iseloomustas ilmekalt väiksem mikroplasti osakeste hulk laiemates ja suurema vooluhulgaga (suurem lahjendusefekt proovikogumise hetkel) jõgedes (Joonis 7). Samal ajal ilmestasi saadud tulemused selgelt ka inimtegevuse mõju olulisust – nt Pirita jõe jahisadama piirkonnast kogutud proovis esines 2x enam mikroplasti osakesi ja 4x enam värvitükke võrreldes 1 km ülesvoolu kogutud prooviga (Pirita jõe jahtklubi piirkonnas registreeriti 495 plastosakest m^{-3} ning Pirita jõe ülesvoolu piirkonnas 125 plastosakest m^{-3}). Mõlemas piirkonnas domineerisid sinised mikroplasti tükid ja kiud.

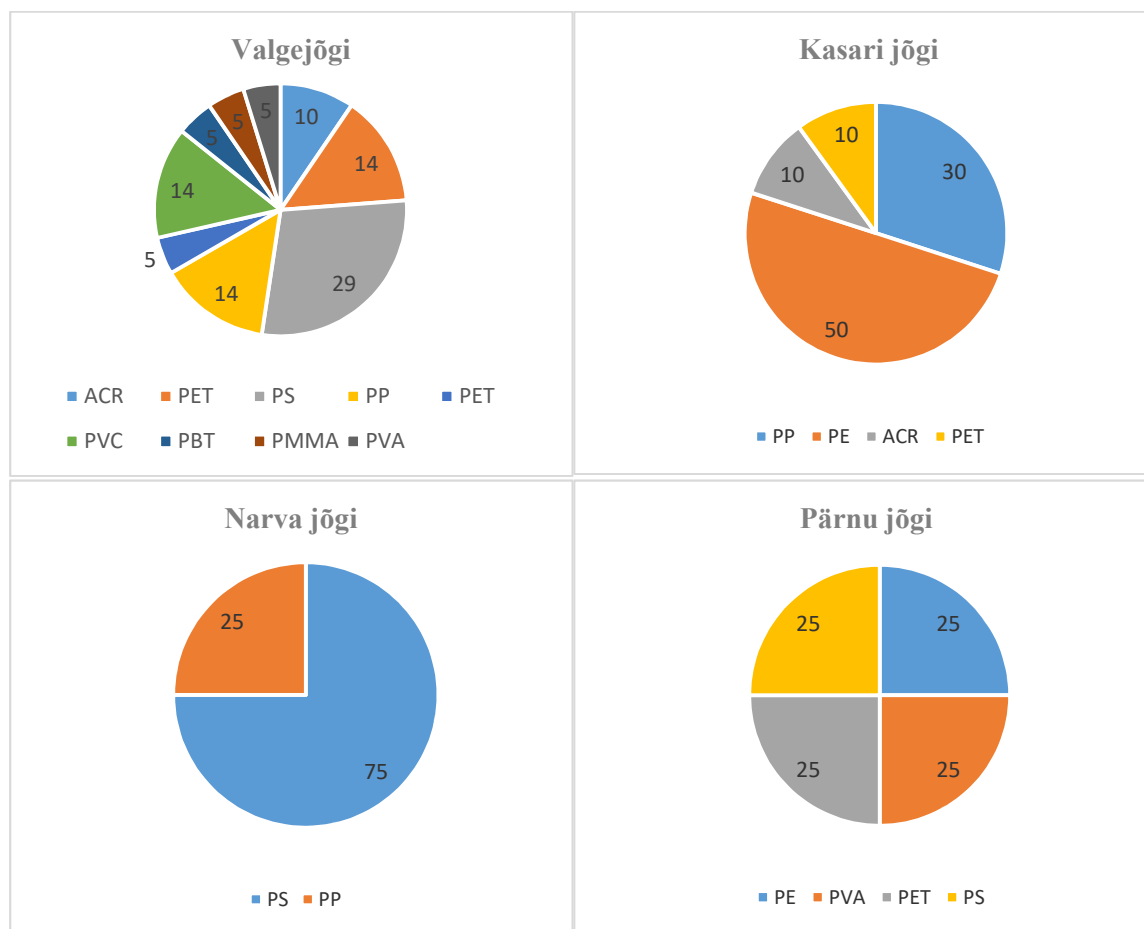
Pärnu jõest koguti mikroplasti proovid jõesuudme lähedalt, kus esineb nii jahisadama, RVPJ, linna sademevee kui ka Sauga jõe sissevoolude mõju ning enne Pärnu linna. Mõlemas proovis jäid mikroplastide kogused võrreldes teiste analüüsitud jõgede proovidega tagasihoidlikeks. Pirita jõe jahisadama lähistelt kogutud proovist leiti 13 korda rohkem mikroplaste kui Pärnu jõe jahisadama lähistelt. Saadud erinevus võib olla seotud Pärnu jõe suurema laiuse ja kiirema vooluga proovivõtupiirkonnas, aga kindlasti ka Pirita jahisadama kaks korda suurema mahutavuse ja suurema jahtide hooldusalaga Pirita jahisadamas.

Valgejõe proovivõtukohtades praktiliselt puudusid mikroplasti tükid (domineerisid plastkiud ja värvitükid). Enne Tapa linna Konnavere allikate lähistelt kogutud proovist leiti 400 mikroplasti m^{-3} , milledest 27% olid värvitükid. Teises proovivõtukohas, Tapa linnast põhja pool Ohepalu looduskaitseala piiril, esines suurem mikroplastide kogus – 720 osakest m^{-3} – mille võis tingida Valgejõkke suunatud Tapa linna RVPJ heitveelask. Leitud mikroplastist moodustasid 65% värvitükid. Kolmandas proovivõtupunktis Vanaveskil, vahetult enne Loksa linna, esines kõige rohkem plastkiude – 375 plastikiudu m^{-3} . Valgejõe suudmealal Loksa linnas analüüsiti kõige

väiksem mikroplastide hulk Valgejões. Saadud tulemused viitavad vajadusele koguda proov ka ühest-kahest piirkonnast Konnaverest ülesvoolu.

Kahes piirkonnas Narva jõel, Peipsi järvest väljavoolul Vasknarva piirkonnas ja Narva-Jõesuus, esines mikroplasti sarnasel tasemel – 225 osakest m⁻³. Samal ajal jäi mikroplastide hulk enne Narva veehoidlat kogutud proovis 15 korda madalamale tasemele ning leiti ainult värvitükke.

Kasari jõe suudmealal (Matsalu rahvusparkis) registreeriti mikroplasti koos värvitükkidega kokku 575 osakest m⁻³. Võrreldes erinevat tüüpi mikroplasti osakesi, olid antud piirkonnas ülekaalus mikroplasti kiud, moodustades mikroplasti koguhulgast 70% (Lisa 1, Foto 2). Kasari jõest kogutud proovis esinenud suure mikroplasti hulga mõistmiseks tuleb koguda proove ka jõe teistest lõikudest, et tuvastada, kas ka teiste lõikude koormus on samas suurusjärgus.



Joonis 8. Polümeeride protsentuaalne jaotus erinevates jõgedes. Lühendite selgitused on toodud lühendite nimekirjas.

Jõgede veeproovide analüüsitulemused näitavad, et mikroplastide hulgad jões on seotud jõekanalilise laiuse ning jõe vooluhulgaga (Tabel 5). Narva ja Pärnu jõgi on suuremate vooluhulkadega merresuubuvad jõed võrreldes teiste uuritud jõgedega ning nende jõgede erinevatelt lõikudest leiti tõenäoliselt suurest vooluhulgast tingitud lahjenemise efekti tõttu vähem mikroplasti. Jõgede puhul on oluline ka valgala taristu areng, maakasutus, RVPJ lähedus (heitvee sissevool jõkke), väikesadamad ja rekreatiivsete tegevuste intensiivsus. Kuigi jõgedes esineva mikroplasti hulga ning valgala taristu, maakasutuse ja rekreatiivsete tegevuste vahel võiks olla oluline seos, ei olnud selle projekti raames kogutud tulemuste põhjal alati võimalik üksüheseid

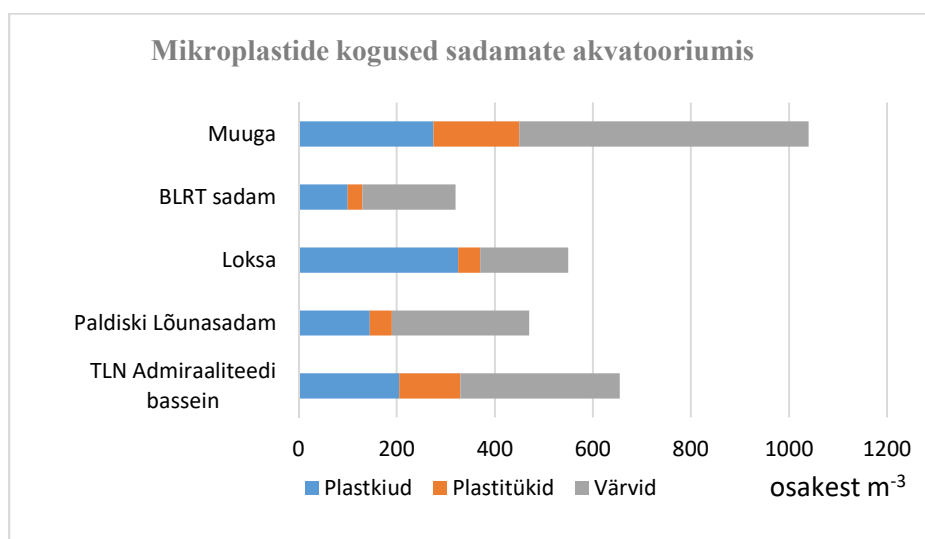
seoseid tuvastada. Erineva mikroplastide hulga ja iseloomu selgitamiseks erinevates jõgedes ja jõelõikudes tuleb jätkata põhjalikumate uuringutega, kaasates iga jõe ja uuritava jõelõigu puhul analüüsiks erinevad maatrikseid (vesi, sete, elustik; ei olnud projekti mahtu arvestades käesoleva projekti eesmärk).

Jõgede proovidest analüüsiti FTIR spektromeetriga 10-24% visuaalselt identifitseeritud plastosakekestest. Jõgedes olid kõige enam esinevad plastid polüstüreen, polüetüleen ja polüpropüleen (Joonis 8), kusjuures erinevates jõgedes materjalide jaotus varieerus. Valgejões varieerus polümeeride koostis kõige rohkem võrreldes teiste jõgedega.

6.3 Tööstus- ja linnasadamad

Sadamatest valiti potentsiaalselt suurema reostuskoormusega tööstussadamad (Muuga, Loksa, Paldiski Lõunasadam ja Balti Laevaremonditehase sadam) ning üks linnasadam (Tallinna Admiraliteedi bassein). Sadamatest koguti proove sadama akvatooriumilt kai pealt jõgedega sarnase meetodikaga. Muuga sadam on Eesti suurim ja sügavaim kaubasadam, kus on võimalik lastida-lossida ja ladustada toornaftat ja naftasaadusi, sega- ja puistlasti ning külmutust nõudvaid kaupu, teenindada konteiner- ja ro-ro tüüpi laevu. Loksa sadama juures asuv Loksa laevatehas seisis tükk aega tühjana, kuid kolm aastat tagasi hakati seal tootma betoon- ja metallelemente. Paldiski Lõunasadama põhitegevus on suunatud Eesti eksport- ja importkaupade ning transiitkaupade käitlemisele. Sadamas käideldakse peamiselt vanametalli, puitu, turvast, puitpelleid ja naftatooteid ning keemia- ja toiduaine tööstuse toodangut. BLRT Gruppi kuuluv sadam osutab teenuseid erinevates valdkondades, nt laevaehitus, laevade remont ja moderniseerimine, metallitöötlus ja masinaehitus. Tallinna Admiraliteedi basseinis asuv jahisadam on väikelaevadele mõeldud sadam, mis asub otse linna südames ning on kaitstud tuulte ja lainetuse eest.

Mikroplastide hulgad on eeldatavalt suuremad sadamate piirkondades võrreldes ümbritseva rannikumerega. See on seotud erinevate tegevustega (nt lastimine ja lossimine, laevaekere hooldus) ja sadamas/laevadel kasutatavate materjalidega (nt sünteetilisest materjalist köied, poid, kummist kaipehmedused).



Joonis 9. Mikroplastide osakeste jaotus (plastkiud, plasttükid, värvid) ja kogused uuritud sadamates.

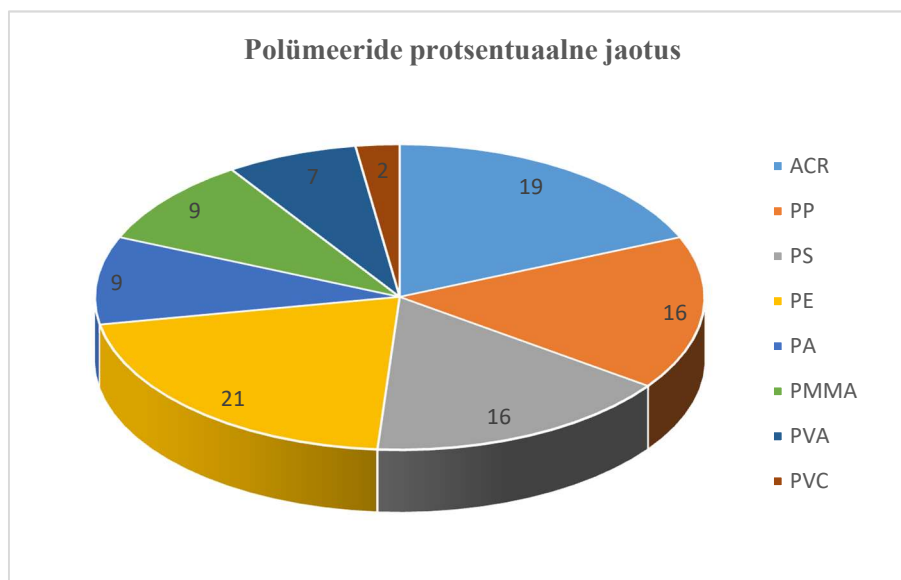
Muuga sadamast kogutud proovide analüüs näitas väga suurt mikroplastide saastatuse taset – 1040 osakest m^{-3} (Joonis 9). Kõige enam leidus värvitükke (590 osakest m^{-3}). Kiude esines värvitükkidega võrreldes kaks korda (275 osakest m^{-3}) ja plasttükke kolm korda vähem (175 osakest m^{-3}). Mikroplasti kogused Muuga sadama akvatooriumil olid suuremad ka enamuse uuritud RVPJ heitvees olevatest mikroplasti kogustest. Vaatamata sellele, et RVPJ on tänu suurele vooluhulgale mikroplasti kogukoormus ümbritsevale merealale suurem, tuleb Muuga kaubasadamat lugeda väga oluliseks mikroplastide levikuteeks antud piirkonnas.

Linnasadamas, Tallinna Admiraliteedi basseini vees esines samuti suur kogus mikroplasti. Värv- ja mikroplasti osakeste koguhulk oli sarnasel tasemel, vastavalt 325 ja 330 osakest m^{-3} (Joonis 9). Suurima osa värvitükkidest moodustasid sinised ja rohelised tükid. Plastosakestest domineerisid mikroplasti sinised või rohelised kiud ja läbipaistvad mikroplasti tükid.

Loksa sadamast kogutud proovis oli mikroplasti osakesi vähem (550 osakest m^{-3}) ning suure osa sellest moodustasid plastkiud (325 kiudu m^{-3}) ja värvitükid (180 osakest m^{-3}).

BLRT sadamas jäid võrreldes Paldiski sadamast kogutud proovidega mikroplasti kogused veidi madalamale tasemele, vastavalt 321 ja 470 osakest m^{-3} . Mõlemas sadamas moodustasid värvitükid 60% ning plasttükid ja -kiud 40%. Plastosakestest moodustasid plastkiud 24% ning plasttükid 76%. Mikroplastide hulgas esinesid enamasti mustad ja sinised osakesed (Lisa 1, Foto 3).

Muuga, Loksa, Paldiski ja BLRT sadama vee pinnakihi proovidest leitud mikroplastidest analüüsiti FTIR spektromeetriga 9-30% visuaalselt plastiks määratud osakestest. Kõige sagedamini esinesid polüpropeen, polüetüleen, ja polüstüreen. Tallinna Admiraliteedi basseini mikroplastidest analüüsiti FTIR spektromeetriga 65% visuaalselt plastiks määratud osakestest (Joonis 10). Plastitüüpidest esinesid kõige sagedamini polüetüleenid, akrüülpolümeerid, polüpropüleenid ja polüstüreenid.

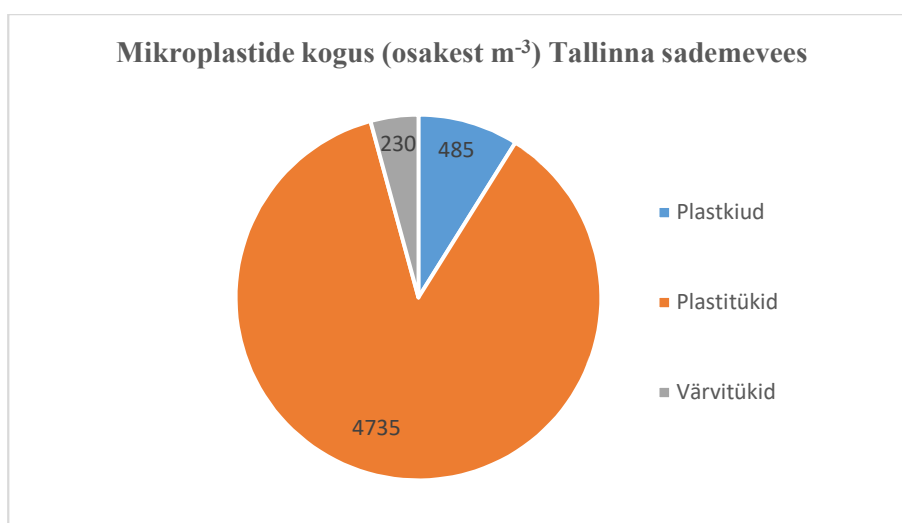


Joonis 10. Tallinna Admiraliteedi basseini veest leitud plastitüübid. Lühendite selgitused on toodud lühendite nimekirjas.

6.4 Sademevesi

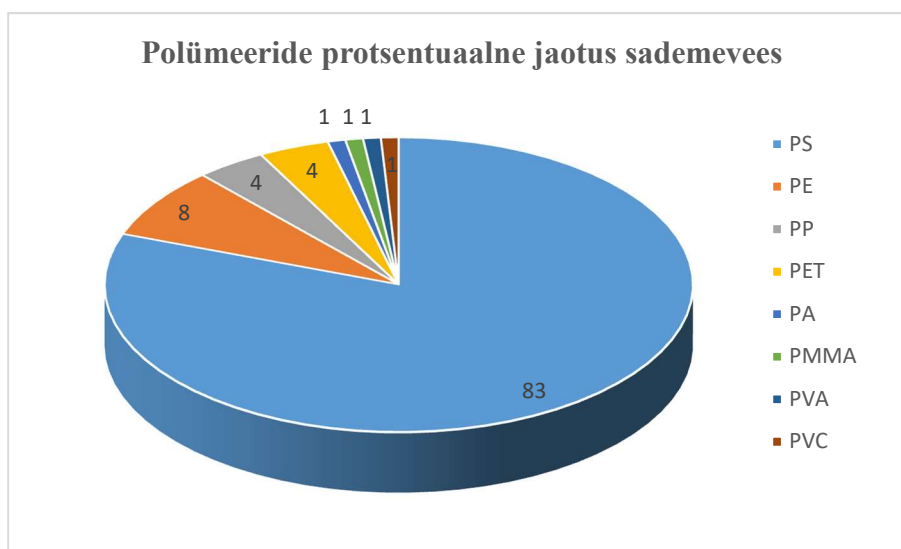
Juulis 2019 teostati peale tugevat vihmasadu mikroprügi proovivõtt Mustojast. Mustoja valgala asub täielikult Tallinna territooriumil, haarates enda alla osa Mustamäe, Järve ja Lilleküla piirkonnast. Oja kaudu juhitakse Kopli lahte nende alade puhastamata sademevesi. Reovett ei ole lubatud oja juhtida.

Võrreldes teiste uuritud mikroplasti levikuteedega esines sademevees kõige kõrgem mikroplastide hulk, 5 220 osakest m^{-3} . Sademevees leidsid erinevat värvi plastitükid (Lisa 1, Foto 4), millest enamik olid valged ja mustad, kusjuures valged olid visuaalsel hinnangul vahtpolüstüreeni osakesed. Nii mikroplasti kiude kui värvitükke leiti vastavalt 7% ja 3% mikroplastide koguhulgast (Joonis 11). Peamiselt domineerisid sinised/rohelised ja mustad/hallid mikroplasti kiud ning sinised värvitükid.



Joonis 11. Mikroplastide osakeste jaotus Mustojas.

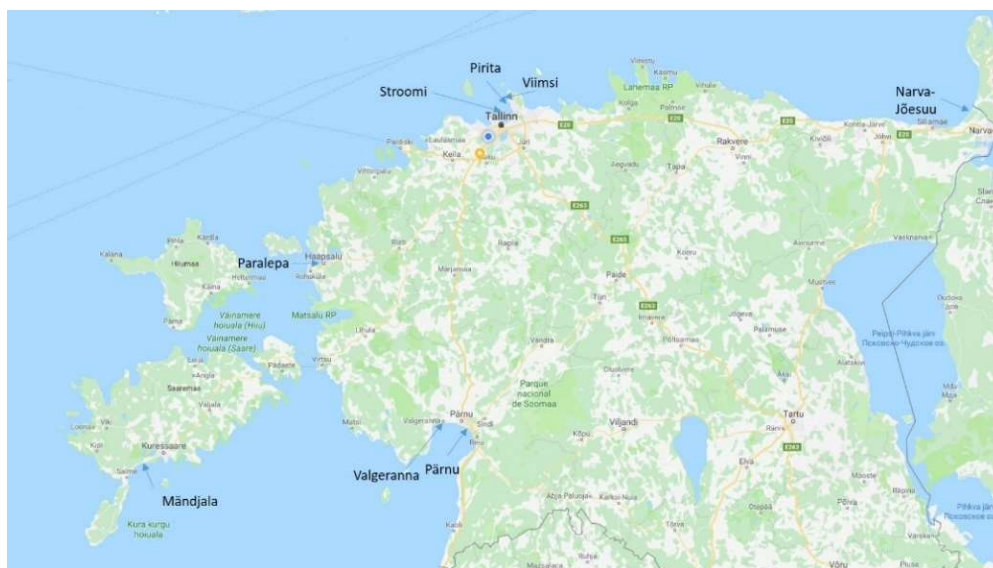
FTIR spektromeetriga analüüsiti 18% Mustojast leitud mikroplasti osakest. Neist 83% määrati polüstüreeniks (Joonis 12).



Joonis 12. Sademeveest leitud plastitüübid. Lühendite selgitused on toodud lühendite nimekirjas.

6.5 Supelrannad

Supelrandadest mikroplasti proovide kogumiseks valiti avalikud ja peamiselt ka regulaarselt puhastatavad supelrannad – Pärnu, Pirita, Stroomi, Viimsi, Valgerand, Paralepa (Haapsalu), Mändjala (Saaremaa) ja Narva-Jõesuu rand (Joonis 13). Proovivõtu meetodika järgis Rocha (The microplastic toolbox. A Rocha International) ja OSPAR (A guideline for monitoring marine litter on beaches in the OSPAR Maritime Area) suuniseid ja protokolle. Proovide kogumiseks valiti aktiivselt kasutatav 100 m pikkune rannaala, kus igas rannas koguti kahelt lõikelt kokku 12 proovi. Esimene lõige valiti ülalpool rannajoont (akumulatsiooniala piki märja liivaga rannajoont), kuhu laine regulaarselt ei ulatu ning meri on taandunud. Teise lõikena valiti paralleelne kuiva liivaga rannajoon ranna keskel, enamasti ~6 m kaugusel nn akumulatsioonialast. Erandiks vaid Valgerand ja Pärnu rand, kus kuiva liivaga ala paiknes alles 9-30 m kaugusel. Mõlemalt lõikel koguti mikroplasti analüüsiks liivaproovid 25×25 cm alumiiniumraami seest. Pealmine 5 cm liivakiht sõeluti läbi 5 mm ja 1 mm silmasuurusega metallsõela (nn mesoprügi eraldamiseks). 5 mm sõela peale jäänud plastosakesed (mesoplast) koguti minigrip kottidesse. Kui 1 mm sõelale jäi sõelme jämedusest tingituna palju materjali, siis koguti see edasiseks laboratoorseks analüüsiks klaaspurkidesse. Väiksema mikroprügi (<1 mm) analüüsimiseks koguti 1 proov raami kõrvalt otse klaaspurki. Esimesel puhul sorteeriti prügiosakesed liivast sõelumise teel ja neid analüüsiti kasutades stereomikroskoopi (Olympus SZX16). Teise meetodi puhul kasutati mikroplasti liivast eraldamiseks 1,8 g cm⁻³ tihedusega NaI lahust, mis segati liivaprooviga, ning tiheduse järgi eraldatud osakesi analüüsiti stereomikroskoobi abil. Tulemuste arvutamisel leiti mikroplasti osakeste keskmine hulk igas proovivõtu kohas 1 m³ liivas.



Joonis 13. Eesti liivarannad kus koguti mikroplasti proove.

Tabel 6. Uuritud randade kirjeldus.

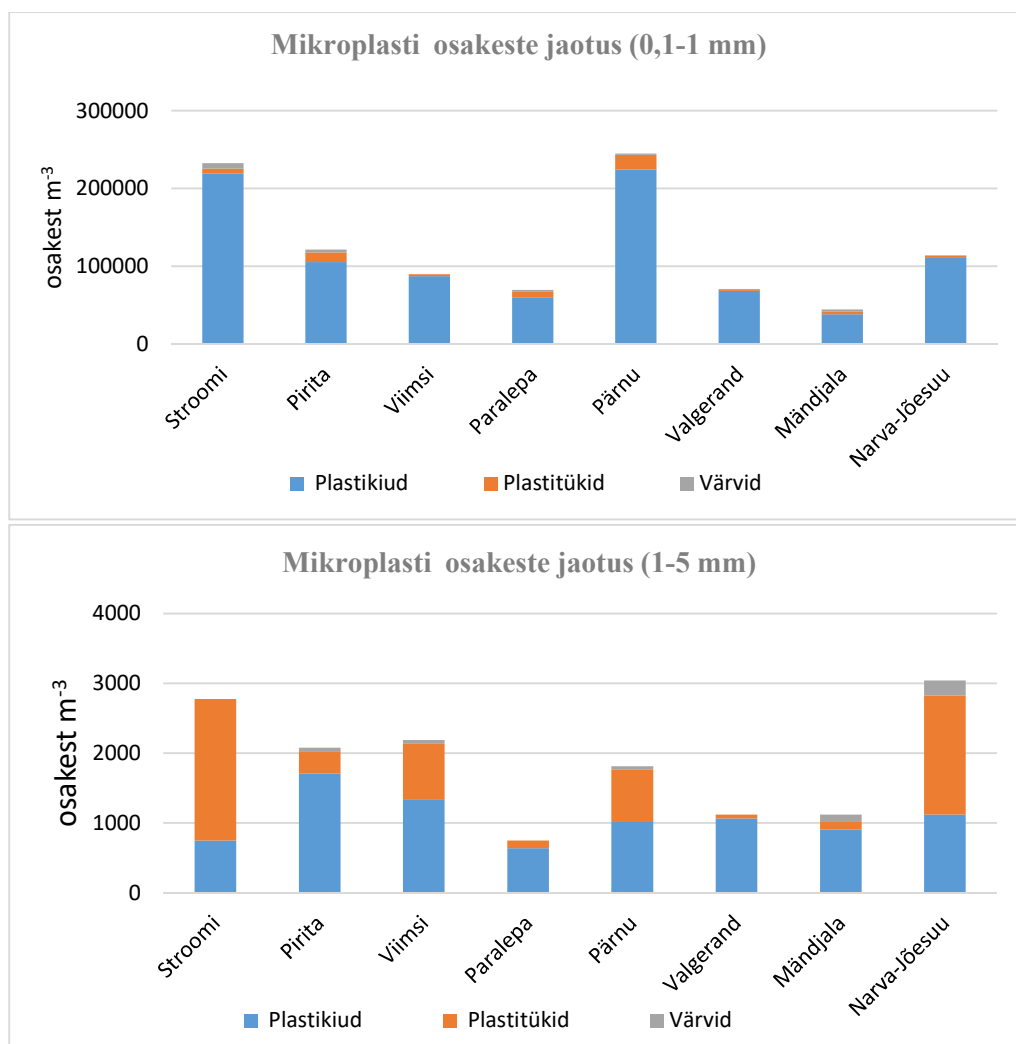
Ranna nimetus	Turistide arv hooajal	Ranna kirjeldus (kõrval olevad objektid)
Stroomi	5000 – 10000	<ul style="list-style-type: none"> • Pikkus: 1,45 km • Laius: 60 m • Hea infrastruktuuriga rand

	inimest korruga	<ul style="list-style-type: none"> • Piirneb pargialaga • Läheduses on elurajoonid, tööstusala, sadam, RVPJ, laevaliinid
Pirita	6000 – 20000 inimest korruga	<ul style="list-style-type: none"> • Pikkus 2,45 km • Laius: 50-60 m • Hea infrastruktuuriga rand • Piirneb metsaga • Läheduses on Pirita jõe suue, jahisadam, sademevee väljalasud ja laevaliinid
Viimsi (Haabneeme)	600 – 800 inimest korruga	<ul style="list-style-type: none"> • Pikkus 406 m • Laius 50 m • Hea infrastruktuuriga rand • Tagapool metsaala • Läheduses on elurajoonid, sadamad, sademevee väljalasud ja laevaliinid
Paralepa	200 – 500 inimest korruga	<ul style="list-style-type: none"> • Pikkus 300 m • Laius 50 m • Hea infrastruktuuriga rand • Tagapool haljasala
Mändjala (Saaremaa)	100 – 400 inimest korruga	<ul style="list-style-type: none"> • Pikkus 1,8 km • Laius 50 m • Rand ilma infrastruktuurita • Tagapool metsaala
Valgerand	100-500 inimest korruga	<ul style="list-style-type: none"> • Pikkus 3 km • Laius 40 m • Hea infrastruktuuriga rand • Tagapool metsaala • Läheduses on Audru ja Pärnu jõe suudmed, sademevee väljalasud ja laevaliinid
Pärnu	5000 – 15000 inimest korruga	<ul style="list-style-type: none"> • Pikkus 1,8 km • Laius 100 m • Hea infrastruktuuriga rand • Läheduses on Pärnu jõe suue, sademevee väljalasud ja laevaliinid
Narva-Jõesuu	kuni 2000 inimest korruga	<ul style="list-style-type: none"> • Pikkus 12 km • Laius 50-100 m • Hea infrastruktuuriga rand • Tagapool metsaala • Läheduses on Narva jõe suue

Mikroprügi erineva suurusfraktsiooniga osakestest domineeris uuritud piirkondades väiksem suurusfraktsioon (0,1-1 mm). Suuremas (1-5 mm) ja väiksemas (0,1 -1mm) suurusfraktsioonis oli mikroplastide osakaal sarnasel tasemel, 30-60% mikroprügi koguhulgast (Joonis 14).

Suuremas suurusfraktsioonis leiti kõige rohkem mikroplaste Narva-Jõesuu rannas (3 093 osakest m⁻³). Paralepa ranna piirkonnas jäi mikroplastide koguhulk kõige madalamale tasemele – 747 osakest m⁻³. Randades domineerisid enamasti plastkiud, moodustades 63-95% mikroplastide

koguhulgast. Erandiks on Stroomi ja Narva-Jõesuu rand, kus mikroplasti tükide osakaal moodustas vastavalt 73% ja 55% mikroplastide koguhulgast (Lisa 1, Foto 5).



Joonis 14. Erineva suurusklassi mikroplasti osakeste jaotus (plastid ja muu prügi) Eesti randades 2018-2019.aastal.

Tööstuslikke plastpelleteid leidub ka piirkondades, kuhu maismaa päritolu reostus ei jõuaks. Stroomi rannast kogutud liivaproovide analüüsil tuvastati olulisel määral plastpelleteid. Suure tõenäosusega oli tegu mitte maismaalt pärit, vaid merelt pärit osakestega.

Stroomi rannast leitud üle 1 mm plastpelleetid analüüsiti FTIR spektromeetriga Tallinna Tehnikaülikooli Polümeeride instituudis. Kokku analüüsiti 21 mikroplasti osakest. Neist 8 identifitseeriti polüpropeeniks, 9 polüetüleeniks, 2 polüstüreeniks ja 2 segatüüpi polümeeriks.

Väiksema fraktsiooni (0,1 -1mm) liivaproovides leiti kõige rohkem mikroplaste (plaste ja värve) Pärnu ja Stroomi rannas, vastavalt $246 \cdot 10^3$ ja $240 \cdot 10^3$ osakest m^{-3} . Pirita, Viimsi ja Narva-Jõesuu randadest kogutud proovides jäi mikroplastide kogused sarnasele tasemele, $89 \cdot 10^3$ - $121 \cdot 10^3$ osakest m^{-3} . Paralepa rannas, Valgerannas ja Mändjala rannas esines kõige vähem mikroplaste. Antud suurusjärgus plastitükide ja värvi koguhulk jäi kõigis uuritud piirkonnades väga madalale tasemele (Joonis 14). Liivaproovides esines kõige enam musti, siniseid, punaseid ja läbipaistvaid mikroplasti osakesi (Lisa 1, Foto 6).

Randade kaldajoonelt ja keskosast leitud mikroprügi ja mikroplastide koguhulgad olid erinevad. Valgerannas, Narva-Jõesuu ja Stroomi rannas leiti rohkem mikroplaste ranna keskosast võrreldes kaldajoonega. Pärnu, Paralepa ja Mändjala rannas oli mikroplastide koguhulk ranna keskel ja kaldajoonel sarnasel tasemel. Pirita ja Viimsi rannas leiti suuremas suurusklassis (1-5 mm) mikroplaste rohkem randade keskosast, kuid väiksemas suurusklassis (0,1-1 mm) kaldapiirkonnas.

7. Eesti rannikumere veepinna ja settes oleva mikroprügi seire andmed võrrelduna kogutud potentsiaalsete mikroplastide levikuteede andmetega.

Reoveepuhastusjaamad, sadamad ja jõed võivad olla olulised mikroplastide levikuteed rannikumerre. Käesolevas töös näidatud tulemustest nähtub erinevate levikuteede suur roll, aga ka suur omavahelise erinevuse võimalikkus aastases mikroplasti koormuses ümbritsevale merealale. Kogukoormus sadamapiirkondadest sõltub sadama akvatooriumi ja ümbritseva mereala omavahelisest veevahetusest ja akvatooriumi avatusest. Muuga sadama ja Tallinna Admiraliteedi basseini suuremad mikroplasti kogused mere pinnakihis on lisaks inimtegevusest tingitud koormusele kindlasti seotud ka antud sadamate suhtelise suletusega võrreldes näiteks Paldiski Lõunasadama või BLRT sadamaga.

Oluliseks püsivaks levikuteeks on aga reoveepuhastid ja jõed, kuigi ka siin esinevad aastaajalised varieeruvused (ei analüüsitud käesolevas töös). Näiteks Tallinna RVPJ suuruse puhastusjaama heitveed võivad merre kanda üle $100 \cdot 10^9$ plastosakese aastas. Narva jõgi on aastase äravoolu poolest Neeva järel suuruselt teine Soome lahte suubuv jõgi. Vasknarvas on vooluhulk $331 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ ja jõe suudmes on see ligikaudu $400 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (https://www.keskkonnaamet.ee/sites/default/files/keskkonnaharidus/narva_jogi_est_varv.pdf). Arvestades, et nii Vasknarva piirkonnas kui ka Narva jõe suudmealal oli käesoleva projekti proovivõtu korral mikroplasti kogus 225 plastosakest m^{-3} , moodustab $>0.3 \text{ mm}$ suurusega mikroplasti osakeste voog $75-90 \cdot 10^3$ osakest sekundis.

Merre sattunud osakeste segunemine veemassides ja kandumine ümbritsetavatele aladele tekitab olulise nn lahjenemise efekti, mistõttu mikroprügi seire (alates 2016) raames kogutud proovides on mikroplastide sisaldused jäänud alati suurusjärgudes madalamale tasemele. Kuigi mikroplasti kogused on piirkonniti, aastaegade ja aastate lõikes olnud varieeruvad, ei ole keskmised aastased mikroplasti kogused erinevates merepiirkondades ületanud $0,3$ osakest m^{-3} . Maksimaalsed leiud erinevatel aastaegadel on jäänud mere avaosa pinnakihis <2 osakese m^{-3} (Mikroprügi seire 2019 aruanne). Samas tuleb rõhutada, et mikroprügi seirepiirkondade määramisel ei ole arvestatud vee üldise ringlusega erinevates mere piirkondades ja võimalike akumulatsioonipiirkondadega, vaid on pigem lähtunud allikate/levikuteede lähedusest ja laiema fooni põhimõttest.

Mikroplastide sisaldused erinevates mikroprügi levikuteedes on kõrgemad Soome lahes võrreldes Liivi lahes uuritud piirkondadega. Need tulemused korreleeruvad ka mere pinnakihist seire raames leitud mikroplasti kogustega. Mikroplastide potentsiaalsete levikuteede andmete vähesuse ja suure varieeruvuse tõttu on võimalik vaid proovivõtu ajal esinenud olukorra kirjeldamine. Täpsemateks koormusarvutusteks tuleb läbi viia põhjalikumad ja kogu aastat hõlmavad uuringud.

Kuna mikroprügi seire raames on setteproove käesoleva töö proovivõtupiirkondadega lähedastelt merealadelt kogutud vaid kahel korral Tallinna ja Narva lahest, siis on projekti tulemustega seoste loomine suuresti meelevaldne. Mikroprügi seire tulemustest (Mikroprügi seire 2018 aruanne) lähtuvalt esinevad suuremad mikroplasti kogused Narva lahe setetes võrreldes Tallinna lahe setetega. See võib olla seotud suurema koormusega Narva lahe piirkonnas (Narva jõgi, vee üldine ringlus Soome lahes), kuid võib olla suuresti sõltuv ka sette erinevast koostisest proovivõtu piirkonnas. Võimalike levikuteede/allikate ja settesse akumulatsioonide vaheliste seoste kindlakstegemiseks on vaja enam andmeid.

8. Hinnang tegevuse tulemuslikkusele

Käesoleva projekti tulemusena on olemas esmased andmed mikroplastide esinemisest erinevates mikroplasti levikuteedes nagu jõed, reoveepuhastusjaamad, sadameveed. Nendele andmetele tuginedes on võimalik kavandada täpsemaid uuringuid, mille raames võetakse arvesse nii aastaajalisus kui ka erinevate levikuteede mõju mikroplasti kinnipidamisele – akumulatsioonide lühemaks või pikemaks ajaks settesse (käesolev uuring ei hõlmanud analüüsi jõgede ja sadamate setetest ning reoveesetest).

Töö käigus teostati esmane põhjalik uuring ka Eesti liivarandade mikroplasti koguste ja omaduste kindlakstegemiseks. Uuringutulemused iseloomustasid selgelt, et liivarandades leitu ei pärine vaid ümbritsevalt maismaalt, vaid võib olla suures osas kantud hoovustega ümberkaudsetest piirkondadest ja teistelt merealadelt. Seda iseloomustas ilmekalt plastpelletite esinemine Stroomi rannas vaatamata sellele, et võimalikud otsesed maismaa allikad jäid rannast kaugele sisemaale.

Töö hõlmas ka esimest laiaulatuslikku analüüsi mikroplasti neelamisest erineva eluviisiga (pelaagiline vs bentiline) kalade poolt. Taolised andmed Eesti merealalt seni puudusid. Vähemal määral analüüsiti võrdlusena ka erineva eluviisiga karpide (settesse sukeldunud, substraadile kinnitunud) mikroplasti omastamist. Projekti väga limiteeritud mahu tõttu ei ole karpide mikroplasti omastamise kohta võimalik ainult antud projekti tulemustele tuginedes suuri järeldusi teha, kuid kindlasti on käesoleva projekti andmed oluliseks täienduseks hetkel käimasolevatele teistele sarnastele uuringutele.

Töö käigus tuli väga selgesti esile, et mikroplastide keskkonnas esinemise uurimismeetodite (nii proovikogumine kui laboris teostatavad analüüsid) erinevused raskendavad olemasolevate andmete võrdlemist. Oluline oli kaasaegse tehnoloogia kasutamine proovidest leitud plastosakeste polümeeritüübi määramiseks, mis annab esmase sisendi tulevikus teostatavateks analüüsideks võimalike allikate osas.

Projekti käigus saadud tulemused lubavad eeldada mikroplasti suhteliselt väikest mõju Eesti mereala kaladele ja erineva eluviisiga karpidele. Samas ei võimalda kogutud andmed väga kindlaid järeldusi teha ning neid tuleks pigem kasutada koos teiste samalaadsete uuringute tulemustega, et suurendada nii analüüsitud liikide kui ka isendite arvu, laiendada uuritavat mereala (arvestades mereala erinevat mikroplasti reostuskoormust) ja aastaajalisust.

Kasutatud kirjandus

- Beer, S., Garm, A., Huwer, B., Dierking, J., Nielsen, T. G. (2018). No increase in marine microplastic concentration over the last three decades- A case study from the Baltic Sea. Elsevier BV. 621, 1272- 1279.
- Boucher, J., Friot D. (2017) Primary Microplastics in the Oceans: A Global Evaluation of Sources. Gland, Switzerland: IUCN. 43
- Bråte, I. L., Huwer, B., Thomas, K. V., Eidsvoll, D. P., Halsband, C., Carney, B., & Lusher, A. (2017). Micro and macro-plastics in marine species from Nordic waters. Nordic Council of Minister. <https://norden.diva-portal.org/smash/get/diva2:1141513/FULLTEXT02.pdf>
- Budimir, S., Setälä., O., Lehtiniemi, M. (2018). Effective and easy to use extraction method shows low numbers of microplastics in offshore planktivorous fish from the northern Baltic Sea Marine Pollution Bulletin, 586-592
- Browne, M.A., Crump, P., Niven, S.J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson R. (2011). Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks, Environmental Science and Pollution Research, 45: 9175-9179.
- Christensson, B., G. Östlund, E. Alvarez and A.B. Antonsson (2012). Effektiva åtgärder mot damm på byggarbetsplatser, IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Cole M, Webb H, Lindeque PK, Fileman ES, Halsband C, Galloway TS. (2014). Isolation of micro-plastics in biota-rich seawater samples and marine organisms. Scientific Reports, 4: 4528.
- Dris, R., J. Gasperi, M. Saad, C. Mirande and B. Tassin (2016). Synthetic fibers in atmospheric fallout: A source of microplastics in the environment? Marine Pollution Bulletin.
- Esiukova, E. (2017). Plastic pollution on the Baltic beaches of Kaliningrad region, Russia Marine Pollution Bulletin, 114 (2), 1072-1080
- GESAMP (2016). Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part two of a global assessment. In: Kershaw P.J., Rochman C.M., editors. vol. 93, p. 220. ((IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection).
- 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), 292-302
- Graca, B., Szewc, K., Zakrzewska, D., Dolega, A., Szczerbowska-Boruchowska, M. (2017). Sources and fate of microplastics in marine and beach sediments of the Southern Baltic Sea—a preliminary study. Environmental Science and Pollution Research, 24, Issue 8, 7650–7661
- Gustafsson, L. (2016). En undersökning om förekomsten av mikroplast i västsvenska blåmusslor (*Mytilus edulis*) - Kandidat uppsats (BSc. Thesis). Högskolan i Halmstad. Obtenido de https://issuu.com/cillidill/docs/en_unders_kning_om_f_rekomsten_av
- Güven, O., Gokdag, K., Jovanovi_c, B., Kideys , A.E. (2017). Microplastic litter composition of the Turkish territorial waters of the Mediterranean Sea, and its occurrence in the gastrointestinal tract of fish. Environmental Pollution, 223, 286-294. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.01.025>.
- Hann, S., Sherrington, C., Jamieson, O., Hickman, M., Kershaw, P., Bapasola, A., Cole, G. (2018). Investigating options for reducing releases in the aquatic environment of microplastics emitted by (but not intentionally added in) products. EUNOMIA Report, 335 p.

- Hengstmann, E., Tamminga, M., vom Bruch, C., & Fischer, E. (2017). Microplastic in beach sediments of the Isle of Rügen (Baltic Sea) - Implementing a novel glass elutriation column. *Marine Pollution Bulletin*, 126(2018), 263–274. doi:<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.11.010>
- Johansson, A. (2011). Mikroskopiska antropogena partiklar i marina sediment. (Microscopic anthropogenic particles in marine sediments) (in Swedish). BSc Thesis no 548, Göteborg University, Department of marine ecology. Obtenido de <https://studylibsv.com/doc/773128/mikroskopiskaantropogena-partiklar-i-marina-sediment>
- Karlsson, T. M., Ekstrand, E., Threapleton, M., Mattsson, K., Nordberg, K., & Hassellöv, M. (2019). *Undersökning av mikrokräp längs bohuslänska stränder och i sediment*. Göteborgs Universitet, Institutionen för marina vetenskaper. Obtenido de <http://naturvardsverket.diva-portal.org/smash/get/diva2:1306886/FULLTEXT01.pdf>
- Kole, P. J., Lohr, A.J., Van Belleghem, F.G.A.J., Raskas, A.M.J. (2017). Wear and tear of tyres: A stealthy source of microplastics in the environment. *Int. J. Environ. Res. Public Health*. 14(10): 1264.
- Lenz, R., Enders, K., Beer, S., Sorensen, T., Stedmon C. (2016). Analysis of Microplastic in the Stomachs of Herring and Cod from the North Sea and Baltic Sea Naturstyrelsen https://naturstyrelsen.dk/media/194047/microplastreportnst_dtuaqua.pdf
- Lassen, C., S. Foss Hansen, K. Magnusson, F. Norén, N. I. Bloch Hartmann, P. Rehne Jensen, T. Gissel Nielsen, Brinch, A. (2015). Microplastics - Occurrence, effects and sources of releases to the environment in Denmark. Environmental project No. 1793, Danish Ministry of the Environment–Environmental Protection Agency (Denmark): 204.
- Leslie H.A., van Velzen M.J.M., Vethaak A.D. (2013). Microplastic survey of the Dutch environment. Novel data set of microplastics in North Sea sediments, treated wastewater effluents and marine biota. Final report R-13/11. Amsterdam: Institute for Environmental Studies, VU University.
- Lots, F.A.E., Behrensa, P., Vijverb, M.G., Horton, A.A., Bosker, T. (2017). A large-scale investigation of microplastic contamination: abundance and characteristics of microplastics in European beach sediment *Mar. Pollut. Bull.*, 123 pp. 219-226
- 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. *Mar. Pollut. Bull.* 67, 94-99.
- Löder, M., Gerdt, G. (2015). Methodology Used for the Detection and Identification of Microplastics—A Critical Appraisal. *Marine Anthropogenic Litter* pp 201-227
- Magnusson, K., Norén F. (2011). Microscopic litter in the sea-development of a monitoring method (N-research för Naturvårdsverket).
- Magnusson K., Wahlberg C. (2014). Mikroskopiska Skräppartiklar i Vatten Från Avloppsreningsverk. IVL Svenska Miljöinstitutet; Stockholm, Sweden.
- Magnusson, K., Eliasson, K., Fråne, A., Haikonen, K., Hultén, J., Olshammar, M., Stadmark, J., Voisin, A. (2016). Swedish sources and pathways for microplastics to the marine environment - A review of existing data (No. C 183). IVL Svenska Miljöinstitutet.
- Mintenig S, Int-Veen I, Löder M, Gerdts G. (2014). Mikroplastik in ausgewählten Kläranlagen des Oldenburgisch- Ostfriesischen Wasserverbandes (OOWV) in Niedersachsen. Probenanalyse mittels Mikro-FTIR Spektroskopie. Alfred-Wegener-Institut, Helmholtz-Zentrum für Polar- und Meer-esforschung (AWI), Biologische Anstalt Helgoland

- Norén, F. (2007). Small plastic particles in Coastal Swedish waters- Kimo Sweden reports. *ResearchGate*:https://www.researchgate.net/publication/284312290_Small_plastic_particles_in_Coastal_Swedish_waters
- Norén, F., Johansson, U., & Ekendahl, S. (2009). Mikroskopiska antropogena partiklar i svenska hav. Projekt rapport. Lysekil: N-research.
- Norén, F., Magnusson, K., Norén, K. (2014). Marine microscopic litter. Investigations along the Swedish west coasts 2013 & 2014. Länsstyrelsen rapporter, Göteborg.
- Norén, K., Haikonen, K., & Norén, F. (2015). *Marint mikroskräp längs Skånes kust*. IVL-rapport 2015: C 139. (in Swedish), Svenska Miljöinstitutet. Obtenido de <http://www.ivl.se/download/18.422aa27a15260b0160f3cb/1454412386965/C139.pdf>
- Ogonowski, M., Wenman, V., Barth, A., Hamacher-Barth, E., & Danielsson, S. (2018). Hydrophobic organic contaminants are not linked to microplastic uptake in Baltic Sea herring. *bioRxiv*. doi: <https://doi.org/10.1101/363127>
- OSPAR. (2011). IGC-COBAM Summary Record 11/4/1-E. OSPAR Commission <https://www.ospar.org/documents?v=7260>
- PlasticsEurope (2012). *Plastics - Architects of modern and sustainable buildings*
- Press, M. (2019). Merelise prügi seire Eesti rannikualadel 2017-2018. Hoia Eesti Merd MTÜ
- Rochman, C.M., Cook, A. M., Koelmans, A.A. (2014). Plastic debris and policy: using current scientific understanding to invoke positive change *Environ. Toxicol. Chem.*, 35: 1617-1626.
- Rochman, C.M., M. Bergmann, M., Gutow, L., Klages, M., (Eds.) (2015). The complex mixture, fate and toxicity of chemicals associated with plastic debris in the marine environment. *Marine Anthropogenic Litter*, Springer, Cham, pp. 117-140
- Rose, D., Webber, M. (2019). Characterization of microplastics in the surface waters of Kingston Harbour. *Science of The Total Environment*, 664, 753-760
- Rummel, C. D., Martin G.J. Löder, M.G.J., Fricke, N.F., Lang, T., Griebeler, E-M., Janke, M., Gerds., G. (2016). Plastic ingestion by pelagic and demersal fish from the North Sea and Baltic Sea. *Marine Pollution Bulletin* 102 (1), 134-141
- 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
- Setälä, O., Norkko, J., Lehtiniemi M. (2016). Feeding type affects microplastic ingestion in a coastal invertebrate community. *Marine Pollution Bulletin*, 102 (1), 95-101
- Skóra, M., Sapota, M., Skóra, K., Pawelec, A. (2012). Diet of the twaite shad *Alosa fallax* (Lacépède, 1803) (Clupeidae) in the Gulf of Gdansk, the Baltic Sea. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 41(3), 24-32. doi:<https://doi.org/10.2478/s13545-012-0024-0>
- Shabaka, H., Ghobashy, M. (2019). Identification of marine microplastics in Eastern Harbour, Mediterranean Coast of Egypt, using differential scanning calorimetry. *Marine Pollution Bulletin*, 142, 494-503
- Sundt, P., P.-E. Schulze, Syversen, F. (2014). Sources of microplastic pollution to the marine environment. Mepex for the Norwegian Environment Agency (Miljødirektoratet): 86
- Stolte, A., Forster, S., Gerds, G., Schubert H. (2015). Microplastic concentrations in beach sediments along the German Baltic coast. *Marine Pollution Bulletin*, 99, 216-229,

- Strand, J., Lassen, P., Shashoua, Y., Andersen, J.H. (2013). Microplastic particles in sediments from Danish waters. ICES Annual Science Conference 23 – 27 September 2013 Reykjavík, Iceland
- Sørensen, T. K., Stedmon, C., Enders, K., & Henriksen, O. (2013). Analyse af marint affald i sild og hvilling fra det nordlige Storebælt. Institut for Akvatiske Ressourcer. DTU Aqua. <https://www.cbd.int/doc/meetings/mar/mcbem-2014-03/other/mcbem-2014-03-020-en.pdf>
- Talvitie, J., Heinonen, M., Pääkkönen, J.-P., Vahtera, E., Mikola, A., Setälä, O., Vahala, R. (2015). Do wastewater treatment plants act as a potential point source of microplastics? Preliminary study in the coastal Gulf of Finland, Baltic sea. *Water Science & Technology* 72.9, 1495-1504
- M. Tamminga, E. Hengstmann, E.K., Fisher, K. (2018) Microplastic analysis in the south Funen Archipelago, Baltic Sea, implementing manta trawling and bulk sampling *Marine Pollution Bulletin*, 128, 601-608
- Teuten, E. L., Saquing, J. M., Knappe, D. R. U., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A., Rowland, S. J., Thompson, R. C., Galloway, T. S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P. H., Tana, T. S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M. P., Akkhang, K., Ogata, Y., Hirai, H., Iwasa, S., Mizukawa, K., Hagino, Y., Imamura, A., Saha, M., Takada, H. (2009). Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. — *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 364(1526), 2027-2045.
- Thevenon F, Carroll C, Sousa J (2014) Plastic debris in the ocean: the characterization of marine plastics and their environmental impacts, situation analysis report, IUCN. Gland, Switzerland
- Thorpe, A. and R.M. Harrison (2008). Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: a review. *Science of the total environment* 400(1): 270-282.
- 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.
- Van Cauwenberghe, L., Vanreusel, A., Mees, J., Janssen, C. (2013). Microplastic pollution in deep-sea sediments. *Environmental pollution*, 182, 495-9.
- Verschoor, A., L. de Poorter, E. Roex and B. Bellert (2014). Quick scan and prioritization of microplastic sources and emissions. RIVM Report 2014-0156. National Institute for Public Health and the Environment.
- Wesch, C., Barthel, A-K., Braun, U., Klein, R., Paulus, and M. (2016) No microplastics in benthic eelpout (*Zoarces viviparus*): an urgent need for spectroscopic analyses in microplastic detection *Environ. Res.*, 148, 36-38
- Wójcik-Fudalewska, D., Normant-Saremba, M., & Anastácio, P. (2016). Occurrence of plastic debris in the stomach of the invasive crab *Eriocheir sinensis*. *Marine Pollution Bulletin*, 113(1), 306–311. doi:<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.09.059>
- Zobkov, M., Esiukova, E (2017) Microplastics in Baltic bottom sediments: Quantification procedures and first results. *Marine Pollution Bulletin* 114, 724-732
- Wright, S.L., Ulke, J., Font, A., Chan, K.L.A., Kelly, F.J. (2020) Atmospheric microplastic deposition in an urban environment and an evaluation of transport *Environment International*, 136, 105411

Lisa 1. Fotod

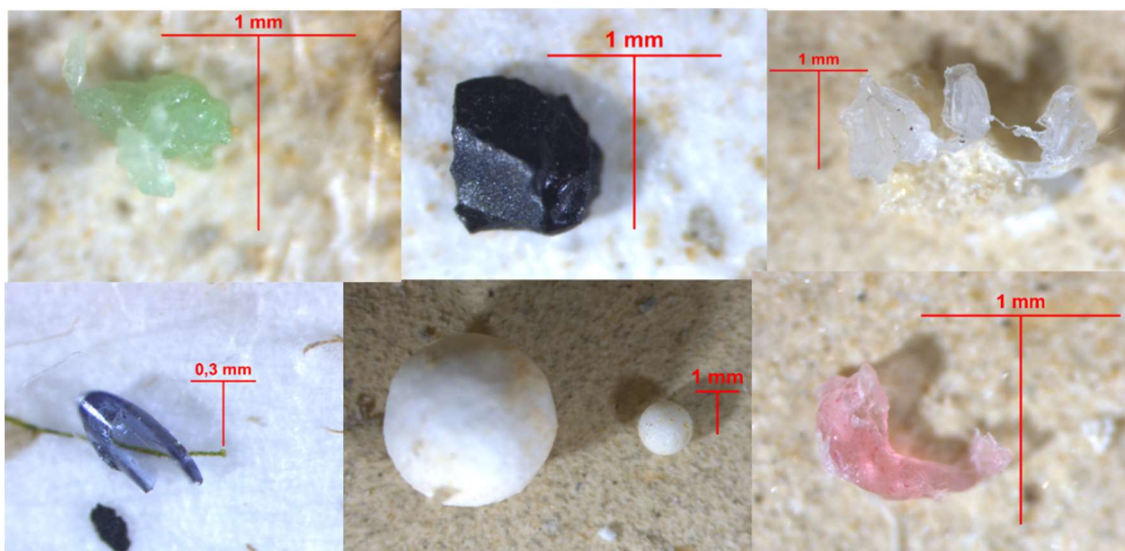


Foto 1. Paljassaare reoveepuhustusjaama puhastatud reoveest leitud plastosakesed. Fotod: P. Turov.

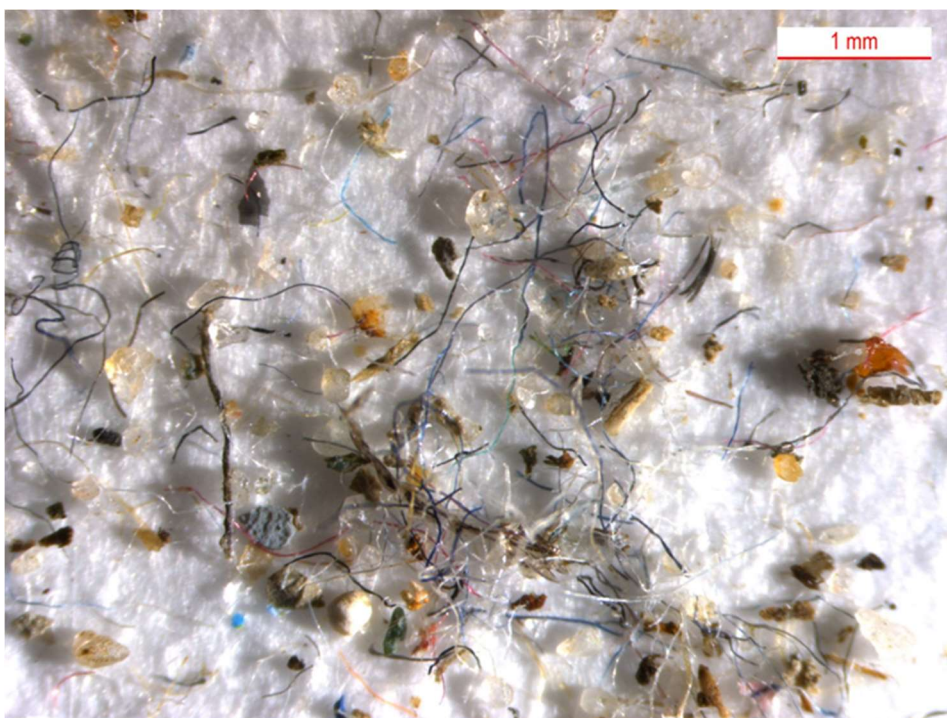


Foto 2. Kasari jõest leitud mikroplasti ja mikroprügi osakesed. Foto: P. Turov



Foto 3. Tallinna Admiraliteedi basseinist ja BLRT sadamast leitud mikroprügi osakesed. Fotod: P. Turov.

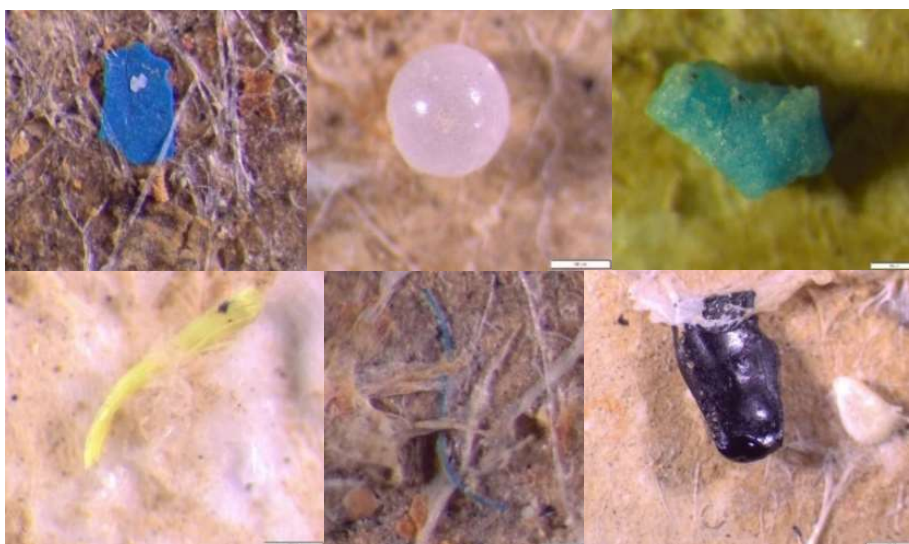


Foto 4. Sademeveest leitud mikroplastosakesed. Fotod: P. Turov.



Foto 5. Stroomi ranna liivast leitud mikroplastid (1-5mm). Fotod: H. Thennakoon

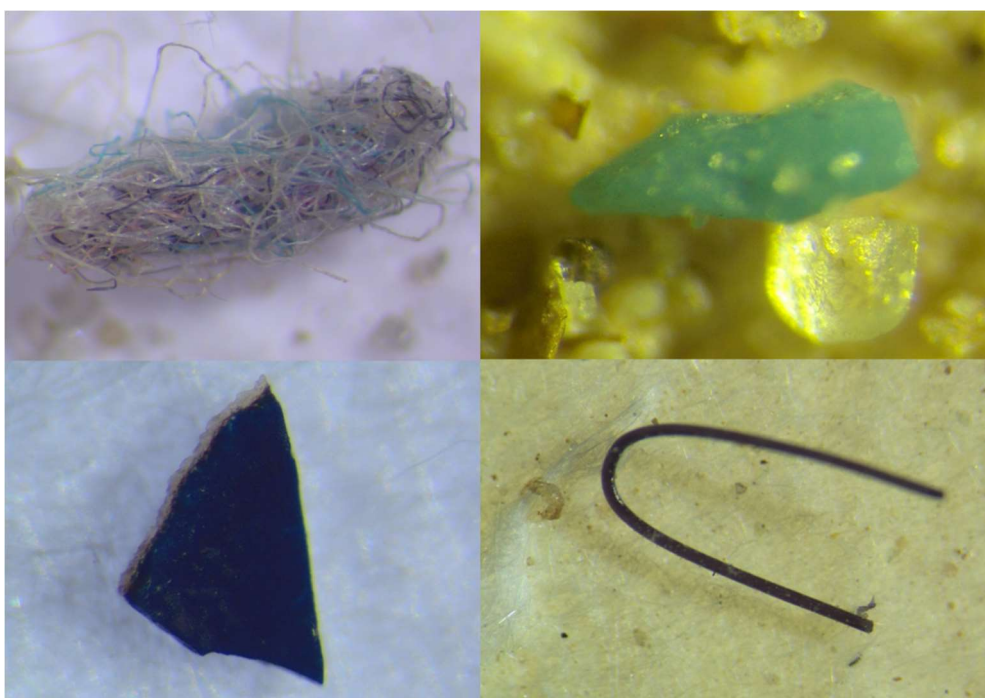


Foto 6. Eesti liivarandadest leitud mikroplastid (0,1-1 mm) Fotod: N. Buhhalko

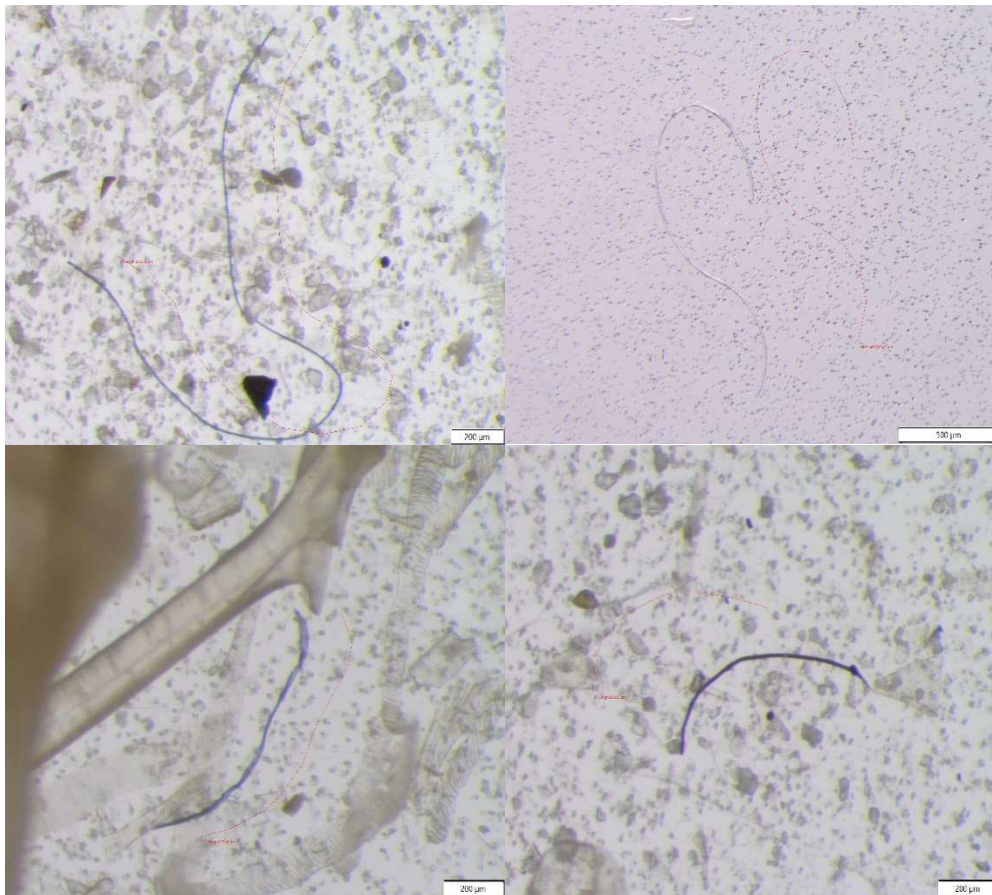


Foto 7. Läänemere elastikust leitud mikroplastid (0.1-1mm) Fotod: N. Buhhalco

Lisa 2. Mikroplasti proovide kogumise ja analüüsimise meetodikad

1. Veerasamm

Proovid koguti 0,1 mm võrgusilmaga WP2 planktonvõrguga läbi kogu veerasamba (põhjust pinnani). Võrgu sisse jäänud materjal loputati kraaniveega plekkämbrisse. Ämbri sisu valati läbi nelja metallsõela (5 mm, 1 mm, 0,3 mm, 0,1 mm), mis olid asetatud üksteise peale. 5 mm sõelale jäänud suur orgaanika loputati hoolikalt deioniseeritud (DI) veega ning visati minema. Väiksem sõeltele jäänud materjal loputati DI veega eraldi klaaspurkidesse. Proovid fikseeriti 37 % formaliiniga (1 ml formaliini 100 ml proovile) ja säilitati analüüsimiseni pimedas toatemperatuuril.

Laboris filtreeriti proovid klaasfiiberfiltritele (VWR, pooriavaga 1,6 µm) ning kuivatati kuivatuskapis (SANYO MOV-212F) 60 °C juures 15 minutit. Suurema orgaanikasisaldusega proovidele lisati eelnevalt vesinikperoksiidi (34,5-36,5 %; proportsioonis 1:1) ning proove hoiti vesinikperoksiidi lahuses toatemperatuuril vähemalt 7 päeva. Seejärel filtreeriti proovid klaasfiiberfiltritele, filter asetati Peetri tassi ning kuivatati kuivatuskapis 60 °C juures 15 minutit. Kuivatatud filtritelt analüüsiti osakesed stereomikroskoobi (Leica M205C, OLYMPUS SZX7) abil. Kõik mikroplasti osakesed loendati, osaliselt pildistati, vajadusel testiti sulamist kuuma nõela abil (plasti eristamine muust mikroprügist) ning plastosakesed korjati välja võimalikuks edaspidiseks täpsema polümeeri koostise määramiseks.

2. RVPJ heitvesi, jõed, sadamate akvatoorium ja sademevesi

Mikroplasti proovide kogumiseks reoveepuhastusjaamade heitveest, jõgede pinnakihist, sadamate akvatooriumi pinnakihist ja sademeveest kasutati metallist ämbrit ja Manta otsavõrku (võrgusilma suurusega 333 µm). Otsavõrgust valati läbi 200 liitrit heitvett, jõevett, merevett või Mustojja suunatud sademevett, misjärel otsavõrgud säilitati laborisse transportimisel termokastis mini-grip kottides.

Laboris sõeluti võrku jäänud materjal läbi 4 üksteise peale asetatud metallsõela (5 mm, 1 mm, 0,3 mm, 0,1 mm). Sõeltele jäänud prügiosakesed loputati DI veega klaaspurkidesse ja fikseeriti formaliiniga (37 %). Proovid säilitati analüüsimiseni pimedas toatemperatuuril.

Edasise proovitöötamise käigus filtreeriti proovid klaasfiiberfiltritele (VWR, pooriavaga 1,6 µm) ning kuivatati kuivatuskapis (SANYO MOV-212F) 60 °C juures 15 minutit. Suurema orgaanikasisaldusega proovidele lisati eelnevalt vesinikperoksiidi (34,5-36,5 %) ning proove hoiti vesinikperoksiidi lahuses toatemperatuuril vähemalt 7 päeva. Seejärel filtreeriti proovid klaasfiiberfiltritele, filter asetati Peetri tassi ning kuivatati kuivatuskapis 60 °C juures 15 minutit. Kõik leitud mikroplasti osakesed jaotati vastavalt sõeltele (5 mm, 1 mm, 0,3 mm, 0,1 mm) 4 suurusklassi ning analüüsiti stereomikroskoobi (Leica M205C, Olympus SZX7) all. Kõik mikroplasti osakesed loendati, osaliselt pildistati, vajadusel testiti sulamist kuuma nõela abil (plasti eristamine muust mikroprügist) ning korjati välja võimalikuks edaspidiseks täpsema polümeeri koostise määramiseks.

3. Liiv

Liivarandadest proovide kogumisel lähtuti Rocha (*The microplastic toolbox. A Rocha International*) ja OSPAR-i (*A guideline for monitoring marine litter on beaches in the OSPAR Maritime Area*) suunistest ja protokollidest. Proovide kogumiseks valiti aktiivselt kasutatav 100

m pikkune rannaala, kus igas rannas koguti kahelt transektilt kokku 12 proovi. Esimene transekt valiti ülalpool rannajoont (akumulatsiooniala piki märja liivaga rannajoont), kuhu laine regulaarselt ei ulatu ning meri on taandunud. Teise transektina valiti paralleelne kuiva liivaga rannajoon ranna keskel, enamasti ~6 m kaugusel nn akumulatsioonialast. Proovide analüüsiks kasutati kaht erinevat meetodit – sõelumine ja visuaalne sorteerimine ning liivasetetest mikroplastide eraldamine tiheduse järgi. Mõlemalt transektilt koguti mikroplasti proovid 25×25×5 cm alumiiniumraami seest (mahuga 0,003125 m³), kus pealne 5 cm liivakiht sõeluti läbi 5 mm ja 1 mm silmasuurusega metallsõela (nn mesoprügi eraldamiseks). 5 mm sõela peale jäänud plastosakesed (mesoplast) koguti mini-grip kottidesse. Kui 1 mm sõelale jäi sõelme jämedusest tingituna palju materjali, siis koguti see edasiseks laboratoorseks analüüsiks klaaspurkidesse. Väiksema mikroplasti (0,1-1 mm) analüüsimiseks koguti 1 proov iga raami kõrvalt otse klaaspurki (silinder-meetod, proovi sügavus 5 cm).

Raamiproovi puhul sorteeriti prügiosakesed liivast sõelumise ja stereomikroskoobi (Olympus SZX16) abil analüüsimise teel.

Väiksema mikroplasti proovi analüüsimisel kasutati mikroplasti liivast eraldamiseks 1,8 g cm⁻³ tihedusega NaI lahust, mis segati liivaprooviga. Eelnevalt kuivatati liiv kuivatusahjus 60°C juures fooliumiga kaetult klaaspurgis kuni kaalutis enam ei muutunud. Proov jagati neljaks osaks ja iga osaproov asetati Erlenmayeri kolbi. Igasse kolbi lisati 100 ml NaI vesilahust. Kolvid osaproovidega asetati digitaalsele orbitaalloksutile ja loksutati 8 minutit. Pärast loksutamist lasti proovidele settida kuni ööpäev (lahuse selginemiseni). Sette kohal olev NaI lahus sõeluti läbi 4 metallsõela (1/0,3/0,1/0,05 mm). Sõeltele jäänud osakesed loputati ultrapuhta veega klaasleetri abil klaaspurki. Lehter loputati hoolega. Purkides olev proov filtreeriti klaasfiiberfiltrite (VWR, pooriavaga 1,6 µm), filter asetati Peetri tassi ning kuivatati kuivatuskapis (SANYO MOV-212F) 60 °C juures 15 minutit. Kõik leitud mikroplasti osakesed analüüsiti stereomikroskoobi (Leica M205C, Olympus SZX7) all. Mikroplasti osakesed loendati, osaliselt pildistati, vajadusel testiti sulamist kuuma nõela abil (plasti eristamine muust mikroprügist) ning korjati välja võimalikuks edaspidiseks täpsema polümeeri koostise määramiseks. Toimingut korrati veel kaks korda, et tagada kogu mikroprügi eraldamine liivast.

4. Elustik

Kogutud elustiku isendid kaaluti, mõõdeti isendite pikkus, määrati sugu (kalad). Kaladel eraldati seedekulgla, karpidel eraldati kogu karbi pehme keha. Seedekulgla või pehme keha kaaluti enne ja pärast kuivatamist (kuivatati kuni püsiva kaalutise saamiseni kuivatuskapis SANYO MOV-212F 65 °C juures). Kaalumiseks kasutati kaalu loetavusega 0,01 g või 0,5 g sõltuvalt anuma ja proovi suuruselt. Proovide käsitlemine laboris viidi läbi laminaari all (välja arvatud kaalumine) ning proovide käsitlemiseks/töötlemiseks kasutati vaid metallist või klaasist töövahendeid. Peale proovi kuivatamist lisati kompleksensüümi CREON 10000 (amülaas, proteaas, lipaas; Abbott Laboratories GmbH, Germany, Mylan) 0,2 g 1 g märgkaalu kohta, 10-15 ml Tris puhvrit (Trizma®, pH 8,0, 1 M, 0,2 µm filtreeritud, Sigma-Aldrich) ja inkubeeriti 37,5 °C juures inkubaator-loksutil üleöö. Kui järgmisel päeval oli suspensioonis veel märgatavalt orgaanilist ainet, siis lisati proovile 5 ml 30% H₂O₂ lahust ja jätkati inkubeerimist loksutil kuni proov oli muutunud selgeks. Kui proovi oli jäänud liialt rasvajääke, siis soojendati proovi kuivatusahjus kuni 65°C või lisati inkubeerimisel juurde lipaasi-Tris puhvrilahust (>13.000 U/mL, ASA Spezialenzyme GmbH, Wolfenbüttel, Germany). Peale inkubeerimist filtreeriti proovid

laminaari all membraanfiltrile (Nuclepore™ Track-Etched Membranes 25 mm, 12 µm, polükarbonaat) või otse 50 µm pooriavaga Si filtrile (Fraunhofer IZM) kui mineraalsete osakeste hulk ei olnud suur. Peale proovi filtreerimist loputati proovianum ja filtreerimislehter soojendatud ultrapuhta veega, et uhtuda filtrile kõik anuma ja lehtri seintele jäänud osakesed. Filter asetati eelnevalt markeeritud klaasist Peetri tassi ja lasti enne analüüsimist kuivada. Membraanfiltrit analüüsiti stereomikroskoobi (Leica M205C, Olympus SZX7) all. Kuuma nõela testi abil määrati kas osake on plastist või mitte. Hiljem kanti plastosakesed pintsettide abil analüüsikambriks või Si filtrile µFTIR analüüsi jaoks. Kui osakesed olid otse Si filtrile filtreeritud, siis analüüsiti neid ainult µFTIRiga.

5. Kvaliteedikontroll

Mikroplasti saastatuse minimiseerimiseks kanti tööde teostamise ajal mittesünteesilisest materjalist riideid ja puuvillaseid laborikitleid. Mikroprügi analüüsi teostamiseks kasutati vaid klaasist või metallist laboritarvikuid. Laboritarvikuid loputati analüüsi eel kolm korda ultrapuhta veega ja vajadusel lasti tagurpidi kuivada. Igasse töötsooni (proovi jagamise, loksutamise, filtreerimise, mikroskoobiga analüüsimise tsoonides) asetati üks puhas nn „blank“ kuiv filter, mida analüüsiti hiljem stereomikroskoobi abil.