



Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituut

Väärtuslike mereliste elupaigatüüpide hindamise puudujääkide kõrvaldamine

Leping: 3-2_14/8542-2/2018

KIK projekt nr 15521

Vastutav täitja: Kaire Torn

Aruande koostasid: Kaire Torn ja Helle Mäemets

Versioon 2/15.12.2020

Tallinn 2020

Sisukord

1. Sissejuhatus	3
2. Välitööde metoodika ja uuringupiirkonnad	3
2.1. Jõgede lehtersuudmed (1130)	4
2.2. Laiad madalad abajad ja lahed (1160).....	5
2.3. Rannikulõukad (1150*)	6
3. Loodusdirektiivi elupaigatüüpide määratlused	7
3.1. Jõgede lehtersuudmed (1130)	7
3.2. Laiad madalad abajad ja lahed (1160).....	8
3.3. Rannikulõukad (1150*)	10
3.3.1 Tunnuste ülevaade kogutud andmete põhjal	10
3.3.2. Rannikulõugaste määratlemise alused	23
4. Elupaigatüüpide seisundi hindamine	24
4.1. Hindamise põhimõtted loodusdirektiivi järgi.....	24
4.2. Hindamise põhimõtted merestrateegia raamdirektiivi järgi.....	27
4.3. Rannikulõugaste looduskaitse seisundi hindamine teistes riikides	30
5. Elupaigatüüpide struktuuri ja funktsioonide hindamise metoodika.....	33
5.1. Jõgede lehtersuudmed (1130)	33
5.2. Laiad madalad abajad ja lahed (1160).....	35
5.3. Rannikulõukad (1150*)	38
6. Elupaigatüüpide seisundi hinnang.....	39
6.1. Looduskaitse seisundi hinnang	39
6.1.1. Jõgede lehtersuudmed (1130)	40
6.1.2. Laiad madalad abajad ja lahed (1160).....	42
6.1.3. Rannikulõukad (1150*)	45
6.2. Merestrateegia raamdirektiivi kohane elupaigatüüpide hindamine	48
7. Elupaigatüüpide ohustatus.....	52
8. Seiresoovitused	53
8.1. Jõgede lehtersuudmed (1130)	53
8.2. Laiad madalad abajad ja lahed (1160).....	54
8.3. Rannikulõukad (1150*)	55
8. Kokkuvõte.....	56
Tänuavaldused	58
Kirjandus.....	58
LISA 1. Kaardikihtide loend ja lisatud veergude seletused.....	60
	2

1. Sissejuhatus

Merestrategie direktiivi (MSRD) kohase merepõhja elupaigatüüpide hindamine Eesti merealal on senini toimunud hinnates vaid kolme loodusdirektiivis (LoD) määratletud väärtuslikku elupaigatüüpi. Eestis esinevad merelised või merega seotud LoD elupaigatüübid:

- mereveega üleujutatud liivamadalad (kood 1110, edaspidi „liivamadalad“),
- jõgede lehtersuudmed (kood 1130),
- mõõnaga paljanduvad mudased ja liivased laugmadalikud (kood 1140, edaspidi „laugmadalikud“),
- rannikulõukad (kood 1150*)
- laiad madalad abajad ja lahed (kood 1160, edaspidi „laiad lahed“),
- karid (kood 1170)

Märk * tähistab esmatähtsaid elupaigatüüpe.

Projekti NEMA käigus arendati soodsa seisundi hindamiskriteeriumid ning võrdlusväärtused viiele elupaigatüübile (liivamadalad, jõgede lehtersuudmed, laugmadalikud, laiad lahed, karid). Ettepanekud seiremetoodikaks ning seisundihinnang anti kolmele (liivamadalad, laugmadalikud, karid) elupaigatüübile. Senini puudus seisundihinnang ning seiremetoodika elupaigatüüpidel jõgede lehtersuudmed, laiad lahed ja rannikulõukad. Kõik kolm elupaigatüüpi paiknevad valdavalt Natura 2000 võrgustiku loodus- ja linnualadel ning kattuvad osaliselt veemajanduslikult oluliste rannamärgalade esinemispiirkondadega. Rannikulõugaste elupaigatüübil puudusid ka hindamiskriteeriumid, soodsa seisundi võrdlusväärtused ning vajalik on määratleda ka elupaigatüübi leviala.

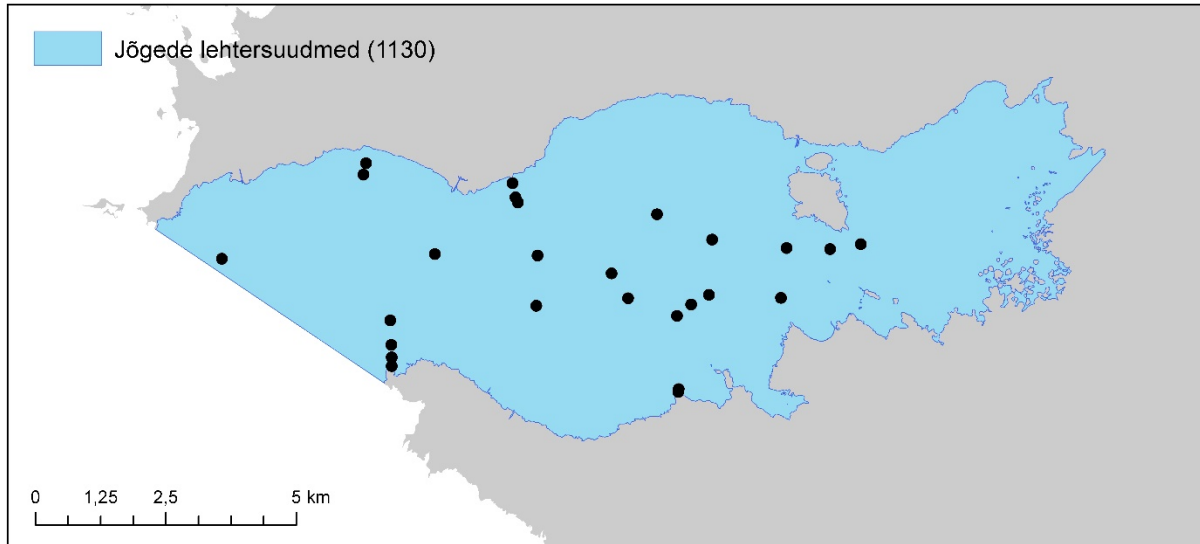
Projekti eesmärgiks oli välja töötada kolme väärtusliku merelise või merega seotud elupaigatüübi (jõgede lehtersuudmed, laiad lahed, rannikulõukad,) hindamise metoodika ning hinnata levila, pindala ning struktuuri ja funktsioonide looduskaitsest seisundit. Projektis määratletakse proovipunkti või veekogu põhised hindamiskriteeriumid ja läviväärtused, agregeeritakse hinnangud elupaigatüüpide tasemele, esitatakse elupaigatüüpide levikukaardid ning antakse metoodilised soovituselised elupaigatüüpide seireks. Projekti tulemused annavad sisendi MSRD merepõhja elupaikade seisundi hindamisele.

2. Välitööde metoodika ja uuringupiirkonnad

Projekti välitööd viidi läbi 2019 ja 2020 aastal. Üksikutel juhtudel kasutati projekti aruandluseks ka varasemalt kogutud andmeid, nt. Helle Mäemetsa poolt kogutud info rannikulõugaste kohta ja põhjaelustiku seireandmed Matsalu lahest.

2.1. Jõgede lehtersuudmed (1130)

Elupaigatüübi struktuuri ja funktsioonide hindamiseks koguti 2020. aastal andmeid 12 proovipunktist Matsalu lahes. Täiendavalt kasutati 2015. aastal rannikumere seire käigus kogutud põhjaelustiku koosluse biomassiproovide andmeid 14 seirejaamast (joonis 1).



Joonis 1. Uuringujaamade paiknemine Matsalu lahes.

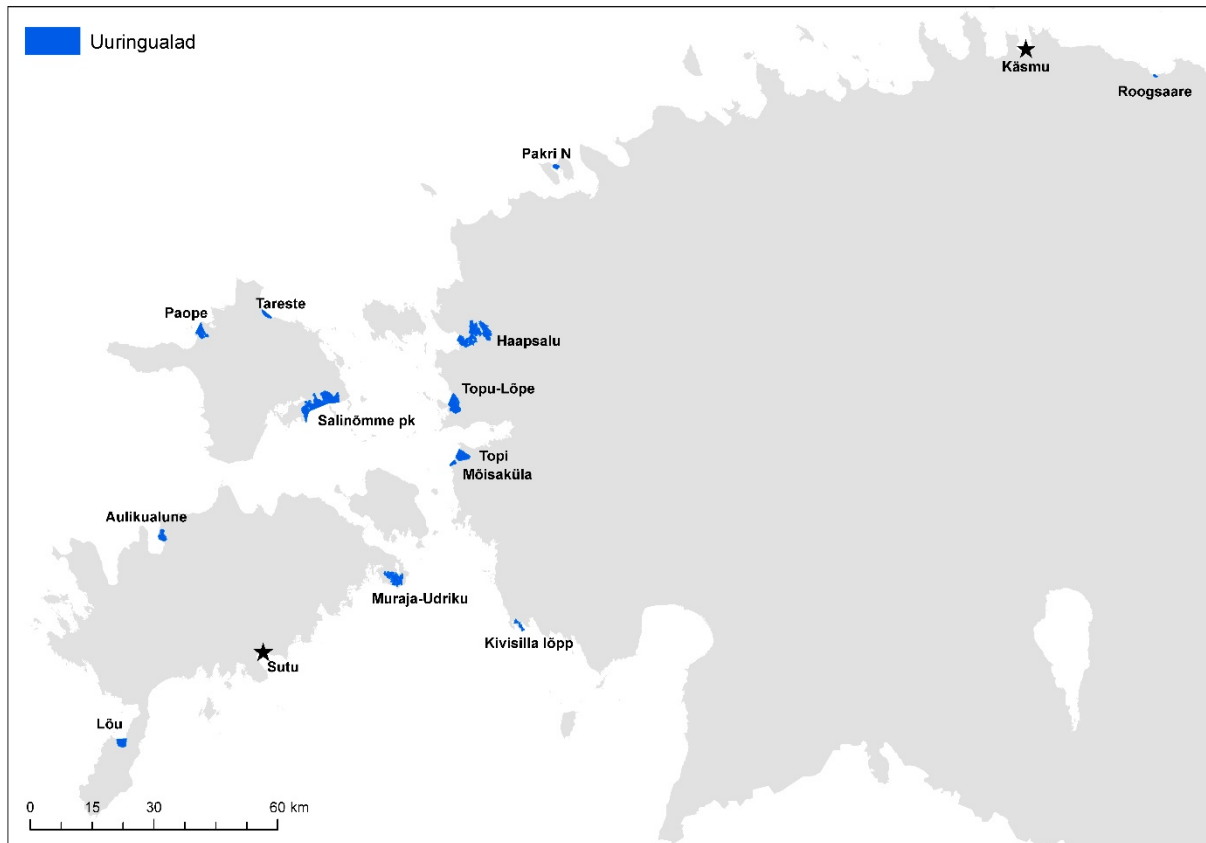
Andmete kogumise meetodika ühtib tavapärase rannikumere ökoloogilise seisundi hindamiseks teostava seirega põhjakoosluste transekti seirejaamas. Proovipunktis salvestati sukelduja ja/või veealuse videokaamera abil substraat, dominantsed liigid, liikide katvus ja lahtise vetikamati esinemine ja ohtrus. Vajadusel koguti videovaatlustele lisaks nõõri otsas oleva konksu abil liigiproov, et täpsustada elustiku liigilist koosseisu. Vajadusel hinnati lõhna järgi väävelvesiniku sisaldust põhjasettes. Kvantitatiivsed biomassiproovid koguti kolmes korduses 20×20 cm suurustest raamidest. Pehmetel põhjadel on lubatud ka põhjakoosluse kvantitatiivsete biomassiproovide kogumine kolmes korduses Ekman või Van Veen tüüpi põhjaammutajaga. Kogutud biomassiproovid transporditi laborisse ja külmutati. Laboris säilitati proovid –18 °C juures kuni laboratoorse töötluseni. Proovide analüüsil määrati proovis leiduvad taime- ja loomaliigid, määrati loomaliikide arvukus ning iga liik kuivatati 60 °C juures 48 tundi. Seejärel määrati iga liigi kuivkaal proovis. Videomaterjali analüüsil kirjeldati põhjataimestiku üldkatvus, liikide katvused, põhjasubstraaditüüpide katvused ning põhjataimestiku erinevate liikide sügavuslevik ning liigiline jaotumus.

Proovipunktis registreeritavad/kogutavad näitajad:

- substraaditüüpide katvused
- kinnitunud taimestiku üldkatvus
- taimestiku ja sessiilse loomastiku liikide/taksonite esinemine ja katvus
- lahtise vetikamati katvus
- kvalitatiivses proovis taimestiku ja loomastiku liikide/taksonite esinemine
- vajadusel väävelvesiniku esinemine põhjasettes
- liikide/taksonite biomass ja arvukus, kui koguti kvantitatiivne proov

2.2. Laiad madalad abajad ja lahed (1160)

Projekti käigus koguti andmeid 15 lahest. Andmete hilisemal analüüsil eemaldati Käsmu ja Sutu lahed elupaigatüübi nimistust (vt ptk 3.2). Elupaigatüübi struktuuri ja funktsioonide hinnang koostati 13 lahest kogutud andmete põhjal (joonis 2).

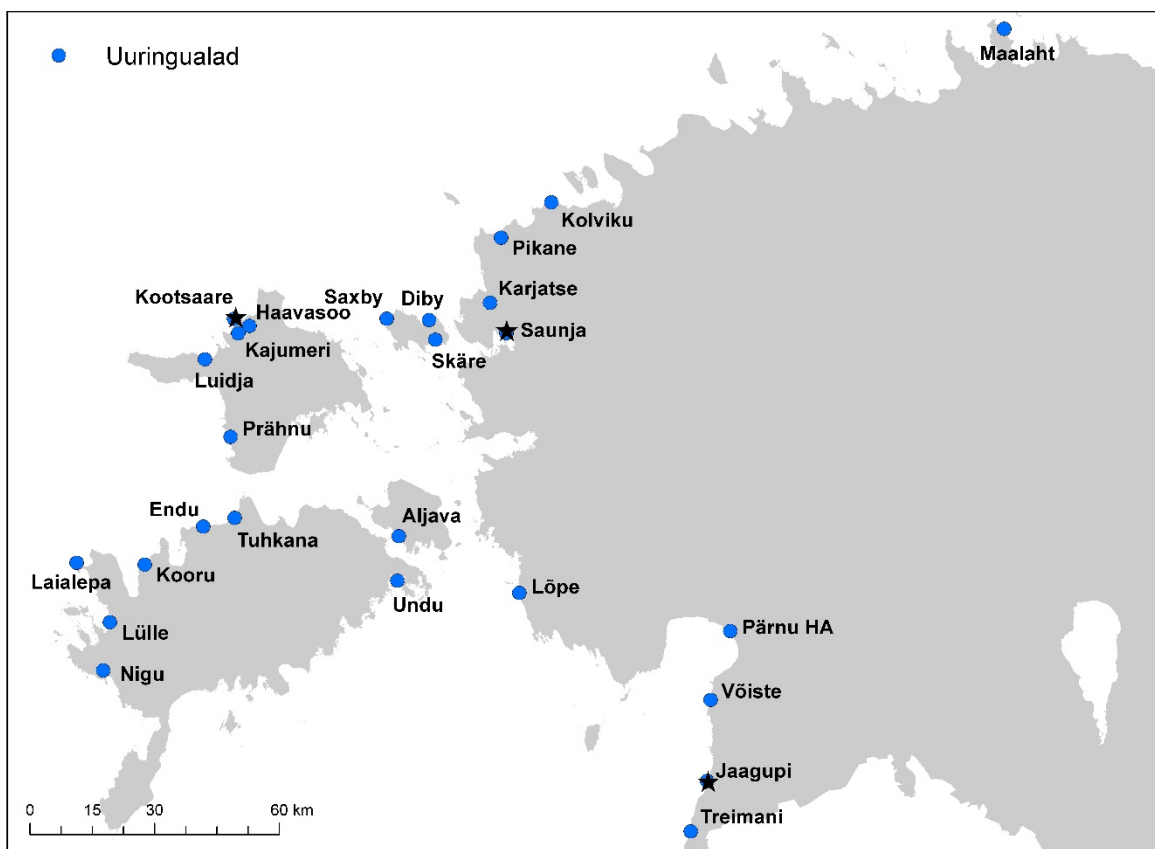


Joonis 2. Elupaigatüübi 1160 uuringualade paiknemine Eesti rannikumeres. Tärniga tähistatud lahed eemaldati elupaigatüübi nimistust (vt ptk 3.2).

Andmete kogumise meetodika ühtib tavapärase rannikumere ökoloogilise seisundi hindamiseks teostava seirega põhjakoosluste transekti seirejaamas. Proovipunktis salvestati sukelduja ja/või veealuse videokaamera abil substraat, dominantsed liigid ja liikide katvus. Vajadusel koguti videovaatlustele lisaks nõõri otsas oleva konksu abil liigiproov, et täpsustada elustiku liigilist koosseisu. Vajadusel hinnati lõhna järgi väävelvesiniku sisaldust põhjasettes. Kvantitatiivsed biomassiproovid koguti kolmes korduses 20×20 cm suurustest raamidest. Proovipunktides, kus taimestiku puudus või esines väga väikese katvusega (settes elavate karpide võõnd), koguti põhjakoosluse kvantitatiivsed biomassiproovid kolmes korduses Ekman või Van Veen tüüpi põhjaammutajaga. Sarnase koosluse laialdasemal levikul koguti biomassiproovid vaid erineva struktuuriga põhjaelustiku kooslustest ning tulemused ekstrapoleeriti laiemale alale. Proovipunktide arv lahes varieerus sõltuvalt uuritava ala suuruselt ja mosaikisusest. Proovipunktid paigutati lahele kas piirkonda hajusalt katvate punktidenä või transektidenä.

2.3. Rannikulõukad (1150*)

Välitööd toimusid 2019. aasta juunis-juulis Eesti edelapiirist kuni looderannikuni, samuti Saaremaal, Muhumaal ja Vormsil. Aastal 2020 käidi täiendavalt Hiiumaa veekogudel ja Lahemaal. Raske ligipääsetavuse tõttu ei olnud võimalik kõikide välitööde plaanis olnud lõugasteni jõuda. Kokku uuriti 26 potentsiaalset lõugast (joonis 3). Mõningatel juhtudel hinnati kohapeal veekogu ühendus merega veel liiga heaks (Jaagupi, Saunja) või ei sobinud lõugas hindamiseks madala veeseisu tõttu (Kootsaare). Transektidega (kolm transekti veekogus) uuriti kümmet suuremat veekogu paadist ning 16 väiksema veekogu puhul käidi jalgsi ühes piirkonnas. Transektidel liiguti paadiga kaldaveetaimestiku servast avavee suunas, olenevalt veekogust 50, 100 või enam meetrit, kirjeldades veesügavust, taimestiku koosseisu ja katvust. Anti hinnang kaldaveetaimestiku laiusle uuritud kohtades, samuti selle ja veesise taimestiku osatähtsusele lõuka pindalast. Jalgsi uuritud veekogudel tehti sama väiksemas mahus.



Joonis 3. Elupaigatüübi 1150* uuringualade paiknemine Eesti rannikumeres. Tärniga tähistatud veekogud eemaldati elupaigatüübi nimistust (Jaagupi, Saunja) või jäeti hindamata madala veeseisu tõttu (Kootsaare).

Lõugastest võeti 2019. aastal 25×25 cm kahvaprov 14 varem uurimata veekogust, et täiendada dr. Henn Timmi seni kogutud materjali ning saada temalt ekspertarvamus karakterliikide kohta. Proov oli kvalitatiivne, eesmärgiks (oletatavasti) kõige liigirikkamast kohast, nt tarnamätaste äärest, saada võimalikult palju erinevaid loomi. Selleks kaabiti põhja pinnakihti mitmel pool, loputati võrgus olevat materjali vees, koguti topsidesse ning fikseeriti piiritusega.

Vee soolsus registreeriti portatiivse mõõturi EcoSense EC300A abil, praktilistes soolsusühikutes (psu) ning igast veekogust võeti vähemalt üks setteproov orgaanilise aine sisalduse määramiseks. Orgaanilise aine sisalduse määramiseks setetest kasutati põletusjäägi (kuumutuskaos) meetodit (Eleftheriou, 2013). Põhjaproov võeti settetoru abil pealmisest 3 cm paksusest kihist, pakiti anumasse (fototopsi) ja säilitati analüüsimiseni sügavkülmikus (−20 °C). Toatemperatuuril üles sulatatud märjad proovid pandi eelnevalt kaalutud tiiglitesse ning kuivatati kuivatuskappides (60 °C) kümne ööpäeva jooksul. Kuivatatud proovid kaaluti ja seejärel põletati (500 °C) muhvelahjus neli tundi. Pärast põletamist kaaluti proovid uuesti, hoides neid enne seda 12 tundi eksikaatoris, et kaal stabiliseeruks. Põletamisel tekkinud kaalukadu, mis on orgaanilise aine hulk setetes, esitatakse protsentides sette kuivkaalu suhtes.

3. Loodusdirektiivi elupaigatüüpide määratlused

3.1. Jõgede lehtersuudmed (1130)

Vastavalt EL definitsioonile on jõe lehtersuue jõe alamjooksu osa, mis on loodete mõju piirkonnas ja riimveeline. Jõgede estuaarid on lahed, kus erinevalt elupaigatüübist laiad madalad lahed ja abajad, on üldiselt tugev magevee mõju. Magevee ja merevee segunemine ning hoovuste kiiruse vähenemine lahe varjutaval toimel põhjustavad peeneteralise sette akumulierumist, mis tihti põhjustab ulatuslike liiva- ja mudatasandike teket loodete vööndis. Jõe poolt kantavate setete ladestumisel võib tekkida jõe suudmesse delta. Jõgede lehtersuudmete alamtüübiks peetavad Läänemere jõesuudmed on riimveelised ja seal puuduvad looded. Läänemere lehtersuudmetes on levinud taimestunud (helofüüdid) märgalad ja rikkalik veesisene taimestik madalaveelistel aladel (DG Environment, 2013).

Elupaigatüübi määratlemine Eestis on probleemne ning teadaolevalt on erinevate aruannete põhjal lehtersuudmete arv Eestis erinev (TÜ Eesti Mereinstituut, 2016). Vastavalt EELIS andmekihile seisuga 28.10.2020 on Eestis kaks jõgede lehtersuudmete elupaigatüübile vastavat ala – Matsalu laht ja Kloostri jõe suudmeala Paldiski lahes.

Kloostri jõe alamjooksul viidi 1960ndatel läbi maaparandustööd, mille eesmärgiks oli rajada jõe suudme-eelses osas uus säng ning juhtida selle kaudu merre nii Kloostri jõe kui ka Karilepa oja vesi. Kloostri jõe alamjooks kaevati sirgeks kanaliks (vana jõesäng jäi suurelt osalt kuivaks, täitus ajapikku setetega ning kasvas kinni), kuid uus säng lõpetati ca 0,85 km enne Paldiski laheni jõudmist. Järgneva aastate jooksul on Kloostri jõel suue puudunud, kaevatud jõesäng lõpeb madalas soises mülgastikus ning Kloostri ja Karilepa oja vesi valgub läbi mülgastiku ja selles olevaid väikesi katkendlikke veesooni pidi Paldiski lahe suunas. Vastavalt 2018. aastal läbi viidud välitöödele on jõe suue kinnikasvanud ning jõe säng ei ole umbes 500 m mere veepiirist maastikul eristatav. Tegemist on ulatusliku märgalaga, mis on vee poolt üle ujutatud terve aasta vältel (Eesti Maaülikool/Tartu Ülikool, 2018).

Tuginedes 2018. aastal Kloostri jõe piirkonnas läbi viidud välitöödele ning suudmeala kinnikasvamise ja marginaalsuse tõttu soovitame piirkonna eemaldamist elupaigatüübi nimistust. Projektis on esitatud jõgede lehtersuudme elupaigatüübi esinemise piirkonnaks Matsalu laht.

3.2. Laiad madalad abajad ja lahed (1160)

EL definitsiooni kohaselt moodustavad elupaigatüübi suured ranniku sopistused, kus erinevalt estuaaridest on magevee mõju üldiselt väiksem. Need madalad abajad ja lahed on üldiselt kaitstud lainetuse eest ja nende põhjas on levinud mitmekesised setted ja substraadid koos hästiarenenud põhjakoosluste võõndilisusega. Põhjakooslused on üldiselt kõrge bioloogilise mitmekesisusega. Elupaigatüübi sügavus on vahel defineeritud *Zosteretea*- ja *Potametea*-koosluste levikuga. Elupaigatüüp võib hõlmata erinevaid füsiograafilisi merealasi eeldusel, et valdavalt on tegemist madalaveelise alaga: lahed, abajad, fjordid, üleujutatud orud (DG Environment, 2013).

Vastavalt EL elupaigatüübi definitsioonile on laiadele lahtedele iseloomulik põhjasetete ulatuslik varieeruvus. Eesti elupaigatüüpide käsiraamatu tõlgenduse kohaselt on elupaigatüüpi kuuluvate lahtede põhi tavaliselt pehme ja rikkalikult taimestunud (Paal, 2007). Käesolevas projektis läbi viidud välitööde põhjal võib öelda, et kuigi elupaigatüübis domineerivad pehmed setted, esineb ka segapõhjalisi ja kiviseid piirkondi. Samuti esineb taimestikuvaeseid piirkondi lahe hüdrodünaamiliselt aktiivsemates osades.

Elupaigatüübi määramine Eestis on problemaatiline, kuna laiade madalate abajate ja lahtede elupaigatüüp on üldjuhul defineeritud geomorfoloogiliste ja hüdrograafiliste tingimuste põhjal. Seetõttu merepõhja elupaikade kaardistustööl seda elupaigatüüpi määratud ei ole. Välitööde planeerimisel kasutati projektis NEMA kasutatud andmekihti laiade madalate abajate ja lahtede elupaigatüübi määramiseks. Kihi andmed on saadud Eesti Keskkonnaministeeriumi looduskaitseosakonnalt (10.03.2016). Kasutatud andmekihti võrreldi EELIS elupaigatüübi andmekihiga (seisuga 28.10.2020). Projekti taotlemise ja täitmise jooksul (2018-2020) on EELIS andmekihti oluliselt muudetud. Lisatud on arvukalt kitsaid rannaäärseid ribasid, millest mitmed paiknevad maismaal ning ei hõlma laia lahe merelist osa. Samuti ei vasta mitmed lisatud polügoonid selle projekti autorite arvates elupaigatüübi definitsioonile. Andmekihil puudusid mitmed varasemalt elupaigatüübi nimekirjas ning käesoleva töö autorite arvates elupaigatüübile vastavad lahed (nt Salinõmme, Hullo, Lõpe laht). Seetõttu ühendati projekti käigus nimetatud kaardikihid ning analüüsiti esitatud polügoonide vastavust elupaigatüübi kirjeldusele.

Liikmesriikide informatsioon elupaigatüübi defineerimise kohta on pealiskaudne. Saksamaal kuuluvad elupaiga hulka nii vähem avatud ja enam kaitstud siseveed kui ka laia avatuse ja hea veevahetusega piirkonnad (Gosselck jt., 2011). Taani 1160 lahed pole avamerele otseselt avatud (Dahl jt., 2004). Soomes on 1160 defineeritud kui vähemalt 100 ha suur, laiuselt suurem kui pikkus, pehme või liivase põhjaga kuni 6 m sügavune sopistus (Wennberg jt., 2008).

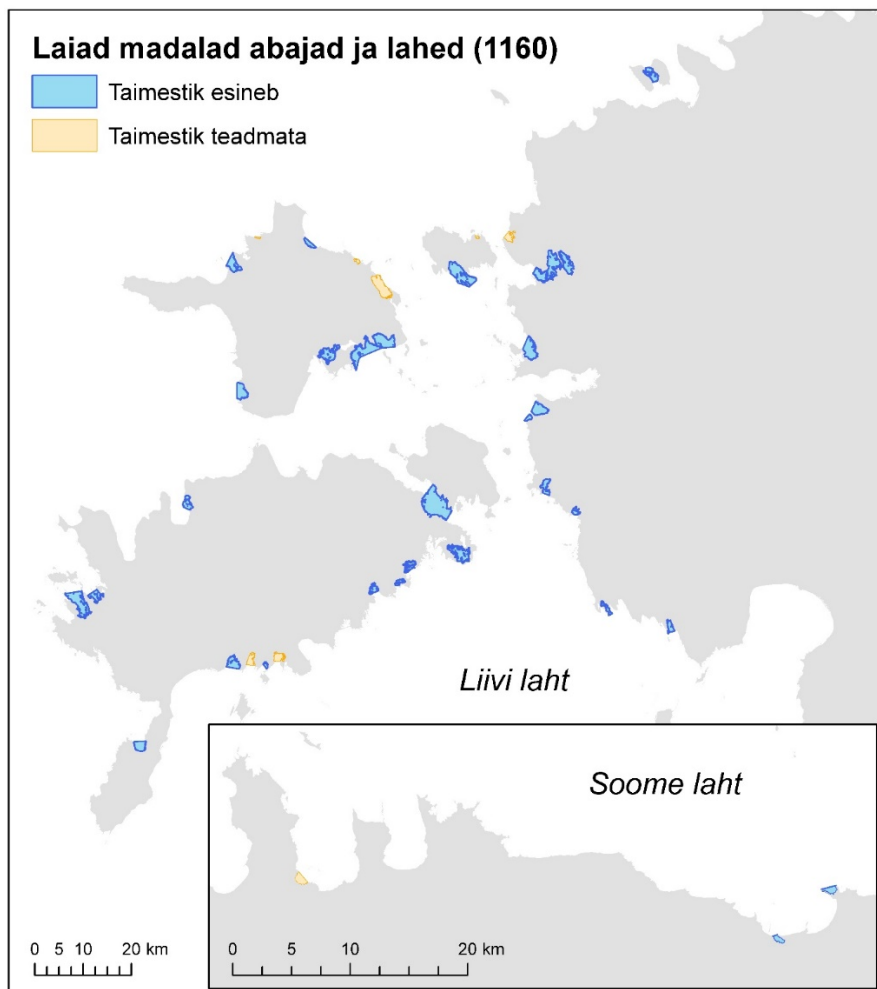
TÜ Eesti Mereinstituudis koostati 2014. aastal merepõhja elupaikade definitsioonide tõlgendamise juhend, mille kohaselt on laiade lahtede elupaigatüübi kriteeriumiteks lahe läbimõõt > 1 km ja sügavus tavaliselt ≤ 2 m. Ühendatud polügoonide kihis ei vasta kõik elupaigatüübi hulka märgitud lahed nimetatud kriteeriumitele. Välitööde käigus osutusid mõned varasemalt elupaigatüübi hulka loetud lahed liiga avatuks lainetusele. Seetõttu on vajalik ka avatuse kriteeriumi lisamine. Varasemalt on kasutatud lainetusele avatuse määramiskriteeriumi aluseks Nikolopoulos & Isæus (2008) mudelarvutusi. Varjatuks on Eesti vetes loetud merealad, kus avatus lainetusele on $< 75\,000\text{ m}^2\text{s}^{-1}$ ja avatud merealadel $\geq 75\,000\text{ m}^2\text{s}^{-1}$ (TÜ Eesti Mereinstituut, 2014). Sama avatuse piiri on kasutatud ka elupaigatüübi mõõnaga paljanduvad mudased ja liivased laugmadalikud (1140) määramisel (TÜ

Eesti Mereinstituut, 2014; Torn jt. 2017). Kuna EL definitsioon viitab, et elupaigatüübi põhjakooslused on üldiselt kõrge bioloogilise mitmekesisusega ning Eesti elupaigatüüpide käsiraamatu (Paal, 2007) kohaselt on tegemist rikkalikult taimestunud aladega, siis lisati tunnusena ka põhjataimestiku esinemine laias ulatuses.

Täiendatud määramiskriteeriumid Eestis:

- 1) Lahe läbimõõt vähemalt ühes suunas > 1 km
- 2) Järgnevatest tunnustest peab olema täidetud vähemalt 2:
 - a. sügavus on enamasti ≤ 2 m
 - b. avatus lainetusele on $< 75\,000\text{ m}^2\text{s}^{-1}$
 - c. lahes puuduvad laialdased põhjataimestikuvaesed ($\text{ÜK} \leq 10\%$) alad

Esitatud elupaigatüübi 1160 polügoonide kihist on eemaldatud lahed, mis ei vasta täiendatud määramiskriteeriumitele. Mõningatel juhtudel kohandati elupaigatüübi polügoonide piire. Täiendatud nimistus on kokku 37 lahte, neist 8 piirkonna (11% elupaigatüübi pindalast) põhjaelustiku kohta puuduvad TÜ Eesti Mereinstituudil andmed ja need lahed on liigitatud kui potentsiaalse elupaigatüübi polügoonid (joonis 4). Elupaigatüübi täpse leviku määratlemiseks piisab ühekordsest lahe põhjaelustiku hindamisest.



Joonis 4. Elupaigatüübi laiad madalad abajad ja lahed (1160) polügoonid.

3.3. Rannikulõukad (1150*)

EL definitsiooni kohaselt on rannikulõukad ehk laguunid madalad, merest klibuse maasääre, luidete, harvem ka kaljudega täielikult või osaliselt eraldatud rannikuveekogud. Vee soolsus ja hulk võib olla muutlik, sõltudes sademetest, aurumisest, merevee lisandumisest tormiga, mereveega ülejutatusest talveperioodil, aga ka loodetest. Taimkate puudub, või selle moodustavad heinmuda- (*Ruppiaetea maritima*), penikeelte- (*Potametea*), meriheina- (*Zosteretea*) või mändvetikakooslused (*Charetea*). Läänemere rannikulõukad on väikesed, harilikult madalad, osaliselt merega ühenduses olevad, või maakerke tagajärjel sellest suhteliselt hiljuti eraldunud veekogud. Neile on iseloomulik ulatuslike roostike esinemine ning teised vohava kasvuga madalvee-taimekooslused. Maastumisprotsessiga seoses on täheldatav rida omavahel morfoloogiliselt ning struktuuraalselt eristuvaid taimkattestaadiume (DG Environment, 2013). Eestis on elupaigatüüp senini defineeritud kui madalad, merest suhteliselt hiljuti eraldunud või sellega veel ajutiselt ühenduses olevad rannikujärved ja rannikulõukad, mille vees leidub rohkesti kloriide ja sulfaate. Põhja katab tüse mändvetikatega (*Chara* spp.) kaetud mudakiht (Paal, 2007).

3.3.1 Tunnuste ülevaade kogutud andmete põhjal

Rannikulõugaste nimetamiseks on rida pisut erineva mahuga, kuid sama sisuga sõnu: meri, laht, abajas, laguun, laguunjärv, lõugas, lais, rannajärv, rannikujärv, reliktjärv, loik, auk, silm, sonn, luht, tarn, lõpp, viik (Ott ja Tamre, 2012). Neile pühendatud raamatus (Kose jt., 2012), Eesti LoD aruannetes ja VRD täitmiseks tehtavas seires kasutatakse nimetusi **rannikulõugas** ja **rannajärv** paralleelselt nii elupaiga 1150* kui ka VRD jaoks seiratava pinnaveekogu tüübi S8 (endine tüüp VIII) jaoks. Eesti varasemas tüpoloogias (Mäemets, 1974; Ott ja Kõiv, 1999) kuulub see elupaik halotroofsete järvede rühma. On ka riike, näiteks Taani ja Poola, kus eristatakse merelisemad veekogud laguunid (*coastal lagoons*) ja teised rannajärved (*beach lakes*). Käesoleva uurimuse ühe järeldusena soovitame 1150* alltüüpide kasutamist ka Eestis. Alljärgnevalt vaatleme Paali (2007) käsiraamatus esitatud rannikulõugaste tunnuseid ning VRD jaoks kehtestatud pinnaveekogu tüübi S8 näitajaid ükshaaval ning teeme täiendusi ja ettepanekuid rannikulõugaste eristamiseks.

Kaugus merest

Pinnaveekogumite määruses (Riigi Teataja, 2020) rannajärvede levikuulatuseks antud kuni 5 km praegusest mererannast on otstarbekas arvestades maastumisprotsesside kiirust laugetel aladel, eeskätt aastaga 3 mm kerkivas Loode-Eestis, kus Sutlepa meri oli veel XIX sajandil laevatatavas ühenduses avamerega. Viimase 100 aasta jooksul on tema pindala vähenenud umbes poole võrra (Ott ja Tamre, 2012) ning praeguse ca 2,5 km asemel jääb ta lähitulevikus maastumise tõttu avamerest järjest kaugemale, olles aga oma veekeemia ja elustiku poolest veel tükk aega rannikulõuka tüüpi. Et koostada meie kaasaegsete rannikulõugaste kaart, vaadati autorite poolt Maa-ameti erinevate kaartide abil läbi Eesti mandriosa ja saarte rannik 3 km laiuses vööndis ning tõdeti, et sellest kaugemale jäävate veekogude hulgas selgelt lõugasteks kvalifitseeruvaid ei olnud. Tuleb aga silmas pidada, et selles kuni 3 km laiuses ribas asub mitmeid veekogusid, mida ei saa pidada elupaigaks 1150*, sest siis tuleks arvata lõugasteks ka paeplatool asuvad Ülemiste järv (35,7 m ümp) ja Kahala järv (33 m ümp), samuti merepinnast mõne meetri kõrgusel asuvad pehmeveelised järved, nagu Käsmu ja Lohja. Seega saab enamasti **piirduda merest kuni 3 km** asuvate veekogudega, kuid määramine rannikulõugasteks toimuks sealt edasi muude tunnuste järgi.

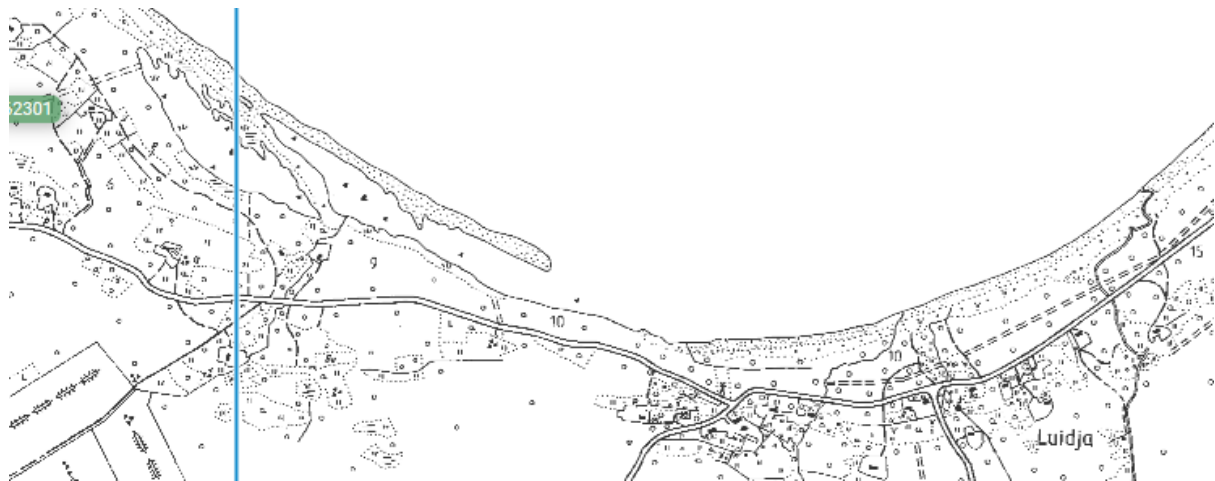
Ühendus merega

Kuna meil on 1150* all käsitletavat veekogud kiiresti muutuvais merest eraldatuse faasides ning erinevais geoloogilistes tingimustes, on lahtede, lõugaste ja järvede eristamine keeruline ning tänane jaotus ei pruugi aastakümnete pärast enam kehtida. Ühendus merega võib olla juba tükk aega katkenud, toimuda aeg-ajalt või kesta järkjärgult vähenedes siiani. Merest „suhteliselt hiljuti eraldunud“ (Paal, 2007) võiks esmapilgul tähistada eraldumist nt viimase saja aasta jooksul ning seda oleks ka vanade kaartide abiga enam-vähem võimalik kindlaks teha. Rannikuveekogude mitmekesisus on aga suur ning kitsaste ajapiiride kehtestamine jätaks rea omapäraseid kaitset väärivaid elupaiku kõrvale. Ühendus merega võib olla katkenud viimase mõnekümne aasta vältel, aga võib olla toimunud ka enam kui 1000 aastat tagasi, kui arvestada Lääne-Saaremaa keskkõrgustiku ja mere vahelisel paetasandikul olevate järvede piirkonnas neotektoonilise kerke kiiruseks 2,4 mm aastas (Raukas, 1995; Arold, 2005). Viimased võiksid kuuluda **vanade paepõhjaliste lõugaste** alltüüpi, kusjuures soolsus on neil siin vaadeldavaist veekogudest madalaim (vt. keemilised omadused). Enamik meie rannikulõugastest on siiski **lõukad kitsamas tähenduses**, ehk veel merega ühenduses olevad või sellest viimase sajandi jooksul eraldunud, iseloomuliku taimestikuga jt tunnustega veekogud.

Maakerkest tulenevalt muutuvad ajas ka sellega samaaegselt toimuvad akumulatsiooniprotsessid, peamiselt liiva liikumine piki rannikut, kuhjumine veealusteks viirgudeks ning veepiiril vallideks. Nii on kujunenud veekogud, mille tekkes on sarnasust elupaigaga 2190 – niisked luitenõod. Need paiknevad laiades kaarjates lahtedes, on põhja- ja loodetuultele eksponeeritud luidetega merest eraldatud ning taimestiku poolest rohkem sisemaist tüüpi. Markantseks näiteks on Luidja järv Hiiumaal, mille eaks võib pidada ca 30 aastat. 1978-1989. a. katastrikaardil (joonis 5) on see veel merest osaliselt liivasääriga eraldatud sopistus, praegu aga juba taimestiku poolest (looduslikult) eutroofse järve (3150) tunnustega. Niisugustel veekogudel on enamasti ühendus merega väljavoolu kaudu, kuid ilmselt ei mõjuta see neid tuntaval määral. Kõigil neil on vee soolade sisaldus $\leq 0,2$ psu, mis arvatavasti tuleneb sellest, et järvenõos leidub sooli varasematest aegadest või/ja mereliste ionide jõudmisest järve läbi kaldavalli või õhu kaudu. Leidub ujulehtedega taimi (peamiselt ujuv penikeel ja/või valge vesiroos), samuti siberi- ja/või männas-vesikuuske, erinevaid penikeeli. Mändvetikate ja mõõkrohu või kareda kaisla ohtrus võib sarnaneda rannikulõugastele (nt Tuhkana järv, Kolviku järv), aga need võivad ka puududa (Luidja järv). Tuhkana järv Põhja-Saaremaal on luitega merest üsna hästi isoleeritud, kuid järves domineerivad, ilmselt kontakti tõttu lubjakiviga, mõõkrohi ja 1150* iseloomulikud mändvetikad ning peamiseks eripäraks on vesiroosi rohkus.

Niisuguseid järvi võib käsitleda VRD tüübi S2 all (madalad, mõõdukalt karedaveelised) ehk siis Natura tüübi 3150 all (looduslikult eutroofsed), kuid paiknemine mere vahetus läheduses ja vee kerge soolasus on siiani tinginud nende inventeerimise pigem rannikulõugastena (\approx rannajärved kehtivas käsitluses). I. Oti hinnangul poleks otstarbekas looduslikult eutroofsete järvede niigi mahukat rühma veelgi laiendada ning pigem võiksid need veekogud moodustada 1150* alltüübi. Pakume mere vahetusse lähedusse luitevalli taha tekkinud eutrafantsete taimeliikide valitsemisega veekogudele nimeks **luitejärved**, sest rannajärvede nimetust on seni kasutatud laiamahuliselt, kõigi lõugaste tähenduses. Olenevalt maakerke ja liiva kuhjumise vahekorra võivad nad saada niisketeks luitenõgudeks või ka neist tekkida.

Merelise ühenduse püsimisel on lõukad tüüpilise moega, nagu Laialepa laht Harilaiul. See on samuti enamjaolt luitevalliga ümbritsetud, kuid edelas ühendab teda merega voolusäng ja laialdane



Joonis 5. Luidja järve lääneosa 1978-1989. a. katastrikaardil. Rõhtjoon läbib juba kujunenud Poama järve.

roostikuala, mille kaudu, ilmselt ka valitsevate tuulte kaasabil, siseneb soolast vett: vastav näit oli 1 psu. Oliver (2007) defineerib rannikulõukaid nimelt kui merest vett läbilaskva barjääriga eraldatud veekogusid, kõikide uurijate arvates see aga oluline tunnus pole.

Meie uuringu põhjal võib väita, et Eestis on tüüpiline rannikulõugas tekkinud maakerke tulemusena sellises piirkonnas, kus pole eeldusi suuremate luidete kuhjumiseks – mõõdukalt liivastel, pigem savistel, mölli- või kivirandadel.

Erineva tekkeaja ning geoloogiliste tingimuste põhjal eristame kolme lõugaste alltüüpi:

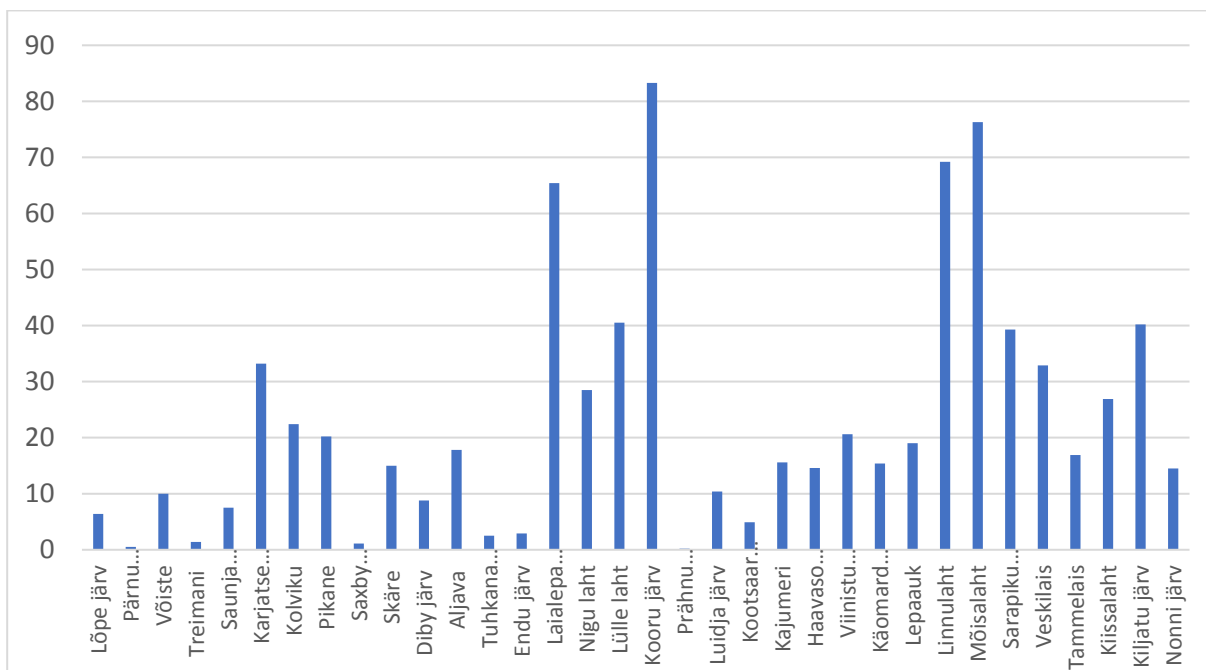
- a) rannikulõugas kitsamas tähenduses: 1150*a;**
- b) vana paepõhjaline lõugas: 1150*b;**
- c) luitejärv: 1150*c.**

Veekogu suurus

Uuritud veekogude suurus on näidatud joonisel 6. Sellel on kujutatud ka aastail 2003-2004 uuritud rannikulõukad (projekt SF0362482s03: "Bioloogilise mitmekesisuse kujunemine ja muutumine erinevates järvetüüpides inimtegevuse mõjul"), mille andmeid kasutati peamiselt taimestiku iseloomustamiseks. Nagu näeme, on suurus väga erinev. Mõned (Saxby, Treimani) on pigem järviku mõõtu, umbes 1 ha pindalaga väikeveekogud, mõned aga sadu hektareid (Suurlaht, Sutlepa meri, Undu laht). Prahnu lõugas oma *ca* 0,2 ha pindalaga jääb joonisel nähtamatuks.

Tugevasti üldistades võib väita, et pindala ei pruugi mõjuda rannikulõugaste esinduslikkusele, sest iseloomulikku taimestikku leidis ka < 10 ha suurustes. Siiski on madalatel 1-3 ha või veel väiksematel veekogudel suur tõenäosus ruttu kinni kasvada ning sellest tulenevalt ka mudastuda ja soostuda, mis lõpetab nende talitlemise lõukana. Praktiline järeldus tööst kaartidega on see, et < 0,1 ha avaveeosaga lõugaste arvamine elupaigaks 1150* võib selle pindala muuta ülepaisutatuks ning mittevastavaks tegelikkusele. Paljud väikesed varasemate EELIS andmete järgi alles roostuvad veekogud on tänaseks juba peaaegu kadunud. Kuigi roostumist-soostumist püütakse vähendada niitmise ja karjatamisega, ei pruugi see lõukaid taastada, sest pikalt ja tugevasti roostunud aladel on tekkinud teistsugune pinnas (Sammul jt., 2012) ning maakerge muudab vee järjest madalamaks. Kõige väiksemates, alla 1 ha

veekogudes enamasti rannikulõugastele omast taimestikku pole, kuigi leiduda võib suhteliselt haruldasi taimeliike, nt siledat kardheina. Suurematel, > 10 ha lõugastel säilib keskosa avaveelisea pikemat aega, ehkki roostiku servas võib olla üsna mudane ning kaldaveetaimestikus karakterliigid puuduvad (nt Skäre). Rannikulõugaste pindala püsimummist peetakse oluliseks seisundi näitajaks eeskätt seal, kus neile on märkimisväärne inimõju, nt kuivendamine (NPWS, 2016). Meie rannikulõukad on mõjutatud peamiselt maakerkest, mis aja jooksul neid ka juurde tekitab. Vaheku häiring on enamikul juhtudel väike või on selleks olnud lõugaste kujundamine laheosade teetammidega merest eraldamisel. Kuivendamine on lõukaid vähendanud varasematel aegadel, nt Flyvae Perakülas. **Teeme ettepaneku kanda 1150* kaardikihile need veekogud, mille avaosade pindala on ≥0,1 ha.**



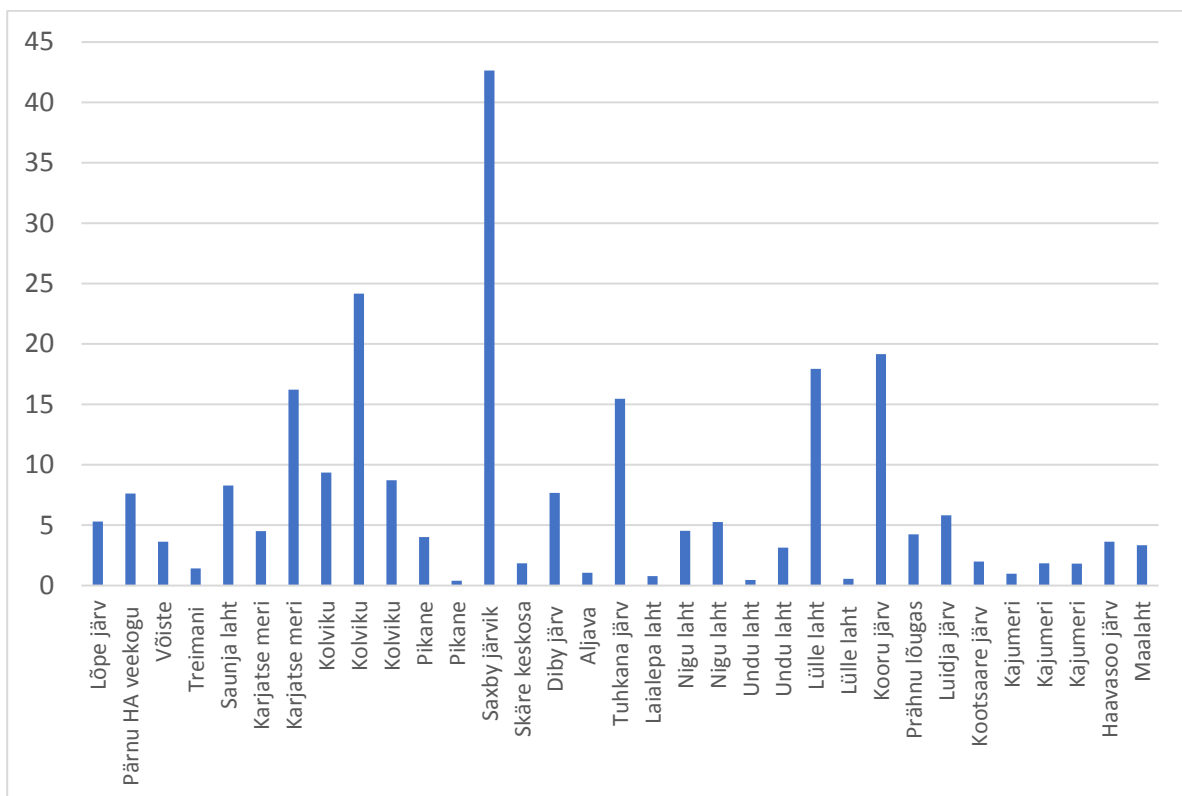
Joonis 6. Uuritud rannikuveekogude ametlik (Tamre, 2006) või põhikaardi järgi arvatud ligikaudne pindala hektarites. Kujutatud on <100 ha suurused, neile lisanduvad Suurlaht (531), Undu laht (227), Sutlepa meri (203) ja Kirikulaht (111 ha).

Põhjasatted

Eesti merealadel loetakse väikeseks orgaanika sisalduseks setetes, kui seda on <1% sette kuivkaalust, mõõdukaks, kui see on 1–5%, suureks 5–9%. Kui orgaanikat on üle 9% kuivkaalust, siis on sisaldus settes väga suur. Kisandi ja Übneri (2012) andmeil on rannikulõugaste setete pindmises kihis orgaanilise aine sisaldus kuivaines enamasti 10% lähedal, sügavamal väiksem. Meie uuritud rannikulõugaste enamikule oli ülaltoodud skaala järgi omane mõõdukas või suur orgaanilise aine sisaldus (joonis 7). Väikese sisaldusega avaosade kõrval oli piirkondi, kus orgaanilise aine sisaldus oli kordades suurem – kaldaveetaimestiku varjus, soppides jne. Näiteks oli Lülle lahes orgaanilise aine sisaldus pindmises settes kohati 0,55%, teisel aga 17,93% (joonis 7). Taimevaesusega ei pruugi kaasneada madalat orgaanilise aine sisaldust: taimerikkas Tuhkana järves oli see ootuspäraselt kõrge - 15,46%, veetaimestiku poolest vaeses Kooru järves aga 19,15%. Muda all või (muda puudumisel)

pinnakihis on rannajärvede põhjas eelkõige liiva, savi, aga ka mölli (aleuriiti), kruusa, paeklibu ja -plaate jm.

Esialgsete andmete baasil ei saa sette orgaanilise aine sisaldust või muid põhja iseloomustavaid näitajaid rannajärvede hindamises rakendada, kuid seire/inventeerimise käigus tuleks ikkagi teha sette visuaalne iseloomustus ning hinnata mudasemate ja vähem mudaste alade osatähtsust lõukas. Ajapikku annaks see teavet kriteeriumite täiendamiseks.



Joonis 7. Orgaanilise aine sisaldus (%) kuivkaalus sette pinnakihis. Osa veekogusid on esindatud enam kui ühe prooviga.

Vee keemilised omadused

Paali (2007) käsiraamat annab 1150* keemilises iseloomustuses, et vees leidub suhteliselt rohkesti kloriide ja sulfaate. Vastavalt ministri määrusele (Riigi Teataja, 2020) kuuluvad vaatlusalused veekogud tüüpi S8 – rannajärved: kloriidirikkad (kloriidide sisaldus >25 mg/l) järved, mille kaugus merest on ≤5 km, sõltumata veepeegli pindalast, vee karedusest, kihistumisest, heledusest või tumedusest. Sõltumatus vee karedusest peab ilmselt silmas veekogusid, milles HCO_3^- sisaldus >80 mg l⁻¹, ehk siis pehmeveelised järved (HCO_3^- <80 mg l⁻¹; Mäemets, 1974; Ott ja Kõiv, 1999) jäävad välja. Üldaluselisus on rannikulõukais keskmine kuni kõrge, vahemikus 120-380 mg HCO_3^- l⁻¹; enamasti pigem kõrge (Eesti väikejärvede andmebaas).

Kui vaatame 2019-2020 uuritud rannajärvede soolsust (joonis 4), leiame mõnelgi juhul hoopis madalama Cl⁻ sisalduse kui määruses. Kooru järve puhul oli võimalik võrrelda välitingimustes määratud soolsust psu =0,1 ja kloriidiooni sisaldust, mis saadi väikejärvede seirel meetodiga EVS-EN ISO 10304-

1 (Cl^-_{DIC}): 6,1–6,6 mg $Cl^- l^{-1}$ (seireveebi aruanded 2014 ja 2015). Lisades Na, saaksime NaCl ligikaudu 11 mg l^{-1} . Nii madalat soolsust, ca 0,01 psu, polnud võimalik merel kasutatava mõõteriistaga täpsemalt määrata. Lähtudes määrusest kuuluksid rannikulõugaste hulka sellised veekogud, kus näit on vähemalt 0,2 psu. Tuleb aga märkida, et 0,2 psu puhul võib veekogu olla põhjast pinnani täidetud määndvetikatega (Endu järv), aga need võivad ka täiesti puududa (Luidja järv), nii et taimestiku koosseisus soolsuse indikaatiivsust pole. Vanad paepõhjalised lõukad on ilmselt soolsust kaotanud oma kõrge ea ja kiire veevahetuse koosmõjul. Nii on siin näiteks toodud Kooru järve veevahetus tänapäeval 37 korda aastas ja Kiljatu järves 10 korda (Ott jt., 2012). Me ei saa 1150* hulka arvatud lõugastele kehtestada määruks toodud alampiiri, sest kõige madalamad väärtused kattuvad sisemaiste eutroofsete järvede Cl^- sisaldusega, reostunud järvede puhul aga jäävad isegi neile alla (Eesti väikejärvede andmebaas). Oleme soolsust arvestanud lisatunnusena järverühmade puhul, kus osas järvedes on säilinud rohkem lõugaste taimestikule omaseid jooni, teistes vähem. Nii arvasime Peraküla järvedest 1150*a alla Pikane, milles on nii lõugaste tüüpi taimestik kui ka soolsus suurem: 13-19 mg $Cl^- l^{-1}$ (2004. a.) ehk 0,2 psu (2019. a.), samuti Flyvae (uuemad andmed puuduvad) kui tema ja mere vahelise ühendusliini. Pikanest idas olev Allikajärv on 2004. a. olnud umbes poole madalama Cl^- sisaldusega, veelgi idapoolsemate järvede andmed on aga vanad ja napid – nii jäid nad kõik sisemaiste järve-elupaikade hulka, kuigi topograafiliselt asendilt võiksid nt Toatse järved kuuluda pigem 1150*c ehk luitejärvede hulka.

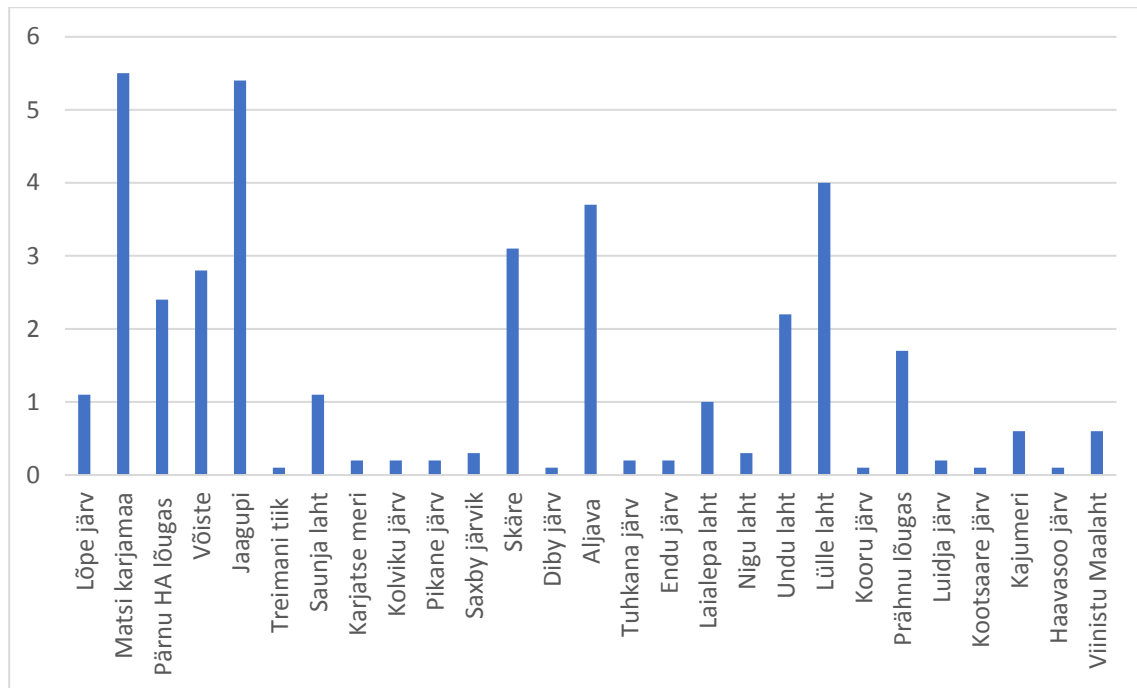
Ka soolsuse ülempiiri määramine on küsitav. Mõnedes lõugastes (joonis 8) ületas mõõdetud väärtus avamere soolsust Soome lahe kaguosas, mis on Eesti Mereinstituudi andmeil 2,5-6 psu, Liivi lahes 3-6,5 psu (TÜ EMI, TTÜ MSI, 2020). Samuti erines märkimisväärselt suuremate lõugaste osade soolsus: nt Undu lahes 1,9-2,9 psu. Mõned suured ja sopilised lõukad on pidevalt merega ühendatud ning soolsus tõuseb mere suunas. Kõrgem soolsus võib aga esineda ka aurumise tõttu lõuka põhiosast suvel eraldi jäävais loikudes või ka tugevate tuultega tekkiva üleujutuse korral. Meie uuritud veekogude enamik jäi soolsuselt <4 psu (joonis 8). See on väiksem kui madalaim soolsustase liri rannikul uuritud veekogudes: ≤5 psu (Oliver, 2005).

Kui kõrvutada kaht arvatud näitajat, soolsuse väärtusi 2019. a. ja limnoloogide poolt 2004 saadud TDS (*total dissolved solids*) andmetega kolmest rannajärvest (tabel 1), siis näeme, et nende omavaheline suhe psu/TDS võib eri veekogudes märgatavalt erineda, sest lisaks lahustunud sooladele hõlmab TDS ka lahustunud orgaanilisi osakesi, mida leidub rannikuveekogudes erineval määral. Ka määruks võimaldab S8 tüübis erinevat humiainete sisaldust. Meie uuritud veekogudest oli kõige pruuniveelisem Haavasoo järv Hiiumaal (≤0,1 psu; sette orgaaniline aine 3,63%), mille flooras leidis nii lõugaste karakterliike kui ka luitejärvedele omistatud liike, lisaks haruldasemaid, nagu väike penikeel (LK III kaitsekategooria).

Tabel 1. Soolsuse ja lahustunud ainete üldsisalduse (TDS) väärtused (Limnoloogiakeskuse väikejärvede andmebaas, EMÜ pki).

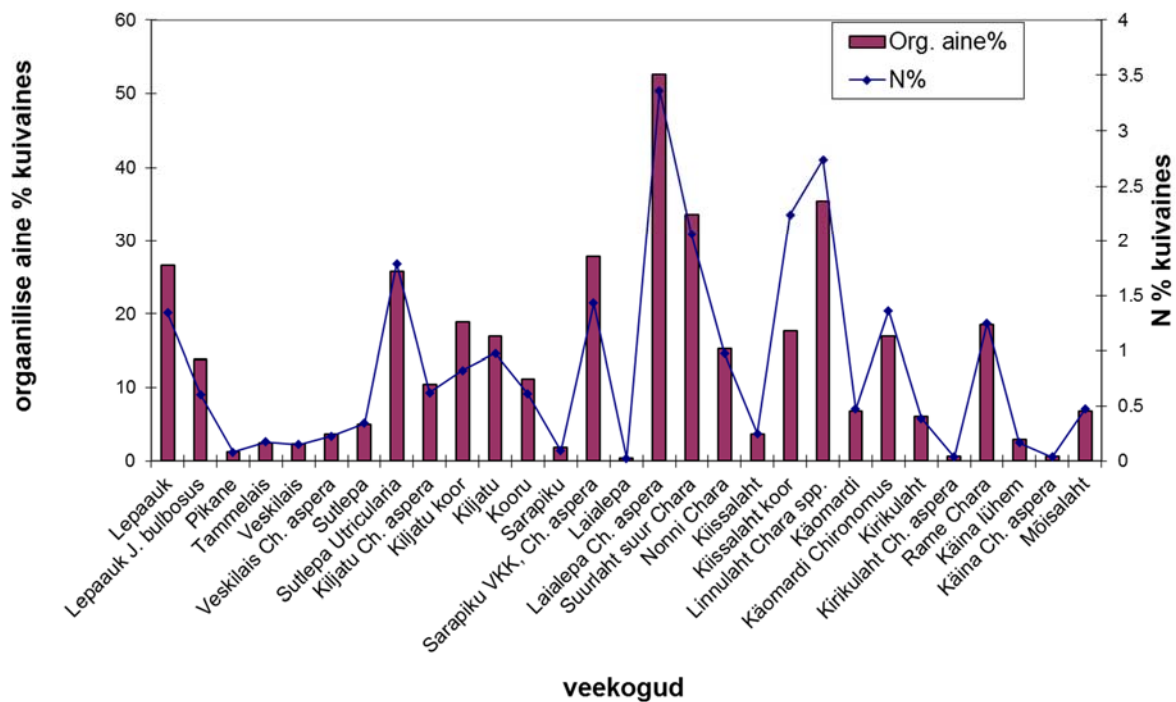
Veekogu	Soolsus ($g l^{-1}$) juuli 2019	TDS ($mg l^{-1}$) mai/juuni 2004	TDS ($mg l^{-1}$) august 2004
Laialepa	1	1462	1599
Kooru	<0,1	149	127
Pikane	0,2	209	167

Kõrge sulfaatidesisaldus (Paal, 2007) Oti ja Tamre (2012) arvates hea eristustunnus pole. Ka T. Kõivu arvates tuleks rannikuveekogude iseloomustamiseks (reostamata veekogude puhul) pigem kasutada kloriidide sisaldust ja elektrijuhtivust. Nagu eespool kirjeldatud, pole kloriidisisaldus siiski alati otsustav näitaja.

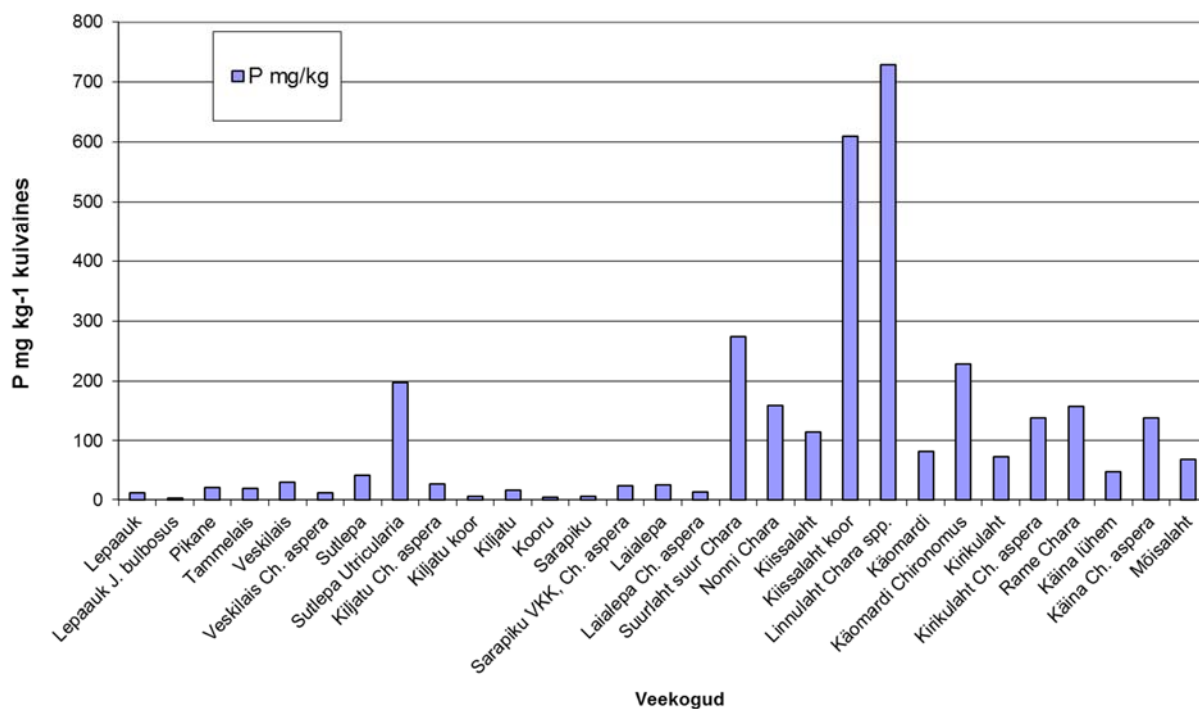


Joonis 8. Aastail 2019 – 2020 uuritud veekogude soolsus praktilistes soolsusühikutes (psu), mis näitab erinevate soolade ionide koguhulka (mg l^{-1}) vees. Rohkem kui ühe mõõtmise puhul samast veekogust väärtused keskmistati. NB! Madalaim näit 0,1 psu võib tähistada ka tunduvalt väiksemaid väärtusi.

Käesolev uuring ei hõlmanud biogeenide (N, P) analüüsi veest. Enamasti on toitesoolade sisaldus rannikulõugaste vees vegetatsiooniperioodil madal, sest suurtaimestiku ja bentiliste vetikate kõrvalt ei jää fütoplanktoni jaoks vees lahustunud toitesooli käibesse kuigi palju. Kõige hägusema veega, silmaga hinnates vetikaõitsengus, oli meie uuritud veekogudest Võiste lõugas, mida väetasid (ja ilmselt ka segasid setet üles) veised ja rohke linnustik. Küll aga pääsevad toiteained madalasse vette sellega hõlpsasti segunevast pehmest settest. Projekti SF0362482s03 raames, mis hõlmas ka mõningaid merelahtesid, ilmnis suur varieeruvus sette orgaanilise aine ja sellega ilmselt seotud üldlammastiku sisalduses (joonis 9). Ka settest hästi omastatava laktaatlahustuva fosfori sisaldus erines suurel määral (joonis 10). Senised andmed on ebapiisavad korrelatsioonide arvutamiseks, kuid hakkab silma, et määndvetikate kogumikes on mõnelgi pool sete rikas biogeensetest elementidest.



Joonis 9. Orgaanilise aine ja üldlämmastiku sisaldus rannikuveekogude sette pinnakihis.



Joonis 10. Laktaatlahustuva fosfori sisaldus rannikuveekogude sette pinnakihis.

Loomastik

Selgrootute ja kalade osas võib lähtuda Paali (2007) käsiraamatust, lisaks on loomastiku kohta rohkesti andmeid raamatus „Rannikulõukad Eestis ja Läänemere keskosas“ (Kose jt., 2012). Meie poolt võetud täiendavate põhjaloomastiku proovide analüüsi teostas H. Timm (tabel 2).

Tabel 2. Põhjaloomastiku taksonite leidude arv 12-s rannikuveekogu kvalitatiivses proovis.

Takson	Leidude arv
ARACHNIDA	6
neist <i>Hydrachnidia</i>	5
BIVALVIA, <i>Pisidium</i> sp.	6
COLEOPTERA	6
CRUSTACEA	6
DIPTERA	14
neist Chironomidae	12
EPHEMEROPTERA	8
neist <i>Cloeon dipterum</i>	7
GASTROPODA	3
HETEROPTERA	7
ODONATA*	11
neist <i>Sympecma paedisca</i>	5
OLIGOCHAETA	1
TRICHOPTERA	1

- sh LK III kategooria liigid *Leucorrhiza albifrons* (2 lõukas) ja *L. pectoralis* (1 lõukas)

Tema järelendus 2019. a. tulemuste põhjal oli: lõukaid asustavad kesksuvel sisemaiste veekogudega võrreldes suhteliselt vähesed, seejuures tavalised liigid. Elupaiga kehvuse tingib veetaseme kõikumine ja kiired soolsuse muutused ning veekogude esinduslikkuse gradatsiooni ei ole antud materjali põhjal loomade järgi otstarbekas teha, sest skaala mõttes paigutuvad liigid enam-vähem samasse lahtrisse. Parimad põhjaloomastiku andmed oleksid kogutavad aprilli lõpust mai lõpuni.

Seetõttu pole alljärgnevalt põhjaloomastikku kaasatud rannajärvede uuringumetoodikasse ega hindamisskaalasse. Põhjaloomastik on spetsiifilise koosseisuga soolasema veega ja sügavamates veekogudes ookeani rannikul (Oliver, 2005).

Taimestik

Suurtaimestik on veekogude elustikust kõige kergemini nähtav, seda moodustavaid liike on vähem kui planktonis või bentoses ning neid ei pea võrguga püüdma. Seetõttu ongi *Natura*-elupaikade esinduslikkuse/looduskaitse väärtuse hindamine toimunud peamiselt taimestiku järgi, parimal juhul paralleelselt kohapeal mõõdetavate vee parameetrite uuringuga.

2019. aastal uuritud 20 veekogust loeti 17 vastavaks alltüüpidele 1150*a ja 1150b*. 2020. aastal uuritud kuuest veekogust hinnati viit, neist ühte alltüübina 1150*c. Taimestiku iseloomustusse kaasati ka need lõukad, kus puudusid Paali (2007) poolt nimetatud hüdrofüüdid ning kasutati ka 2003-2004 kogutud andmeid 16 rannikuveekogust, et saada taimestikust laiemat pilti. Varem uurituist kolm (Kooru, Laialepa ja Pikane) kattusid 2019-2020. a. valikuga. Järgnev taimestiku iseloomustus põhineb seega 17+5+13=35 veekogu andmetel. Tabelis 3 on näidatud Eesti rannikulõugastele omistatud iseloomulike taksonite (Paal, 2007) esinemine, lisades perekondi, mis võiksid samuti olla tunnuslikud.

Nagu juba mainitud, ei pruugi avamerest <50 m kaugusel olev sobiva soolsusega veekogu taimestiku järgi olla tüüpiline LoD elupaik 1150*.

Iseloomustades rannikulõugaste taimestikku, tuleb rõhutada piirkondlikke eripärasid. Ehkki avamere litoraalis on mändvetikaid Treimani-Pärnu vahel mõnel pool leitud (joonis 11), ei olnud neid meie poolt samas piirkonnas uuritud rannikuveekogudes. Samuti puudusid mändvetikad luidetevahelise Luidja lõuka floorast. Tõenäoliselt on põhjuseks geoloogiliste tingimuste eripära – liivakivide avamusala Liivi lahe idakaldal ning Hiiumaal samuti liivarohkus. Niisugused veekogud võivad setetega täitudes kujuneda niisketeks luitenõgudeks (2190), eriti seal, kus kaasub maakerge. Siiani pole Eestis seda elupaigatüüpi kuigi palju eristatud ega uuritud (Paal, 2007). Hiiumaa veekogusid iseloomustas ka kareda kaisla ja lääne-mõõkrohu puudumine, kuid Liivi lahe äärsetes lõugastes kare kaisel esines ning oli soodsa seisundi indikaatoriks. Lubjalembene lääne-mõõkrohi on omane Saaremaa ja Loode-Eesti heas seisus, madalsoiste kallastega vähe roostunud veekogudele.

Tabel 3. Rannikulõugastele iseloomulike (Paal, 2007) ja mõnede teiste sagedamate taksonite esinemine 35 veekogus. Esimesi tähistab *.

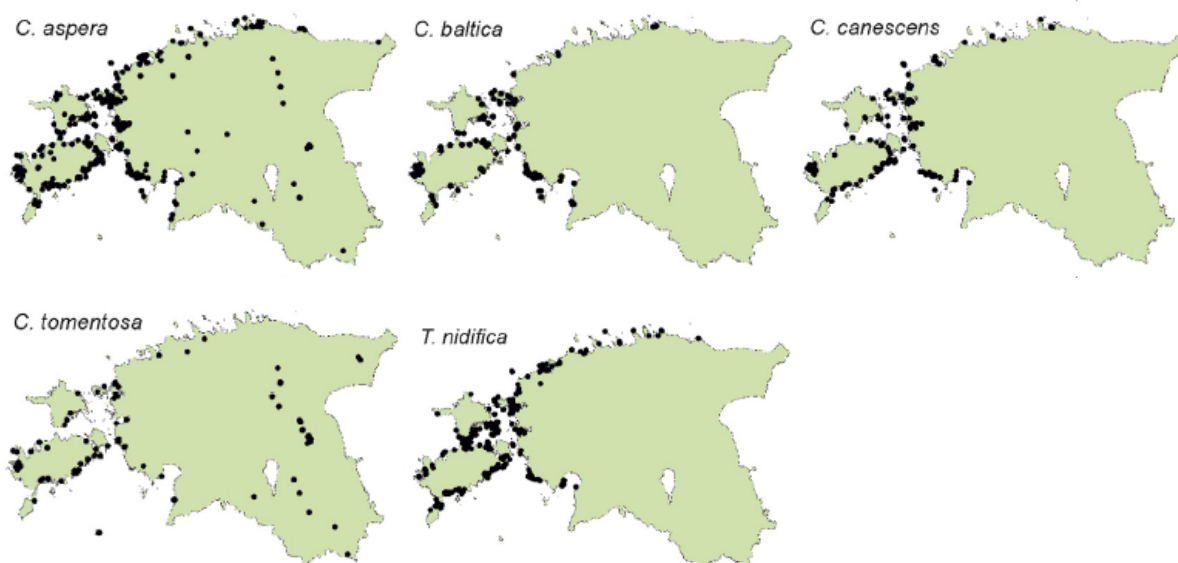
Takson	Leide	Märkused
Kare kaisel*	27	Karakterliik
Kamm-penikeel*	23	Penikeeltest esikohal, eutrafent
Harilik pilliroog*	35	Kõikjal, kosmopoliit, mittespetsiifiline
Meri-näkirohi*	9	Soolsusel vähemalt 0,3 psu (meie andmeil)
Mändvetikad*	32	Eelkõige kare mändvetikas
Vesiherned	15	Väiksema tuulestressiga kohtades, kõik liigid
Ahtalehine hundinui	18	Sage, kuid mittespetsiifiline
Kardheinad	18	Räni-kardhein ja sile kardhein
Lääne-mõõkrohi	10	Saaremaal ja Loode-Eestis; omane heale seisundile
Harilik hanehein	8	Eutrafent
Meri-mugulkõrkjas	6	Soolsusel vähemalt 1 psu (meie andmeil)
Kuuskheinad	5	Harilik kuuskhein, harva ka süstlehine kuuskhein

Järgnevalt vaatleme taimestikku selle erinevate rühmade kaupa, selgitades ka tabelis 3 esitatud taksonite tunnuslikkust rannajärvedele.

Kaldaveetaimed

Pilliroogu oli kõigis uuritud veekogudes, kuid ta on peamiste kaldaveetaimede hulgas ka sisemaa järvedes. Pilliroo rohkus ja ulatus aitavad hinnata looduskaitsest seisundit. Laiad ja sügavale vette ulatuvad roostikud on omased kõige tugevamini kinni kasvavaile rannikulõugastele. Kui kogu lõugas on ümbritsetud laia, sügavale vette ulatava ($\geq 0,5$ m) ning veepoolses osas tugevasti mudastunud roostikuga, võib seda pidada vähese esinduslikkuse tunnuseks.

Sageduselt järgneb kaldaveetaimedest kare kaisel, mida oli nii kõige soolasemates kui ka magestunud veekogudes. Kuna ta kasvab tavaliselt vähem mudastunud litoraalis, võib kareda kaisla rohkust pidada soodsa seisundi tunnuseks.



Joonis 11. Nende avamere litoraalis leitud mändvetikaliikide levik, mida EMI uuringud on tuvastanud ka Ikla-Pärnu vahelisel lõigul; lisaks pesaja tolüPELLI (*Tolypella nidifica*) levik Eestis (Torn jt., 2015).

Ahtalehist hundinuia leidub sisemaal rohkem eutroofsetes, mudastuvais, keskmiselt kareda veega või karedaveelistes järvedes. Uuritud rannikulõugastest oli teda pooltes, kõige ohtralt Loode-Eestis, maakerke tõttu kiiresti kinni kasvavates veekogudes. Nagu pilliroogki, näitab ta veekogu kinnikasvamist. Üsna sageli esines mudastes soppides ka laialehist hundinuia, kuid senised andmed näitavad selle liigi veelgi laiemat ökoloogilist amplituudi võrreldes eelmisega.

Lääne-mõõkrohi ja meri-mugulkõrkjas tunduvad olevat vastandlikult indikatiivsed veekogu merest eraldumise aja või olemasoleva ühenduse määra suhtes. Mugulkõrkjat leiti reeglina kõrgema soolsusega kohtades. Suurlahes Saaremaal on teda olnud vähesel määral samaaegselt mõõkrohuga, üldiselt aga need kaks liiki massiliselt koos/korraga ei esine. Rikkalikult lääne-mõõkrohtu on suuremate rannajärvede (nt Suurlaht, Linnulaht) lagedates või hõredama roostikuga osades, kõvema kaldaga, kivise-liivase põhjaga lõikudel. Kohati paistab ta taanduvat pilliroo ja ahtalehise hundinuia ees. Kui võrrelda Pikane järve aastail 2003-2004 ja 2019, oli seal suurenenud ahtalehise hundinuia ja pilliroo ohtrus ning mõõkrohi surutud veepiirilt ära, laieneva kaldaveetaimestiku ja maataimestiku vahelisse võõndisse. Nii meri-mugulkõrkjat kui ka lääne-mõõkrohtu võib rohke esinemise korral pidada rannikulõugaste hea esinduslikkuse näitajaiks, sest nad kasvavad lagedama kalda ja kõvema põhjaga veekogudes või nende osades.

Vähene esinduslikkus tuleneb rannikulõugastel enamasti looduslikest protsessidest, mida inimõju võib kiirendada. Looduslik ja inimtekkeline kinnikasvamine, mudastumine ja maastumine võivad põimuda: veetaseme alanemine (looduslik või/ja inimese põhjustatud) → kaldaveetaimestiku laienemine (kiireneb väetisainete lisandumisel) → mudakihi paksenemine, nitrohevetikate või fütoplanktoni ohtruse tõus, veesisese taimestiku vähenemine.

Veepiirist väljaspool või üleujutuste korral ka vees leidub arvukalt madalamakasvulisi niiskuslembeseid kaldataimi, kelle seas on silmahakkavamad tarnad (*Carex* spp.), alsid (*Eleocharis* spp.) ja load (*Juncus* spp.). Lisaks mõõkrohule kohati veepiiril II kategooria kaitsealuseid liike loim-vesipaunikat (*Hydrocotyle vulgaris*), liht-randpunga (*Samolus valerandi*), mustjat sepsikat (*Schoenus nigricans*) jt. harvaesinevaid

taimi. Lätis rannikulõugastele tunnuslikuks peetavat rand-sõlmheina (*Spergularia salina*) meie andmed nende veekogudega ei seosta. Vähe oli ka Lätis karakterseks peetavat rand-õisluhta (*Triglochin maritimum*; Auniņš, 2013).

Ujulehtedega ja ujutaimestik

Enamasti kasvavad nad roomassiivide varjulistes soppides ning soolsus ei paista takistuseks olevat: Skärevice keskosas leidis ujuvat penikeelt 3,1 psu juures. Uuritud 35 veekogust leiti ujulehtedega taimi 11 juhul. Enamasti leiti ujuvat penikeelt ja vesiroose (peamiselt valge vesiroos), harvem vesi-kirburohtu ning liht- või väikest jõgitakjat. Ujuvat penikeelt ja vesiroose leiti üsna erineval põhjal ja veesügavusel ning esinduslikkusega on neid raske seostada. Ujutaimedest leiti varjulistes kohtades väikest lemmelt, ristlemmelt ja konnakilbukat. Nende ohtramata esinemist soodustab sügavamale ulatuv roostik, mille veepoolses mudases osas ja servas nad tavaliselt kasvavad. Ujutaimi võib lõugastes pidada mudastumise ja vähenenud kaitseväärtuse näitajaks, kui neid leidub paljudes kohtades.

Veesisene taimestik

Lisaks rannikulõugastele on mändvetikad tunnuslikud ka Natura järvetüübile 3140 ning mändvetikataimi (sh nitelloopsis ja nitell) esineb 3130 ja 3150 järvedes. Alljärgnevalt püütakse esile tuua need liigid, mis on omased just 1150* järvedele. Tabelis 4 on näidatud erinevate mändvetikaliikide keskmine ohtrus veesisises taimestikus ainult nende veekogude kohta, kus mändvetikataimi leidis: 68 vaatluse põhjal 32 veekogus, kusjuures transektid on esitatud eraldi vaatlusena. Ohtruse (semikvantitatiivne) skaala: 1 – üksikud taimed; 2 – mõõdukal hulgal siin-seal; 3 – sage või paiguti suurte kogumikena; 4 – ohter, subdominant; 5 – massiline, dominant. Kui liigile jäi mingis veekogus ohtruse hinnang andmata, omistati talle ohtrus 1.

Tabel 4. Mändvetikate liikide keskmine ohtrus 32 rannikulõukas; skaala 1-5. Rasvases kirjas ohtramalt esinenud liigid.

Liik	Keskmine ohtrus
Chara aspera	2.21
<i>Chara baltica</i>	0.04
Chara canescens	0.29
<i>Chara contraria</i>	0.06
<i>Chara globularis</i>	0.09
<i>Chara hispida</i>	0.04
<i>Chara Intermedia</i>	0.12
Chara polyacantha	0.43
<i>Chara rudis</i>	0.04
<i>Chara strigosa</i>	0.03
Chara tomentosa	0.90
<i>Chara virgata</i>	0.09

Karedat mändvetikat (*Chara aspera*) on rannikulõugastes palju rohkem kui enamikus sisemaistes mändvetikatega looduslikes järvedes (võib kohati massiliselt asustada karjääriveekogusid). Teda võib pidada peamiseks tunnusliigiks sellest perekonnast - esines 29 veekogus vaatlusalustest 32st. Teisel kohal (17 lõukas) oli ruuge mändvetikas (*C. tomentosa*), mida on kohati palju ka sisemaistes järvedes.

Kõige spetsiifilisemaks tuleb aga pidada sisemaal väga haruldast liiki *Chara polyacantha* A. Braun, mis esines 11 veekogus. Vaatamata kasvamisele just rannikuveekogudes pole tal tõendatud leide merest (Schubert ja Blindow, 2003). W. Krause järgi on tegemist heas seisundis olevate madalate lubjarikaste veekogude ohustatud liigiga (Krause, 1997). Meie poolt uuritud veekogudes leidis teda soolsusel 0,1-1,9 psu, mida võib pidada Eesti rannikulõugastele iseloomulikuks vahemikuks (joonis 8). Merelistest, s.o. sisemaa järvedes puuduvaist liikidest oli sagedamini **käharat mändvetikat** (*C. canescens*), mida on peetud ka "laguunispetsialistiks" (Oliver, 2005). Mereliikidest leidis harva ka balti mändvetikat (*C. baltica*).

Sisemaistes Natura järvetüüpides 3140 ja 3150 kõige sagedasemad suured, sügavamas vees kasvavad mändvetikad, nagu keskmine mändvetikas (*C. intermedia*), karvane mändvetikas (*C. hispida*) ja krobe mändvetikas (*C. rudis*) olid rannikulõugastes teisejärgulise tähtsusega. Vähe oli ka sisemaal tavalist rabadat mändvetikat (*C. globularis*) ning Peipsile iseloomulikku näsa-mändvetikat (*C. contraria*). Nimetatud liikide esinemist lõugastes võib pidada pigem juhuslikuks.

Seega tuleb Eesti lääne- ja põhjaosa rannikuveekogudele iseloomulikuks pidada tabelis 4 esile toodud nelja mändvetikaliigi esinemist ning soodsa põhjasette korral ka nende suurt ohtrust. See võiks olla oluliseks seisundi hindamise kriteeriumiks.

Paali (2007) poolt välja toodud meri-näkirohu (*Najas marina*) (vahepeal arvatud kui vaheline näkirohi (*Najas intermedia*); Bräuchler, 2015) on samuti tunnuslik, kuid esineb nooremates või rohkem merega ühendatud lõugastes. Kamm-penikeele sage esinemine on rannajärvede tunnuseks (tabel 3), tuleb aga silmas pidada tema laia levikut meie suurjärvedes, eriti Peipsis, samuti mõnedes kõrge toitelisusega karedaveelistes väikejärvedes. Sisemaa järvede andmeist lähtudes asustab ta pigem eutrofeerunud veekogusid.

Liivi lahe idarannikul olevate lõugaste soodsa looduskaitselise seisundi hindamisel tuleb arvatavasti panna rõhku ka planktonvetikate ohtrusele, roostumisele, mudastumisele jt. tunnustele. Üheks tunnusliigiks võiks olla sile kardhein (*Ceratophyllum submersum*), kuigi teda leidub ka mõnedes Ida-Eesti järvedes.

Üsna sageli leidub väikese soolsusega rannajärvedes vesiherneid (tabel 3), eriti vaiksemates osades või veekogu väiksemate mõõtmete ja suurema sügavuse korral. Esindatud on kõik Eestis seni teadaolevad liigid. Ilmselt ei sobi neile õrnadele püünispõitega taimedele tuulele avatud kohad, kus põhjasete hõlpsasti vette võib kerkida.

Atlandi ookeani rannikul keskmise soolsusega lõugastele tunnuslikuks peetavad heinmudad (*Ruppia* spp.) ja rohevetikaperekonna *Chaetomorpha* esindajad (Oliver, 2005) on meie uuritud veekogudes puudunud ning pigem mereliste elupaikade taimed. Harilik haneheina (*Zannichellia palustris*) rohke esinemine oli 2003-2004 uuritud veekogudes omane suure biogeenidesisaldusega lõugastele, nagu nt Vööla meri (Kose jt., 2012) ega saa olla soodsa seisundi tunnuseks. Võrdlvalt: ka Peipsi järves oli haneheina kasvukoha sete fosforirikkaimate seas (Mäemets jt., 2009).

Pigem sisemaist tüüpi, penikeelte, vesikuuskede ja kardheinte domineerimisega, ilma mändvetikateta luitejärvede (1150*c) hindamiseks anname eraldi näitajad ja kriteeriumid ptk. 5.3.

Lisaks eelnimetatud liikidele tuleks rannikuveekogude uurimisel tähele panna ka seda, et ilma suurema roostikuta, madalmurusa taimestikuga niisketel kallastel võib esineda kaitsealuseid või ka muidu suhteliselt haruldasi või väheneva levikuga taimi: kápálised, maokeel, liht-randpung, loim-

vesipaunikas, mustjas sepsikas, soonerohud, haruldased tarnad jt. Need lõukad, mille kallastel on kasvuvõimalusi väikesekasvulistele taimedele, on üldjuhul esinduslikumad ja paremas looduskaitsealises seisundis ning hindamise juhendis on seda arvestatud. Rannikuveekogudes on ka amfiibse liigi, haruldase süstlehise kuuskheina (*Hippuris x lanceolata* Retz) kasvukohad; meie leidsime teda Loode-Hiiumaal.

3.3.2. Rannikulõugaste määratlemise alused

Asend

Merest kuni 3 km kaugusel, enamasti tunduvalt lähemal asuvad veekogud, mille veetase on samal kõrgusel merega või mõned meetrid kõrgem, sõltuvalt eraldumise põhjustest (maakerge, luidete kuhjumine) ja ajast.

Morfomeetrilised tunnused

Suurus varieerub 0,1 ha kuni mõni km². Vee maksimaalne sügavus ei ületa 2 m, keskmine sügavus on enamasti <1 m.

Ühendus merega

Rannikulõugastel võib: a) olla säilinud merega otseühendus abajasuudmete või voolusängide kaudu; b) ühendus olla ajutine, sõltudes aastaajast ja merevee tasemest; c) ühendus olla katkenud ja vesi magedunud sisemaiste veekogudega võrreldavale tasemele.

Põhja iseloom

Tuulestressile avatud või vähese taimestikuga veekogudes või nende osades valdab mineraalne põhi (liiv, möll, savi, kruus, paeklibu, paas), mida kohati katab rohkesti bentilisi vetikaid sisaldav hõljuv, pinnal kollakasvalge, allpool hall lubimuda. Paiguti leidub ka tardkivimite erineva suurusega tükke või rahnusid. Peeneteralised setted võivad olla mineraalsed, sisaldada mõõdukalt orgaanilist ainet või on tegemist mudaga. Orgaanilise aine sisaldus rannikulõugaste põhjasetteis on enamasti mõõdukas või suur, tihti veekogu piires tugevasti varieeruv. Enamasti on kõige mudasamad setted kaldaveetaimestiku veepoolses vööndis ja selle serva lähistel.

Vee keemilised omadused

Vee soolsus on enamasti vahemikus 0,1- 2 psu, harvem ka suurem või väiksem; karedus keskmine kuni kõrge, s.o. >100 mg HCO₃⁻ l⁻¹.

Taimestiku koosseis

Vaatamata hariliku pilliroo ja ahtalehise hundinua sagedasele domineerimisele tuleb kaldavees tunnusliikideks pidada karedat kaislat, meri-mugulkõrkjat ning lääne-mõõkrohtu. Nendega asustamata lõikudel leidub tarnu, alsse, lugasid jpt. keskmise- või väikesekasvulisi rannataimi. Liivi lahe rannikul on kaldaveetaimede koosseis põhiliseks hindamise aluseks.

Veesiseses taimestikus annavad tooni mändvetikate (*Chara*) perekonna esindajad. Tunnusliikidest on kõige laiema levikuga kare mändvetikas (*C. aspera*), erineva ohtrusega esinevad *C. polyacantha* ja

kähar mändvetikas (*C. canescens*). Sage on ka ruuge mändvetikas (*C. tomentosa*). Õistaimedest on merega rohkem seotud veekogudes tunnusliigiks meri-näkirohi (*Najas marina*), sagedad, kuid vähem 1150* spetsiifilised taksonid on kamm-penikeel (*Potamogeton pectinatus* = *Stuckenia pectinata*) ning varjulisemates kohtades vesiherned (*Utricularia* spp.) ja sile kardhein *Ceratophyllum submersum*.

Luitejärvede alltüübis on märkimisväärsel hulgal valget vesiroosi, ujuvat penikeelt ja vesi-kirburohtu, samuti vesikuuskesid ning erinevaid kitsalehiseid penikeeli.

Kaardikihi kriteeriumid

Esitatud elupaigatüübi 1150* polügoonide kihist on eemaldatud veekogud, mis ei vasta täiendatud määramiskriteeriumitele. Mõningatel juhtudel kohandati elupaigatüübi polügoonide piire. Elupaigatüübi nimistusse lisati maa-ameti ortofotode põhjal potentsiaalsed rannikulõukad. Nende lõugaste kohta puuduvad andmed soolsuse ning taimestiku koosseisu kohta ning nad vajaksid seetõttu kohapealseid uuringuid.

4. Elupaigatüüpide seisundi hindamine

4.1. Hindamise põhimõtted loodusdirektiivi järgi

Loodusdirektiiv nõuab liikide ja elupaigatüüpide perioodilist hindamist, et näha, kas nad on soodsas seisundis. Loodusdirektiivi definitsiooni järgi on loodusliku elupaigatüübi looduskaitseline seisund soodne (*favourable conservation status; FCS*), kui:

- selle looduslik levila ja alad, mida ta selle levila piires hõlmab, on muutumatu suurusega või laienemas ja
- selle pikaajaliseks püsimiseks vajalik eriomane struktuur ja funktsioonid toimivad ning tõenäoliselt toimivad ka prognoosimisulatusse jäävas tulevikus ja
- selle tüüpiliste liikide looduskaitseline seisund on soodus, nagu on määratletud loodusdirektiivi artikli 1 punktis (i).

Hindamistulemused esitatakse jagatuna nelja katekooriasse:

- 1) soodne (*favourable; FV*) – elupaiga hea käekäik jätkub tõenäoliselt ka edaspidi, ilma et praegust kaitsekorraldust või poliitikat muudetaks
- 2) ebasoodne-ebapiisav (*unfavourable-inadequate; U1*) – elupaiga soodsa looduskaitselise seisundi taastamiseks on tarvis muuta kaitsekorraldust või poliitikat, aga prognoosimisulatusse jäävas tulevikus ei ole elupaik hävimisohus
- 3) ebasoodne-halb (*unfavourable-bad; U2*) – elupaik on tõsises hävimisohus (vähemalt regionaalsel tasandil)
- 4) teadmata (*unknown; XX*) – elupaigatüübi looduskaitseliseks seisundiks märgitakse teadmata, kui hindamiseks ei ole piisavalt teavet (DG Environment, 2017a).

Elupaigatüübi soodne looduskaitseline seisund määratletakse loodusdirektiivi artiklis 1 nelja parameetri kaudu. Looduskaitselise seisundi hindamiseks kokku lepitud meetod hindab igat

parameetrit eraldi ning seejärel koondatakse need hinnangud üldiseks hinnanguks looduskaitsele seisundile. Need parameetrid on:

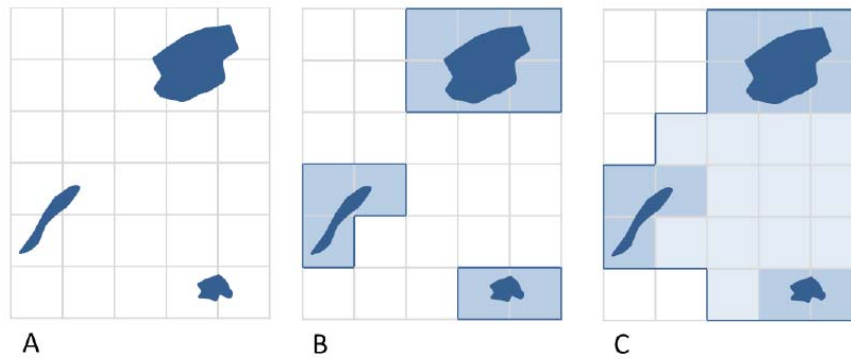
- levila
- pindala
- struktuur ja funktsioonid
- tulevikväljavaated

Et elupaigatüüpi saaks lugeda soodsas looduskaitsele seisundis olevaks, peavad direktiivi nõudel tema struktuur ja funktsioonid olema soodsad ning tema tüüpiliste liikide looduskaitsele seisund soodne. Struktuurideks loetakse elupaigatüübi füüsilised komponendid ning sageli moodustuvad need liikidest (nii elus kui surnud isenditest). Funktsioonid on erinevates aja- ja ruumiskaalades aset leidvad ökoloogilised protsessid ning need on elupaigatüübiti väga erinevad. Funktsioonid on sageli seotud ökosüsteemi teenustega. Mitmesugused elupaigatüübile olulised ökoloogilised protsessid peavad eksisteerima ja toimima, et elupaigatüüpi saaks lugeda soodsas looduskaitsele seisundis olevaks (Evans ja Arvela, 2011).

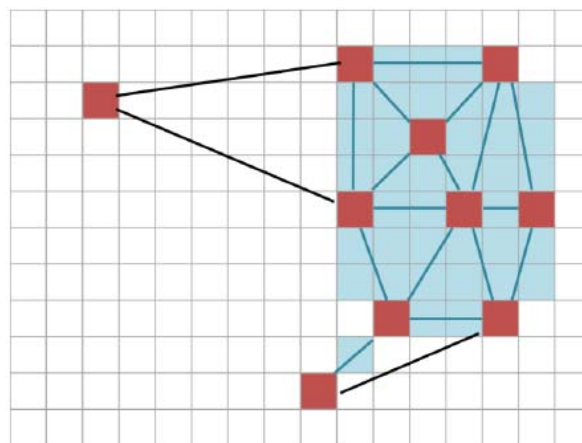
Nii levila kui ka pindala soodsa või ebasoodsa seisundi kindlakstegemiseks on vaja kehtestada neile parameetritele künnisväärtused. Neid künnisväärtusi nimetatakse soodsateks võrdlusväärtusteks (*favourable reference value*; FRV). Soodne võrdluslevila (*favourable reference range*; FRR) on levila, mille piiresse jäävad kõik antud biogeograafilisele regioonile omased ökoloogilised variatsioonid ning mis on piisavalt suur, et võimaldada elupaigatüübi pikaajalist püsimist. Soodne võrdluspindala (*favourable reference area*; FRA) on üldpindala, mida loetakse antud biogeograafilises regioonis väikseimaks elupaigatüübi pikaajalise püsimise tagamiseks vajalikuks pindalaks (Nõukogu direktiiv, 1992).

Vastavalt loodusdirektiivi artikkel 17 lähtuvalle raporteerimise juhendile esitatakse elupaigatüübi esinemise pindala (*surface area*) polügoonide põhjal, kuid esinemise kaardid (*distribution map*) ja levila (*range*) 10×10 km ruudustikus (joonis 12, DG Environment, 2017). Võrgustike failid saadi Euroopa Keskkonnaagentuuri (EEA) kodulehelt (<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/eea-reference-grids-2>). Levila on elupaiga esinemise ulatus 10×10 km ruudustikus, kuid välistatakse ruudud, mis asuvad teiste riikide territooriumil või ökoloogiliselt sobimatus piirkonnas (nt maismaa mereliste elupaigatüüpide puhul). Eelnevast raporteerimiskogemusest tingituna ühtlustati leviala looduslike katkestuste arvestamise protsessi. Tavaliste ja laialt levinud elupaigatüüpide levila katkestuseks (*gap distance*) peetakse vahemikku 50 km, ning piirkondlikult haruldaste elupaigatüüpide puhul 40 km. Kui elupaiga esinemiseruutude vaheline tühimik on suurem, siis levila ei ole pidev (joonis 13). EEA ruutvõrgustiku ruute pindalade hindamisel ei poolitada (DG Environment, 2017a, b).

Struktuuri ja funktsioonide hindamine peab andma informatsiooni heas ja halvas seisundis oleva elupaigatüübi ulatusest, seisundi proportsiooni muutustest ning tüüpiliste liikide kohta. Elupaiga struktuuri moodustavad enamasti elupaiga liigid, kuid see võib sisaldada ka abiootilisi tunnuseid. Elupaiga struktuur võib varieeruda elupaigatüübi ulatuses ning seetõttu eristatakse alamtüüpe. Funktsioonide hindamine on keerulisem. Sageli seotakse funktsioonide hindamine konkreetse liigi või liigirühma esinemisega. Soodsas seisundis struktuuri ja funktsioonide korral peab tüüpiliste liikide seisund olema soodne (DG Environment, 2017a). Täpsemaid juhiseid hindamiseks ja agregeerimiseks proovipunktide tasemelt polügoonide tasemele ei ole antud ning on jäetud liikmesriikide enda otsustada.



Joonis 12. Elupaigatüübi esinemise pindala (A), esinemine 10x10 ruudustikus (B) ja levila (C) (DG Environment, 2017a).



Joonis 13. Levila arvestamise skeem. Kui elupaiga esinemisruutude (punased ruudud) vaheline vahemik on väiksem kui lubatud katkestus (joonisel 40 km), siis elupaiga esinemisruudud ühendatakse levilaks (sinised ruudud). Kui elupaiga esinemisruutude vahemaa on suurem kui lubatud katkestus (mustad jooned), siis esinemisruute ei ühendata ning levilas on katkestus (DG Environment, 2017a, b).

Kogu elupaigatüübi hindamisel on soovitatav kasutada struktuuri ja funktsioonide soodsa ja ebasoodne-ebapiisav seisundiklassi piiriks olukorda, kus elupaiga struktuur ja funktsioonid on 90% ulatuses heas seisundis. Liikmesriigid võivad kasutada teistsugust piiri, kuid seda tuleb põhjendada. Soovituslikult on struktuuri ja funktsioonide seisundiklass U1, kui halvas seisundis on <25%, heas seisundis on <90% ja teadmata on <75% elupaigatüübi struktuuri ja funktsioonide seisundist (DG Environment, 2017a). 2016. aastal projektis NEMA väljatöötatud mereliste elupaigatüüpide struktuuri ja funktsioonide proovipunktide hinnangu ekstrapoleerimisel koondhinnanguks kasutati etteantud klassipiire: seisundiklass on FV, kui heas seisundis seirealade osakaal on $\geq 90\%$; U1, kui <90-75% ulatuses heas seisundis; U2 <75% on heas seisundis (TÜ Eesti Mereinstituut, 2016b).

Loodusdirektiiv nõuab looduskaitselise seisundi hindamisel arvesse võtta elupaigatüüpide ja liikide tõenäolisi tulevikuväljavaateid. Kui need ei ole head, siis ei saa elupaigatüüp olla soodsa looduskaitselise seisundis. Elupaigatüüpide tulevikutrendid sõltuvad ohtudest, mis avaldavad tulevikus negatiivset mõju, ning teisalt tegevuskavadest, kaitsemeetmetest ja teistest abinõudest, mis võivad avaldada positiivset mõju. Tulevikutrende ning seega ka tulevast seisundit mõjutavad näiteks

kliimamuutused, maakasutuse muutused, teatavad poliitika suundumused ning elupaiga taastumisvõime. Enamikul juhtudel toimivad positiivsed mõjurid (kaitsekorraldusmeetmed jne) ja negatiivsed mõjurid (ohud) elupaigale üheaegselt (Evans ja Arvela, 2011).

Elupaigatüübi looduskaitse seisundi parameetrite ja üldhinnangu esitamise abivahendiks on loodusdirektiivi artikli 17 järgse hindamise ja aruande juhendmaterjali lisas E esitatud maatriks (tabel 5). Stabiilse olukorra puhul on levila/pindala suurenemine ja vähenemine tasakaalus. Levila/pindala muutumise trendi hinnatakse 12 aastase perioodi põhjal.

Tabel 5. Elupaigatüüpide looduskaitse seisundi hindamismaatriks (DG Environment, 2017a).

Parameeter	Looduskaitse seisund			
	Soodne (FV)	Ebasoodne-ebapiisav (U1)	Ebasoodne-halb (U2)	Teadmata (XX)
Levila	Stabiilne või suurenev JA \geq FRR	Muu kombinatsioon	Vähenedmine >1% aastas esitatud hindamisperioodi jooksul VÕI vähenedmine >10% võrreldes FRR-ga	Usaldusväärne informatsioon puudub või ebapiisav
Pindala	Stabiilne või suurenev JA \geq FRA JA ilma oluliste muutusteta levikumustris	Muu kombinatsioon	Vähenedmine >1% aastas esitatud hindamisperioodi jooksul VÕI ebasoodsad arengud levikumustris VÕI vähenedmine >10% võrreldes FRA-ga	Usaldusväärne informatsioon puudub või ebapiisav
Struktuur ja funktsioonid	Hea seisukord ja ei ole olulist halvenemist/surve-tegureid	Muu kombinatsioon	>25% alast ebasoodne	Usaldusväärne informatsioon puudub või ebapiisav
Tulevikuväljavaated (kõik parameetrid)	Kõikide parameetrite väljavaated head, olulisi ohutegureid ei ole ette näha, pikaajaline elujõulisus tagatud	Muu kombinatsioon	Väljavaated väga halvad, on ette näha olulisi ohutegureid, pikaajaline elujõulisus ei ole tagatud	Usaldusväärne informatsioon puudub või ebapiisav
Üldhinnang	Kõik parameetrite hinnangud FV VÕI 3 FV ja 1 XX	\geq1 parameetri hinnang U1 ja mitte ühelgi U2	\geq1 parameetri hinnang U2	\geq2 parameetri hinnang XX ning teised FV või kõik XX

4.2. Hindamise põhimõtted merestrateegia raamdirektiivi järgi

Euroopa Komisjoni otsuses 2017/848 on määratletud MSRD nõuetele vastavad mereala hea keskkonnaseisundi kriteeriumid ning seire ja hindamise spetsifikatsioonid, mille kohaselt peavad

liikmesriigid hindama mereala seisundit. Hea keskkonnaseisundi kriteeriumid on grupeeritud 11 tunnuse alla, millest tunnused 6 ja 7 hõlmavad merepõhja elupaikadega seotud kriteeriumid:

D6C3 Häiritud elupaigatüübi ulatus

D6C4 Hävinud elupaigatüübi ulatus

D6C5 Kahjuliku mõju ulatus elupaigatüübi seisundile

D7C2 Hüdrograafiliselt muudetud elupaigatüübi ulatus

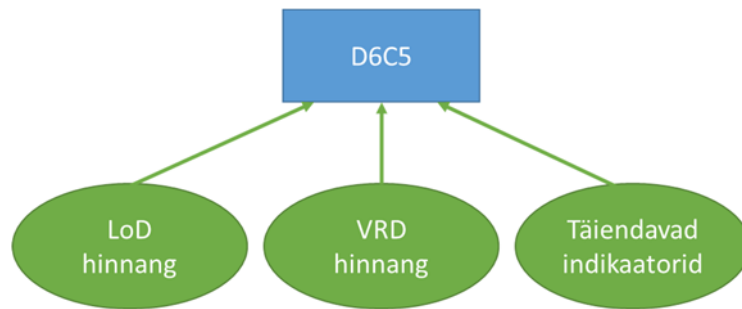
Keskkonnaseisund tuleb hinnata iga elupaigatüübi kohta. Kahjulikult mõjutatud elupaiga ulatus tuleb esitada ruutkilomeetrites (km²) ja osakaaluna (protsentides) elupaigatüübi koguulatusest. MSRD kohaselt on vajalik keskkonnaseisundi hindamine läbi viia vastavalt üldistele merepõhja elupaiga põhitüüpidele (*broad habitat type* (BHT)). Viimasel Eesti mereala keskkonnaseisundi hindamisel on mereelupaikade seisundi hindamine viidud läbi LoD elupaikade põhjal (Lotman jt., 2019), kuna Eesti mereala BHT kaardikiht modelleeriti 2018. aastal (TÜ Eesti Mereinstituut, 2018a). Kuna nüüd on võimalik hinnata kriteeriume D6C3, D6C4 ja D7C2 vastavalt merepõhja elupaiga põhitüüpidele, ei ole enam vajadust arendada vastavaid indikaatoreid LoD elupaigatüüpidele. LoD mereliste elupaigatüüpide hindamine annab olulise sisendi MSRD elupaiga põhitüüpide hindamiseks kriteeriumi D6C5 Kahjuliku mõju ulatus elupaigatüübi seisundile täitmisel.

Vastavalt Euroopa komisjoni otsusele 2017/848 tuleks kriteeriumi D6C5 kohasel BHT seisundi hindamisel võimaluse korral kasutada loodusdirektiivi (LoD) ja veepoliitika raamdirektiivi (VRD) kohaseid hindamisi. Direktiivide seisundiklasside tõlgendamine on esitatud joonisel 14. Projekti MereRita käigus koostati mereliste elupaigatüüpide seisundi hindamise meetodika ettepanek, mis põhineb HELCOM HUB klassifikatsioonil (TÜ Eesti Mereinstituut, 2020). Dubleeriva töö ning eri direktiivide põhjal antavate erinevate hinnangute vältimiseks on välja töötatud meetodika, kus soovitakse olemasolevate hinnangute agregeerimist koos täiendavate indikaatorite kasutamisega piirkondades, kus teiste direktiivide hinnangud puuduvad või ei ole piisavad (joonis 15). Elupaigatüüpide looduskaitse seisundi hinnang ühendab endas nii seisundi aspekti struktuuri ja funktsioonide hindamisega ning ka ohtude ulatuse hinnates tulevikuväljavaateid. VRD täitmiseks välja töötatud rannikuvee ökoloogilise seisundi hindamise bioloogilised kvaliteedielemendid (nt põhjataimestik ja põhjaloomastik) annavad samuti teavet merepõhja elustiku komponentide seisundi kohta. VRD seisundihinnangud rakendatakse kõikidele veekogumis esinevatele BHT elupaigatüüpidele kogu veekogumi ulatuses. LoD kohasest elupaigatüüpide looduskaitse seisundi hinnangutest rakendatakse ruumilise kattuvuse ulatuses vastavalt sobivale elupaigatüübile järgides tabelit 6. Kui varasemalt peeti mereliseks ka elupaigatüüpi rannikulõukad (1150*) (DG Environment, 2007), siis uuema juhendmaterjali kohaselt ei loeta rannikulõukaid merelise elupaigatüübi hulka (DG Environment, 2017a). Looduskaitse seisundi hinnanguna kasutatakse koondhinnangut, mis sisaldab nelja parameetrit: elupaigatüübi levila, pindala, struktuur ja funktsioonid ning tulevikuväljavaated. Eesti merealal ei kata VRD hindamiskiirkond ja LoD elupaikade leviala kogu MSRD hindamiskiirkonda ning seetõttu tuleb avamere piirkonnas kasutada täiendavaid indikaatoreid. Indikaatoritena kasutatakse HELCOM tuumindikaatoreid, laiendatakse sobivate VRD indikaatorite rakendamiskiirkonda või teisi Eesti mereseires kasutatavaid näitajaid. BHT elupaigatüübi siseselt pindalaliselt kattuvad hinnangud (nt samas piirkonnas on olemas nii LoD elupaigatüübi kui ka VRD kohane hinnang) agregeeritakse tulemused kasutades rangeimat lähenemisviisi – hinnangu määrab ära madalaim hinnangutulemus (TÜ Eesti Mereinstituut, 2020).

LoD	Soodne		Ebasoodne-ebapiisav		Ebasoodne-halb	Teadmata
VPD	Väga hea	Hea	Kesine	Halb	Väga halb	
MSRD	Hea keskkonnaseisund		Halb keskkonnaseisund			

↓
Läviväärtus

Joonis 14. HKS piir vastavalt LoD, VPD ja MSRD hindamisele.



Joonis 15. Kriteeriumi D6C5 hindamisskeem kasutades olemasolevaid hinnanguid ja täiendavaid indikaatoreid.

Tabel 6. Eestis esinevate LoD elupaigatüüpide vastavus MSRD BHTdele. Euroopa komisjoni (2012) soovitusel modifitseeritud vastavalt modelleeritud elupaigatüüpide leviku kattuvusele Eesti merealal.

MSRD BHT	LoD elupaigatüübid				
	1110	1130	1140	1160	1170
Infralitoraali kivine põhi ja biogeenilised karid					
Infralitoraali mudane põhi					
Jämedateraline infralitoraali sete					
Infralitoraali liivane põhi					
Infralitoraali segasete					
Tsirkalitoraali kivine põhi ja biogeenilised karid					
Tsirkalitoraali mudane põhi					
Jämedateraline tsirkalitoraali sete					
Tsirkalitoraali liivane põhi					
Tsirkalitoraali segasete					

1110 Mereveega üleujutatud liivamadalad

1130 Jõgede lehtersuudmed

1140 Mõõnaga paljanduvad mudased ja liivased laugmadalikud

1160 Laiad madalad abajad ja lahed

1170 Karid

Elupaigatüübile avalduva kahjuliku mõju ulatuse (kriteerium D6C5) maksimaalne lubatud määr võrreldes elupaigatüübi loodusliku koguulatusega ehk hea keskkonnaseisundi (HKS) piir tuleks kehtestada liikmesriikide piirkondliku või allpiirkondliku koostöö kaudu, võttes arvesse piirkondade ja allpiirkondade eripärasid (EL komisjoni otsus 2017/848). Läviväärtused peavad olema kehtestatud ettevaatusprintsibiist lähtuvalt, arvestades võimalikke ohte merekeskkonnale. Kuna läviväärtusi pole jõutud Euroopa liidu tasemel või piirkondliku koostöö kaudu kehtestada, tuleb kasutada riiklikke läviväärtusi. Meetodika kohaselt on elupaigatüübi HKS kahjuliku mõju ulatuse lävendiks kuni 25% elupaiga põhitüübi looduslikust koguulatusest (TÜ Eesti Mereinstituut, 2020).

4.3. Rannikulõugaste looduskaitse seisundi hindamine teistes riikides

Alljärgnevalt esitatakse need kriteeriumid, mille alusel hinnatakse rannikulõugaste looduskaitse seisundit mõnedes teistes EL riikides (tabel 7). Iga riik on loonud oma süsteemi, seetõttu on nad ühte tabelisse pandud mõnevõrra mugandatult.

Tabel 7. Erinevate EL riikide poolt rakendatavad kriteeriumid rannikulõugaste seisundi tuvastamiseks. Riikide nimed (*) on lühendina kriteeriumi juures ning erinevused ühikuis on antud samas järjestuses, mis nimed.

Omadus, indikaator	Ühik/väljendus	Eesmärk (lävend)	Kommentaar: Eestis
Pindala (IR, DK)	ha, km ²	Stabiilne (IR)	Meil looduslikus muutumises
Levik (IR)	Tekke-eeldused (<i>occurrence</i>)	Looduslikud protsessid	Kõik loodusliku tekkega
Soolsusrežiim (IR)	psu	Varieerub looduslikes piirides	Tüüpiliselt oligohaliinsed
Veerežiim (IR)	m	Kõikumised ja miinimumid looduslikud	Võib maakerke tõttu osa veekogusid viia hääbumisele
Eraldusbarjäär merest (IR)	Läbilaskvus	Sobiv ühendus, vajadusel kaasa aidatav	Üldjuhul pole vaja sekkuda
Chl α (IR)	$\mu\text{g l}^{-1}$	Looduslikes piirides, aasta keskmine <5	<15 hea ja kesise piiriks
MRP – molübdiaatreaktiivne fosfor (IR)	mg l^{-1}	Looduslikes piirides, aasta keskmine < 0,1	Üldfosfori sisaldus <0,03 on hea ja kesise piiriks
DIN – lahustunud anorgaaniline lämmastik (IR)	mg l^{-1}	Looduslikes piirides, aasta keskmine < 0,15	Pole kehtestatud
Suurtaimede sügavuspiir (IR, DK); transektide keskmisena: PL	m	Veekogu maksimaalse sügavuseni (IR)	Madaluse tõttu vähe indikatiivne, raske ligipääsu korral jääb määramata
Tüüpilised taimeliigid (IR)	Arv ja asustatud m ² ; %	Säilib liikide arv ja leviulatus, loodusliku varieeruvusega	Varieeruvuspiire vähe uuritud
Tüüpilised loomaliigid (IR)	Arv	Säilib liikide arv, varieerub looduslikes piirides	Varieeruvuspiire vähe uuritud
Negatiivsed indikaatorliigid (IR)	Arv ja % katvusest	Puuduvad või kontrolli all	Pole teada. Pilliroog pigem neutraalne kui negatiivne

Tabel 7 järg.

Omadus, indikaator	Ühik/väljendus	Eesmärk (lävend)	Kommentaar: Eestis
Vetikate liigirikkus, sh Characeae (DK)	Liikide arv, spets. indeksid, sarnasuskoef.		Tunnusliikide ohtrus tundub olulisem
Fanerogaamide liigirikkus (DK)	Liikide arv, spets. indeksid, sarnasuskoef.		Liigirikas on eelkõige kaldavee- ja kaldataimestik
Kliimamuutuste kajastumine liigilises koosseisus (DK)	Sarnasuskoef.		Pole andmeid
Keskkonnaohtlikud ained elustikus ja setetes (DK)	Kontsentrats.		Vähe uuritud
Paljunemishäired, soanomaaliad (DK)	Sagedus, tugevus		Pole uuritud
PAH-laadsete ühendite mõju (DK)	Sagedus, tugevus		Pole uuritud
Inimtekkeliste soolsuse muutuste mõju flora ja fauna liigirikkuusele (DK)	Indeksid		Meil selline inimõju puudub
Kõigi taimekoosluste keskmised katvused (PL)	%		Meil kasutusel liikide suhtes, (semikvantit.) ohtrusega pallides
Taimestiku katvus transektide aritm. keskmisena (PL)	%		Hinnatakse veekogu kaldaveetaimestiku ja veesisese taimestiku %
Fütolitoraali pindala kahe eelmise näitaja ja batümeetriliste kaartide baasil (PL)	ha		Batümeetrilist andmestikku napilt, enamik veekogusid ühtlaselt madalad
ESMI (PL) vt. <i>selgitus allpool</i>		Rannajärvedel >0,205 Laguunidel >0,123	Arvutamine nõuaks põhjalikumaid välitöid

*IR - Iirimaa: (Oliver, 2005; NPWS, 2016; Roden ja Oliver 2013); DK – Taani (Dahl jt., 2004); PL – Poola (1150 Coastal lagoons, 2020)

Poolas hinnatakse Natura elupaikadeks olevaid rannikuveekogusid analoogiliselt riikliku seirega VRD täitmiseks: arvutades ESMI (*Macrophyte Ecological Status Assessment Index*) ökoloogilise seisundi hindamiseks. Selle arvutamise aluseks olevaist andmetest on ülevaade allpool. ESMI väärtuste vahemikud antakse vastavalt seisundiklassidele: väga hea, hea, kesine, halb, väga halb. Looduskaitsele hinnates tuleks soodsas seisundis olevaiks pidada kahele esimesele seisundiklassile vastavaid veekogusid. Kuna Poolas eristatakse rannajärvi ja laguune, siis on ESMI väärtused nende jaoks erinevad, olles kõrgemad rannajärvedel, väga hea seisundi korral $\geq 0,340$.

Tabelis 7 toodud indikaatoritest pole meil otsesest antropogeenset häiringut näitavaid (PAH, paljunemishäired jt) kasutatud, sest siin on enamikul juhtudel tegemist vähe mõjutatavate veekogudega.

Järgnevalt toome näite Poola välitööde metoodikast (1150 Coastal lagoons, 2020), sest seal peetakse, sarnaselt Eestiga, taimestikku peamiseks rannikuveekogude looduskaitsele seisundi indikaatoriks.

- Transekid (3-6 ühe veekogu kohta) – jalgsi, sukeldudes või paadist, sõltuvalt oludest. Transekti laius on 50 m, pikkus sõltub taimestiku levikuulatusest, aga vähemalt ühe meetri sügavuseni. Kui kaldaveetaimestik ulatub sügavamale, siis vähemalt selle sügavuspiirini. Fikseeritakse koordinaadid kaldaveetaimestiku transektiala nurkades (veepoolsed ja maapoolsed) ning 1 m sügavusel (kui kaldaveetaimestik ei ulatu sügavamale). Neid andmeid saab kasutada erinevatel seirekordadel, võrdluses aerofotodega.
- Kaldaveetaimestikust ja muust taimestikust hõivatud kalda % määramine, soovitatavalt GIS abil, roostikuala piiritlemine GPS vastuvõtjaga nii maa- kui ka veepoolsest küljest. Taimekoosluste jäädvustamine transektil sigma-fotode abil.
- Veesisese taimestiku sügavuspiiri määramine transektil, maksimumi koordinaadid.
- Fütolitoraali (taimestunud ala) katvusprotsendi hindamine - kui palju see transektiala pindalast (kuni taimestiku maksimumsügavuseni) hõlmab.
- Tehakse kindlaks (sh pildilt) kõik taimekooslused kaldalt avavette, lähtudes domineerivaist liikidest (üks või mõned). Kooslustena käsitletakse neid taimekogumeid, mis hõivavad vähemalt 1 m² ja katvusega vähemalt 25%, st ≥3 Braun-Blanquet (1964) skaalas.

NB! Ohtruse skaalal tähendab 100% ainult taimestikust hõivatud ala:

5 - kooslus katab 100-75%; 4 – 75-50%; 3 – 50-25%; 2 – 25-5%; 1 – 5-1%; (+) – 1-0,1%; (r) - <0,1% . Kui ainult üks kooslus domineerib (≥75%), antakse talle 5 ja teised saavad 1. Kaks valitsevat kooslust saavad 3 ja 4 ning teised 2 kuni r. Kolme ja enama tähtsama koosluse puhul antakse 2, 3 või 4, sõltuvalt dominantide struktuurist.

Ökoloogilise seisundi suurtaimestiku indeksi Macrophyte Ecological Status Assessment Index (ESMI) arvutamiseks on aluseks;

- 1) kõigi transektil esinenud taimekoosluste loend;
- 2) iga taimekoosluse keskmine katvus transektide aritmeetilise keskmisena; pärast Braun-Blanquet skaalalt transformeerimist: 5=86%; 4=61%; 3=34%; 2=15%; 1=3%; += 0,5%, r=0,05%;
- 3) maksimaalse levikusügavuse aritmeetiline keskmine;
- 4) transektide taimestiku katvuste aritmeetiline keskmine.

Kahe viimase põhjal arvutatakse fütolitoraali pindala (N) batümeetriliste andmete abil. Neist andmetest lähtuvalt arvutatakse

$$ESMI = 1 - \exp [-J \times Z \times \exp (N/P)]$$

J – Pielou indeks; Z – asustatusindeks; N - fütolitoraali pindala; P – järve pindala. Nende arvutamiseks toodud valemid on antud [faililingil](#) (1150 Coastal lagoons, 2020).

Oluline on märkida, et kui määndvetikakoosluste osakaal fütolitoraalil on suurem kui 10%, tõstetakse seisundiklassi ühe võrra, vaatamata hindele, mis saadi ESMI järgi.

Poolas välja töötatud meetodi kasutamine meil annaks väärtuslikku teavet kaldaveetaimestiku juurdekasvust ja rannikulõugaste maastumisest, mis 5-6 aastase intervalliga tehtavate ülevaadete jaoks oleks väga vajalik. Selleks tuleks kas: a) valida väiksem hulk lõukaid, mida on võimalik igal aruandeperioodil eelkirjeldatud täpsusega uurida ning teiste suhtes kasutada ekstrapoleerimist või: b) fikseerida võimalikult paljudes veekogudes kaldaveetaimestiku peamiste massiivide servade koordinaadid 3-6 kohas maksimaalse täpsusega, võimalusel ka maamärke lisades.

Veesiseste liikide suhtes võivad aastad olla üsna erinevad. Näiteks oli Pikane järve avaveeosa aastail 2003-2004 peaaegu taimedeta, viimasel külastusel aga rikkalikult kareda mändvetika, kamm-penikeele jt. liikidega asustatud. Võimalik, et tegemist on trendiga, kuid iga-aastased uuringud Peipsil aastail 2005-2015 näitasid, et veetaseme kõikumistel on statistiliselt oluline mõju mändvetikate esinemisele (Mäemets jt., 2018). Muutliku veetasemega rannajärvedel võib oletada sama, kuid kas madalam veetase on seal mändvetikate ohtrusega negatiivses või positiivses korrelatsioonis (nagu Peipsis) ning kas see toimib vahetult (kevadine madal veeseis) või viibega, pole teada. Igatahes tuleks kaldaveetaimestiku uuringutega paralleelselt uurida maksimaalse võimaliku täpsusega ka veesisest taimestikku.

5. Elupaigatüüpide struktuuri ja funktsioonide hindamise meetodika

Elupaigatüüpide struktuuri ja funktsioonide seisundi esmataseme hindamissüsteem põhineb kas proovipunkti/ala põhisel hindamisel (elupaigatüübid 1130 ja 1160) või vastava polügooni (eraldiseisev rannikulõugas) (elupaigatüüp 1150*) hindamisel.

Jõgede lehtersuudmete ning laiade madalate abajate ja lahtede elupaigatüüpide korral määratakse igas proovipunktis struktuuri ja funktsioonide seisund vastavalt järgnevates alapeatükkides esitatud hierarhilistele hindamiskeemidele. Selleks hinnatakse igas proovipunktis põhjataimestiku liigilist koosseisu ning määratakse iga liigi katvus, sh lahtise niitja vetika ohtrus. Biomassipõhised näitajad leitakse kolme kordusproovi keskmise põhjal. Kulude optimeerimiseks võib biomassi proovid koguda vaid erineva struktuuriga põhjaelustiku kooslustest ning ekstrapoleerida tulemused laiemale alale. Proovipunktide hinnangute tulemused agregeeritakse vastavalt heas seisundis proovipunktide osakaalule iga elupaigatüübi polügooni (nt Matsalu laht, Tareste laht) tasemeni. Elupaigatüübi polügooni moodustab lehtersuue, laht, lahtede kogum või lõugas, mida käsitletakse eraldiseisva üksusena. Nt elupaigatüübis 1160 moodustab Tareste laht Tareste lahe polügooni, kuid Salinõmme, Soonlepa ja osa Ōunaku lahest on koondatud üheks polügooniks. Proovipunktide või uuringualade agregeerimise meetodika polügooni tasemele on liikmesriikide enda otsustada. Arvestades lahtede looduslikku varieeruvust ning looduslike tegurite mõju on seiratud elupaigatüübi polügooni seisund hea, kui heas seisundis proovipunktide osakaal on $\geq 75\%$ ulatuses hea.

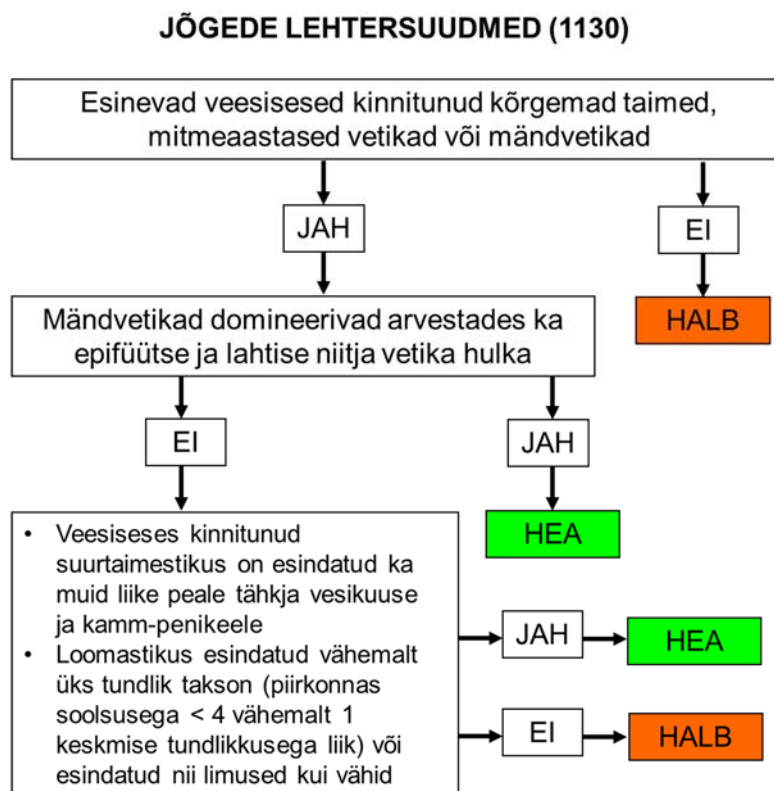
Kõikide käsitletud elupaigatüüpide struktuuri ja funktsioonide seisundihinnangu andmisel kaalutakse elupaigatüübi polügoonide hinnangud vastavalt polügooni pindalaga ning tulemused ekstrapoleeritakse kogu elupaigatüübi hinnanguks Eesti ulatuses vastavalt seisundiklassi piiridele: seisundiklass on FV (soodne), kui heas seisundis elupaigatüüpide pindala on $\geq 90\%$; U1 (ebasoodne-ebapiisav), kui $< 90-75\%$ ulatuses on elupaigatüüp heas seisundis; U2 (ebasoodne-halb) $< 75\%$ elupaigatüübi pindalast on heas seisundis.

5.1. Jõgede lehtersuudmed (1130)

Elupaigatüübi hindamiskriteeriumid Eestis töötati välja, kuid ei testitud, 2016. aastal projekti NEMA raames (TÜ Eesti Mereinstituut, 2016a). Käesoleva projekti käigus täiendati NEMA projektis välja

töötatud proovipunktide hindamisskeemi (joonis 17). Täiendatud metoodika põhjal tuleb hinnata mändvetikate domineerimist arvestades nii epifüütseid kui ka lahtisi niitjaid vetikaid. Epifüütsete niitjate vetikate ning lahtise vetikamassi kasv viitab piirkonna eutrofeerumisele ning mõjutab seeläbi negatiivselt elupaigatüübi seisundit (Kuuppo jt., 2006). Kriteeriumite, võrdlusväärtuste ja vastavate skeemide kasutamiseks peavad olema andmed saadud välitöödelt, kus on rakendatud elupaigatüübile sobivat proovide kogumise metoodikat (vt ptk. 7.1).

Kriteeriumite, võrdlusväärtuste ja vastavate skeemide kasutamiseks peavad olema andmed saadud välitöödelt, kus on rakendatud elupaigatüübile sobivat proovide kogumise metoodikat ning proovide ruumiline paigutus, hulk ja kvaliteet on esinduslikud (vt ptk. 7.1).



Joonis 17. Jõgede lehtersuudmete elupaigatüübi proovipunkti põhine hea seisundi kriteeriumite ja võrdlusväärtuste skeem. Toodud võrdlusväärtused on proovipunkti keskmised, kus biomassipõhised näitajad on saadud kolme kordusproovi keskmisena.

Proovipunkti põhised hindamistulemused agregeeritakse lahe tasemele vastavalt heas seisundis punktide osakaalule. Kui Matsalu laht on ainus lehtersuudme elupaigatüübi polügoon, siis määrab heas seisundis punktide osakaal ära kogu elupaigatüübi seisundi. Kui elupaigatüüp sisaldaks mitut lehtersuudme polügooni, siis toimuks polügoonide hinnangute agregeerimine sarnaselt elupaigatüübile 1160.

Seisundiklass on FV, kui heas seisundis elupaigatüübi pindala on $\geq 90\%$; U1, kui $< 90\text{-}75\%$ pindalast on heas seisundis; U2 $< 75\%$ pindalast on heas seisundis.

5.2. Laiad madalad abajad ja lahed (1160)

Elupaigatüübi hindamiskriteeriumid Eestis töötati välja, kuid ei testitud, 2016. aastal projekti NEMA raames (TÜ Eesti Mereinstituut, 2016a). NEMA projektis väljatöötatud hindamisskeem sobib mõningate täiendustega kasutamiseks elupaigatüübi pehmepõhjalistes piirkondades. Välitööde tulemusel selgus, et elupaigatüübi substraat on oluliselt varieeruvam ning seisundi hindamiseks kogu lahe ulatuses on vajalik arendada ka metoodika, mis sobiks kasutamiseks kõvadel põhjadel või taimestikuaesemates piirkondades. Seetõttu soovitame hinnata vastavaid lahe piirkondi kolme erineva hindamisskeemi alusel. Hindamisskeemi valikul tuleb arvestada järgnevaid tingimusi:

Pehme põhi, taimestikuvöönd

- pehme substraadi (muda, savi, liiv, kruus) summaarne osakaal $\geq 50\%$
- kõrgemad taimede, mändvetikate ja/või adru lahtise vormi ning nende summaarne katvus $\geq 10\%$

Pehme põhi, settes elavate karpide vöönd

- pehme substraadi (muda, savi, liiv, kruus) summaarne osakaal $\geq 50\%$
- kõrgemad taimed ja/või mändvetikad ning nende summaarne katvus $< 10\%$

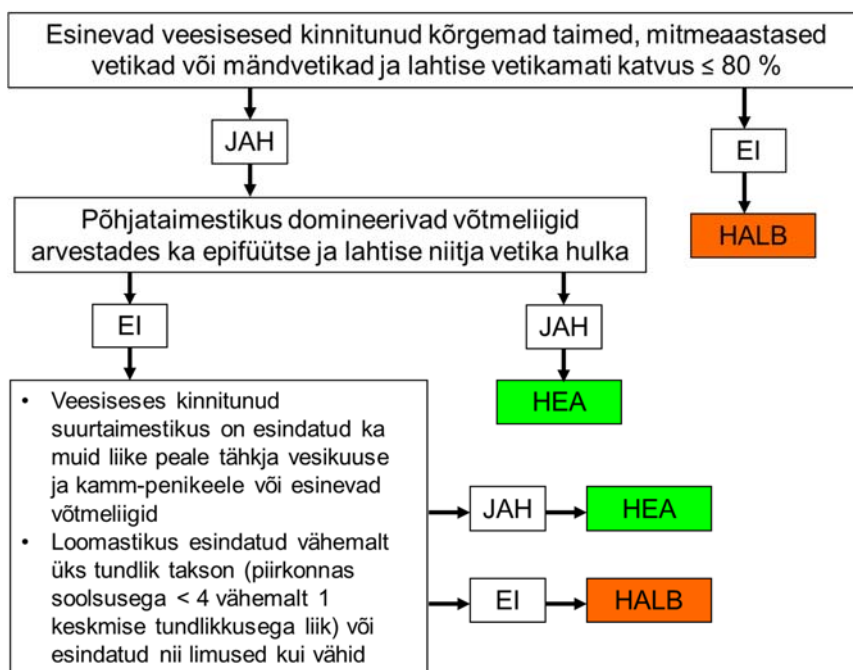
Kõva põhi

- kõva substraadi (väiksed kivid, suured kivid, kalju) summaarne osakaal $> 50\%$

Proovipunkti võib jätta ekspertarvamuse põhjal hindamata, kui ükski hindamisskeem ei sobi kasutada (nt hüdrodünaamiliselt aktiivsem piirkond lahe sügavamal avaosas või madalas vees lainetuse mõjualas).

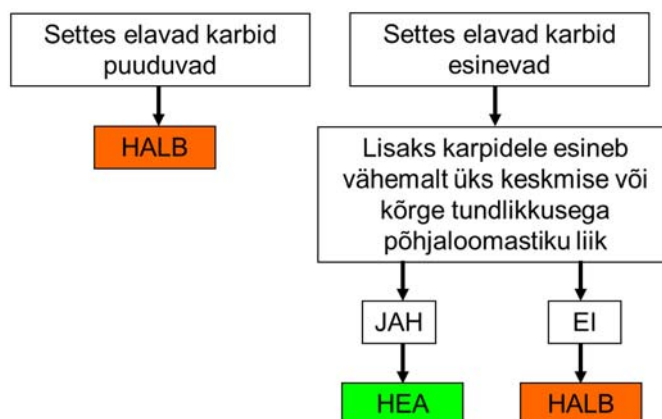
Käesolevas projektis täiendati pehmete põhjade hindamiskeemi, lisades hea keskkonnaseisundi indikaatorliikide hulka väärtuslikud liigid, mis mängivad olulist rolli koosluse säilitamisel (joonis 18). Olulisemad kooslust moodustavad võtmeliigid Läänemeres on agarik (*Furcellaria lumbricalis*), põisadru (*Fucus vesiculosus*), merihein (*Zostera marina*) ja mändvetikad (*Chara* spp.) (HELCOM 2009). Nimetatud võtmeliike peetakse tundlikuks eutrofikatsiooni mõjudele (Wallethinus 1979) ning mitmetes Läänemere piirkondades on registreeritud nende sügavusleviku, ohtruse või leviala vähenemine (Schubert & Blindow, 2003, Rohde jt., 2008, Carstensen jt., 2013). Hindamisel arvestatakse võtmeliikide hulka agariku ja põisadru nii kinnitunud kui ka lahtine vorm. Samuti läheb arvesse põisadruga sarnast koosluse struktuuri moodustav ja funktsioone täitev, kuid vähemlevinud liik *Fucus radicans*. Võtmeliikide domineerimist hinnatakse arvestades nii epifüütsete kui ka lahtise niitja vetika hulka. Taimestikuvaestel pehmetel põhjadel sobib kasutamiseks elupaigatüübi merega ülejutatud liivmadalad settes esinevate karpide vööndi hindamisskeem (joonis 19). Laiades lahtedes esinevate kõvapõhjaliste proovipunktide hindamiseks sobib projektis NEMA loodud karide suletud adruvööndis kasutatav hindamisskeem (joonis 20).

**LAIAD MADALAD ABAJAD JA LAHED (1160)
PEHME PÕHI, TAIMESTIKUVÖÖND**



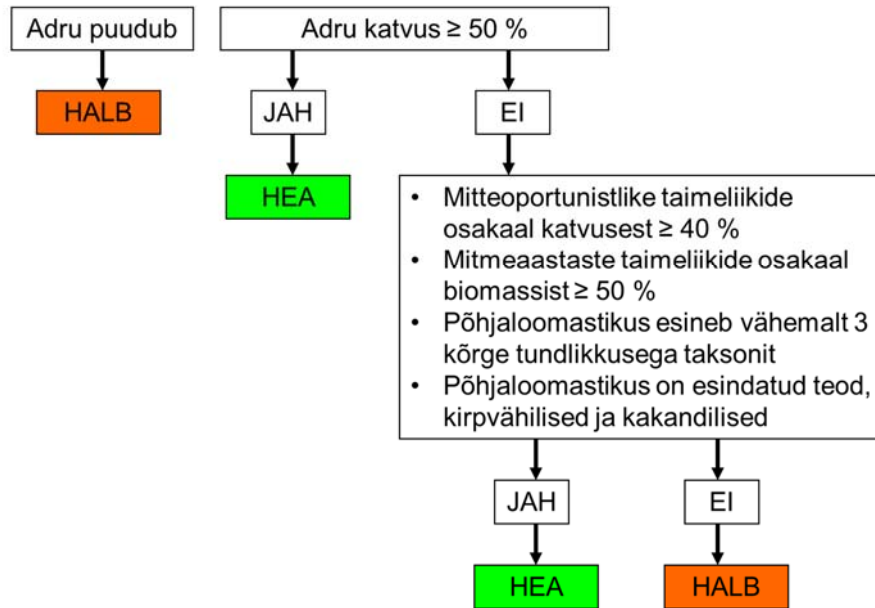
Joonis 18. Laiad madalad abajad ja lahed elupaigatüübi proovipunktide pehme põhja taimestikuvööndi hea seisundi kriteeriumite ja võrdlusväärtuste skeem. Toodud võrdlusväärtused on proovipunkti keskmised, kus biomassipõhised näitajad on saadud kolme kordusproovi keskmisena.

**LAIAD MADALAD ABAJAD JA LAHED (1160)
PEHME PÕHI, SETTES ELAVATE KARPIDE VÖÖND**



Joonis 19. Laiad madalad abajad ja lahed elupaigatüübi proovipunktide pehme põhja settes esinevate karpide vööndi hea seisundi kriteeriumite ja võrdlusväärtuste skeem. Toodud võrdlusväärtused on proovipunkti keskmised, kus biomassipõhised näitajad on saadud kolme kordusproovi keskmisena.

**LAIAD MADALAD ABAJAD JA LAHED (1160)
KÕVA PÕHI**



Joonis 20. Laiad madalad abajad ja lahed elupaigatüübi proovipunktide kõva põhja hea seisundi kriteeriumite ja võrdlusväärtuste skeem. Toodud võrdlusväärtused on proovipunkti keskmised, kus biomassipõhised näitajad on saadud kolme kordusproovi keskmisena.

Hindamisskeemi alusel hinnatakse iga proovipunkti seisund. Hindamisskeemi kasutamiseks peavad olema andmed kogutud välitöödelt rakendades elupaigatüübile sobivat proovide kogumise meetodikat (vt ptk. 7). Hinnangu andmiseks elupaigatüübi polügooni kohta peab olema proovide ruumiline paigutus, hulk ja kvaliteet esinduslik. **Hindamissüsteem on välja töötatud terve Eesti mereala loodusliku seisundi hindamiseks. Üksiku seirejaama halb seisund võib olla põhjustatud looduslikust varieeruvusest või anomaaliast ning seetõttu ei ole ühe proovipunkti hinnang sobiv järelduste tegemiseks jaama asukoha piirkonna seisundi kohta.**

Juhiseid hindamiseks ja agregeerimiseks proovipunktide tasemelt polügoonide tasemele ei ole antud ning on jäetud liikmesriikide enda otsustada. Liikmesriikide poolt avaldatud meetodika käsitleb enamasti vaid indikaatorite nimekirju ning puudub infomatsioon madalama taseme hinnangute agregeerimise kohta. MSRD kohases hindamises on kahjuliku mõju ulatuse lubatud määr (HKS lävend) elupaigatüübi seisundile määratud analoogselt Saksamaa hindamisskeemiga kuni 25% elupaigatüübi looduslikust koguulatusest (Krause & Schröder, 2019, TÜ Eesti Mereinstituut, 2020). Igas lahes võib teatud ulatuses esineda looduslikest teguritest tingitud anomaaliaid, mida ei saa seletada elupaigatüübile avalduva inimõjuga. Samuti ei ole elupaigatüübi ulatuse tõttu ning võrreldes maismaaliste elupaikadega keerulisemate seiretingimuste tõttu võimalik seirata lahte täies ulatuses. Seetõttu loetakse seiratud elupaigatüübi polügooni seisund heaks, kui heas seisundis proovipunktide osakaal on vähemalt 75% ulatuses hea. Elupaigatüübi struktuuri ja funktsioonide seisundihinnangu andmisel kogu elupaigatüübi kohta Eestis kaalutakse elupaigatüübi polügoonide hinnangud vastavalt polügooni pindalaga ning tulemused ekstrapoleeritakse kogu elupaigatüübi hinnanguks Eesti ulatuses vastavalt seisundiklassi piiridele: seisundiklass on soodne (FV), kui $\geq 90\%$ alast on heas seisundis; U1, kui $< 90\text{--}75\%$ alast on heas seisundis; U2 $< 75\%$ on heas seisundis.

5.3. Rannikulõukad (1150*)

Erineva tekkeaja ning geoloogiliste tingimuste põhjal eristati kolm lõugaste alltüüpi:

a) rannikulõugas kitsamas tähenduses: 1150*a;

b) vana paepõhjaline lõugas: 1150*b;

c) luitejärv: 1150*c.

Taimestiku erinevate rühmade osatähtsus veekogus hindamises

Mõnel juhul polnud veekogus kaldaveetaimestiku (KVT) osakaalu võimalik hinnata, sest see sulas kokku naaberveekogu omaga. Niisugune jäänukjärvede-roostike süsteem oli näiteks, Skäres ja Prähnu rannas. Enamasti hõivas kaldaveetaimestik uuritud lõugastest 10-20%. Kui pilliroog kasvas laialt, üle 50 m vööndina ja ulatus üsna sügavale, $\geq 0,5$ m, vette, hinnati seda looduskaitse väärtust vähendavaks. Hindamiskaala koostamisel on arvestatud väheroostunud lõugastele omaste kareda kaisla ja mõõkrohu rohkust positiivse näitajana, indiferentsete või mudastuvate veekogude liikide (pilliroo, hundinuiade) ulatuslikku esinemist kaitseväärtust vähendavaks.

Veesisese taimestiku (VST) liikide katvuses on 1150* a puhul peamine mändvetikate osatähtsus avavees. Seni uuritud veekogude põhjal võib väita, et kui kaldaveetaimedest vaba veeala hõlmab vähemalt poole ning sellest omakorda vähemalt kolmandiku mändvetikad, on seisund vähemalt hea. Veekogud, kus paest põhi ei võimalda VST laiemat levikut (nt Kooru järv, Kiljatu järv) on unikaalsed, võib-olla isegi kogu maailma mastaabis. Kaitsealustest liikidest leidub nende veepiiril läänemõõkrohtu, mustjat sepsikat ja loim-vesipaunikat (*Hydrocotyle vulgaris*). Looduskaitse väärtuse annavad juba ainuüksi need liigid.

Kuna rannajärved on enamasti väga madalad, valdavalt alla 2 m, siis on vee läbipaistvuse mõju veesisesele taimestikule seal arvatavasti väiksem, aga võimalik, et kohati siiski tähtis. Vähene läbipaistvus mõjus arvatavasti Võiste lõukas, kus rohkete haneliste ja veisekarja väetatud vesi oli paks fütoplanktonist ning veesisene taimestik väga napp.

Alljärgnevalt on kriteeriumideks olevad tunnused jagatud analoogselt Tallinna Ülikoolis välja töötatud muude ranniku maismaaliste elupaikade hindamise süsteemiga (Tallinna Ülikool, 2016): 1) koheselt ebasoodsat seisundit näitavad; 2) kriitilise tähtsusega (igaüks 2 punkti); 3) toetavad tunnused (igaüks 1 punkt):

I Koheselt ebasoodsat seisundit näitavad tunnused (kõik alltüübid):

1. Pole ka jalgsi võimalik avaveeni pääseda.
2. Ümberringi KVT > 50 m lai. KVT (pilliroo või hundinuia) servas vett $\geq 0,5$ m ning paks muda- ja kõdukiht. VST napp või puudub.
3. On kõva kallast, kuid vesi hägune, veesisene taimestik praktiliselt puudub.
4. Püsivate reostusallikate olemasolu.

II Kriitilise tähtsusega tunnused (igaüks 2 p.):

1. Vaba (roostikuta) vett vähemalt pool pindalast (kui veekogu piirid on määratletavad)
2. Veesisene taimestik (VST) hõivab vähemalt kolmandiku avaveelisest osast (ainult 1150* a ja b)

3. Kaldaveetaimestikus kare kaisel või/ja lääne-möökrohi, kas kumbki ohtrusega 2 või üks neist ohtrusega 3-5; mõnes lõukas võib ka meri-mugulkõrkjas ohter olla
4. Esinevad mändvetiktaimed (enamasti *Chara aspera*, *C. polyacantha*, *C. tomentosa*, *C. canescens*). Neid liike (kas kõiki kokku või mõnda neist) leidub sobiva põhjasette puhul ohtralt (3-5) (ainult 1150* a ja b)
5. Esinevad (ohtrusega >1) meri-näkirohi ja/või kamm-penikeel, vesiherned, sile kardhein, hanehein
6. Esinevad (ohtrusega >1) vesikuused, kuuskheinad, erinevad penikeeled, vesiroosid (ainult 1150*c)

III Toetavad tunnused (igäüks 1 p.):

1. Veetaimestikus leidub haruldasi liike nagu väike penikeel (*Potamogeton pusillus*), punakas penikeel (*P. rutilus*), niitjas penikeel (*P. filiformis*) jt.
2. Veepiiril või sellest väljaspool leidub haruldasi liike või/ja ulatuslikult madalmurusat niiskuslembest taimestikku.

Kõigi kriitiliste ja toetavate tunnuste olemasolul on võimalik saada maksimaalselt 12 punkti alltüüpidel 1150*a ja b; hea seisundi lävendiks ≤6. Alltüübil 1150*a on maksimaalne punktide arv 10, soodsa seisundi lävendiks ≤5 punkti. Hindamisel võetakse aluseks transektide keskmise või ühe piirkonna vaatlus.

Rannikulõugaste elupaigatüübi struktuuri ja funktsioonide seisundihinnangu andmisel kogu elupaigatüübi kohta Eestis kaalutakse elupaigatüübi polügoonide hinnangud vastavalt polügooni pindalaga ning tulemused ekstrapoleeritakse kogu elupaigatüübi hinnanguks Eesti ulatuses vastavalt seisundiklassi piiridele: seisundiklass on soodne (FV), kui ≥90% alast on heas seisundis; U1, kui <90-75% alast on heas seisundis; U2 <75% on heas seisundis.

6. Elupaigatüüpide seisundi hinnang

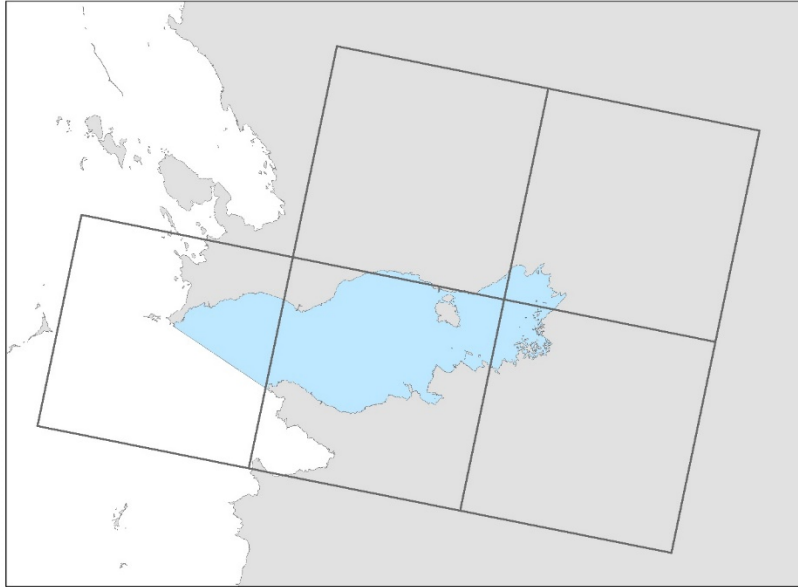
6.1. Looduskaitse seisundi hinnang

Looduskaitse seisundi hinnang on täidetud projekti eesmärkide ulatuses vastavalt raporteerimise juhendmaterjalidele (DG Environment, 2017a, 2017b). Selguse huvides on sulgudes esitatud raporteerimise vormi ingliskeelsed vasted. Elupaigatüüpide esinemise pindala on esitatud elupaigatüüpide polügoonide summeeritud pindala. Elupaigatüüpide esinemise ja levila kaardid on esitatud 10×10 km ruudustikus tasapinnalises ristkoordinaatide süsteemis L-EST97. Levila kalkuleeritakse raporteerimiskeskonnas pindala andmete põhjal vastava tööriista abil. Esitatud levila kaardid on koostatud töö autorite poolt järgides juhendmaterjale, kuid ei ole välistatud, et raporteerimiskeskuse tööriist annab veidi erineva tulemuse.

Käesolevas projektis antakse kolme elupaigatüübi seisundihinnang parameetritele levila, pindala ning struktuurid ja funktsioonid. Surve- ja ohutegurite, kaitsemeetmete ning tulevikuväljavaadete hinnang ei olnud projekti tegevuskavas ning tuleks anda hindamisperioodi lõpus.

6.1.1. Jõgede lehtersuudmed (1130)

Kuna elupaigatüüp on esineb vaid Matsalu lahes, siis kattuvad esinemise ja levila kaardid. Elupaigatüübi esinemise pindala kattub Matsalu lahe polügooniga (joonis 21).



Joonis 21. Elupaigatüübi jõgede lehtersuudmed (1130) (sinine) esinemine ja levila 10×10km ruudustikus.

Struktuuri ja funktsioonide hinnang koostati 26 proovipunkti andmete põhjal vastavalt hindamiskeemile (vt ptk. 5.1). Neist 15 punkti põhjal oli seisund hea ja 11 punkti põhjal halb (tabel 8). Lahes esineb laialdastel aladel lahtine vetikamatt. Lahe tüüpilisem liik kare mändvetikas on enamasti kaetud epifüütsete niitjate vetikate või lahtise vetikamatiga.

Varasematel raporteerimistel on soodne võrdlusväärtus (FRV) loetud ligikaudselt võrdseks parameetri väärtusega. Levila ja pindala numbrilised soodsa seisundi võrdlusväärtused esitati esmakordselt 2016. aastal projektis NEMA (TÜ Eesti Mereinstituut, 2016a). Kuna käesolevas projektis ei loetud Kloostri jõe suuet jõgede lehtersuudmete elupaigatüübi hulka ning korrigeeriti Matsalu lahe polügooni, siis täpsustati numbriline FRV 2020. aasta seisuga (tabel 9). Varasemalt on elupaiga struktuur ja funktsioonid hinnatud 98% ulatuses soodsas seisundis olevaks. Projektis analüüsitud materjali põhjal on Matsalu lahe struktuuri ja funktsioonide seisund hea 58% ulatuses ning 42% lahest on halvas seisundis. Seisundihinnangu muutus ei ole tingitud seisundi halvenemisest viimasel hindamisperiodil, vaid meetodika muutusest. Varasemalt puudus hindamiskeem elupaigatüübi seisundi hindamiseks ning hinnang anti piiratud teadmiste ja andmete põhjal. Hindamismetoodika muutusest tingituna on trend klassifitseeritud kui teadmata, kuid see ei mõjuta koondhinnangu andmist. Käesolevas töös hinnati kolme parameetrit. Elupaigatüübi looduskaitse seisundi üldhinnang tuleb anda vastavalt hindamismaatriksile peale tulevikuväljavaadete hindamist.

Elupaigatüübi esinemise pindala on antud polügooni pindala põhjal ning ei sõltu elupaigatüübi liikide esinemisest. Esinemise, pindala ja levila muutuste trendid puuduvad (stabiilne) ning meetodikaks

Tabel 8. Elupaigatüübi jõgede lehtersuudmed (1130) seisundi hinnang proovipunktides. Rasvases kirjas kriteerium määras proovipunkti hinnangu.

Proovipunkt	Krit. 1	Krit. 2	Krit.3	Krit.4	Hinnang
MA01	jah	ei	ei		Halb
MA02	jah	ei	ei		Halb
MA03	jah	ei	jah	jah	Hea
MA04	jah	ei	jah	jah	Hea
MA05	jah	ei	jah	jah	Hea
MA06	jah	ei	ei		Halb
MA07	jah	ei	jah	jah	Hea
MA08	jah	ei	ei		Halb
MA09	jah	ei	ei		Halb
MA10	jah	ei	ei		Halb
MA11	jah	jah			Hea
MA12	jah	jah			Hea
M1_0.6	jah	ei	jah	jah	Hea
M1_1.8	jah	ei	jah	jah	Hea
M1_2.9	jah	ei	jah	jah	Hea
M1_3.1	jah	ei	jah	jah	Hea
M2_0.2	jah	jah	ei	jah	Hea
M2_0.5	jah	jah	ei	jah	Hea
M2_0.7	jah	jah	ei	jah	Hea
M2_2.8	jah	ei	jah	jah	Halb
M3_0.7	jah	jah	jah	jah	Halb
M3_1.5	jah	jah	jah	jah	Halb
M3_2.2	jah	ei	jah	jah	Halb
MT1	jah	ei	jah	jah	Halb
MT2	jah	ei	ei	jah	Hea
MT3	jah	ei	ei	jah	Hea

Kriteeriumid:

1 – esinevad veesisesed kõrgemad taimed, mitmeaastased vetikad, mändvetikad

2 – domineerivad mändvetikad

3 – veesiseses kinnitunud suurtaimestikus on esindatud ka muid liike peale tähkja vesikuuse ja kamm-penikeele

4 – loomastikus esindatud vähemalt 1 tundlik takson (soolsusel <4 vähemalt 1 keskmise tundlikkusega takson) või esindatud nii limused kui vähid

Tabel 9. Elupaigatüübi jõgede lehtersuudmed (1130) seisundi hinnangud ja võrdlusväärtused. FRV 2020 – 2020. aastal määratletud soodne võrdlusväärtus, FV – soodne, S – stabiilne, XX – teadmata.

Parameetrid	2012		2018		2020		FRV 2020
	Km ²	Trend	Km ²	Trend	Km ²	Trend	Km ²
Levila	700	S	600	S	500	S	500
Pindala	57	S	57	S	70	S	70
Strukt. ja funkts. soodsas seisundis pindala	FV	S	56 (98%)	S	40 (58%)	XX	63 (90%)

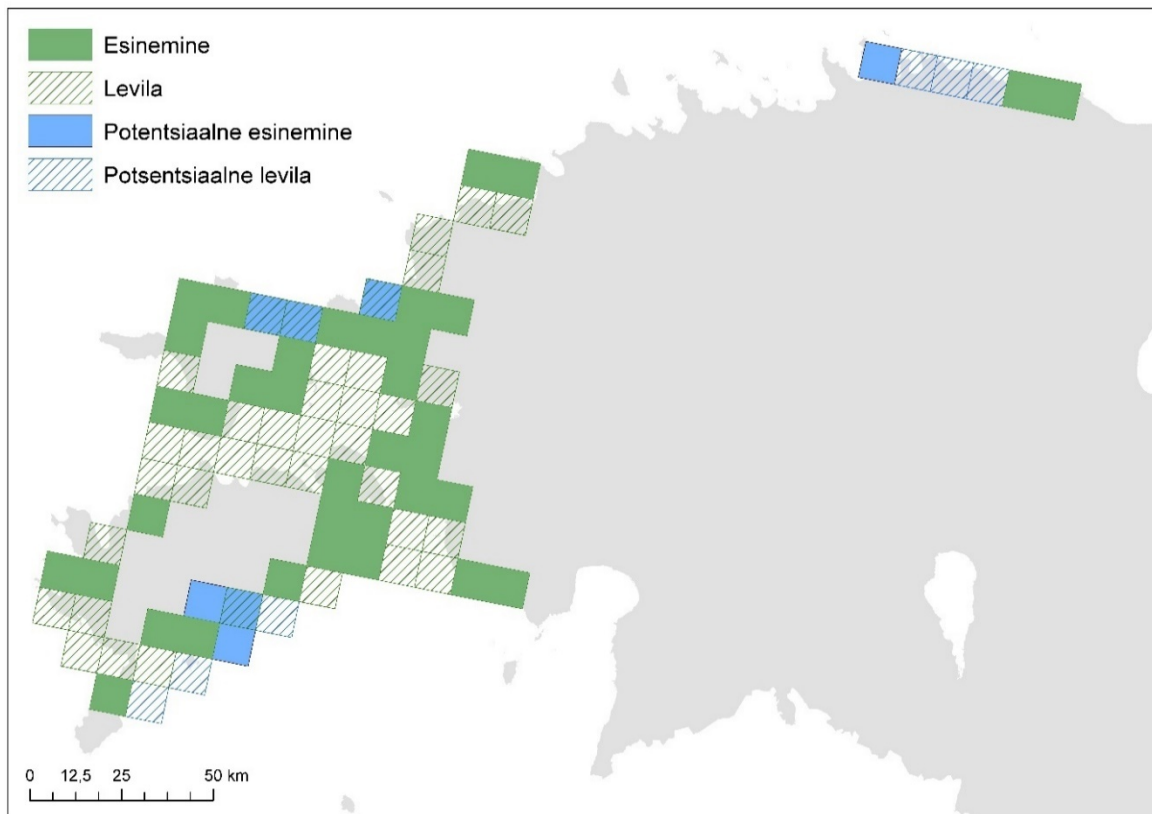
täielik uuring (*complete survey*). Pindala hindamise tüüp: parim hinnang (*best estimate*). Erinevalt maismaalistest elupaigatüüpidest on merelises elupaigatüübis struktuuri ja funktsioonide täieliku uuringu läbi viimine väga kulukas ja ajamahukas ning hindamine põhines proovipunktide võrgustikul. Struktuuri ja funktsioonide hindamismetoodika põhineb piiratud mahu andmete ekstrapoleerimisel (*based mainly on extrapolation from a limited amount of data*). Tüüpiliste liikide nimekiri ei ole muutunud (tabel 10). Proovipunktide võrgustik kattis kogu Matsalu lahes esineva elupaigatüübi.

Tabel 10. Põhjaelustiku taksonite esinemissagedused jõgede lehtersuudmete elupaigatüübis (1130) kogutud andmete põhjal.

Põhjataimestiku taksonid	Esinemissagedus (%)	Põhjaloostiku taksonid	Esinemissagedus (%)
<i>Chara aspera</i>	70,4	<i>Peringia ulvae</i>	48,1
<i>Cladophora glomerata</i>	63,0	<i>Chironomidae</i>	44,4
<i>Vertebrata fucoides</i>	40,7	<i>Gammarus juv</i>	44,4
<i>Ceramium tenuicorne</i>	33,3	<i>Gammarus tigrinus</i>	37,0
<i>Battersia arctica</i>	29,6	<i>Cerastoderma glaucum</i>	29,6
<i>Myriophyllum spicatum</i>	29,6	<i>Gammarus salinus</i>	29,6
<i>Chaetomorpha linum</i>	25,9	<i>Corophium volutator</i>	22,2
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	25,9	<i>Cyanophthalma obscura</i>	22,2
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	25,9	<i>Gammarus zaddachi</i>	22,2
<i>Stuckenia pectinata</i>	25,9	<i>Ampullaceana balthica</i>	18,5
<i>Chara canescens</i>	18,5	<i>Idotea chelipes</i>	18,5
<i>Pylaiella/Ectocarpus</i>	18,5	<i>Leptocheirus pilosus</i>	18,5
<i>Chara connivens</i>	14,8	<i>Mya arenaria</i>	18,5
<i>Cladophora rupestris</i>	14,8	<i>Limecola balthica</i>	14,8
<i>Najas marina</i>	14,8	<i>Neomysis integer</i>	14,8
<i>Zannichellia palustris</i>	14,8	<i>Bithynia tentaculata</i>	11,1
<i>Tolypella nidifica</i>	14,8	<i>Coleoptera</i>	11,1
<i>Pylaiella littoralis</i>	11,1	<i>Hydrozoa</i>	11,1
<i>Rhizoclonium riparium</i>	11,1	<i>Jaera albifrons</i>	11,1
<i>Ulva intestinalis</i>	7,4	<i>Cordylophora caspia</i>	7,4
<i>Chara baltica</i>	3,7	<i>Idotea balthica</i>	7,4
<i>Coccotylus truncatus</i>	3,7	<i>Idotea juv</i>	7,4
<i>Leathesia marina</i>	3,7	<i>Marenzelleria neglecta</i>	7,4
<i>Ruppia maritima</i>	3,7	<i>Mytilus trossulus</i>	7,4
<i>Zostera marina</i>	3,7	<i>Oligochaeta</i>	7,4
		<i>Alderia modesta</i>	3,7
		<i>Limapontia capitata</i>	3,7

6.1.2. Laiad madalad abajad ja lahed (1160)

Elupaigatüübi leviala Soome lahes on piiratud (joonis 22). Vastavalt juhendmaterjalile on lubatud elupaigatüübi esinemise raporteerimine lisaks tegelikule ka eeldatava elupaigatüübi ulatusena. Levila ja pindala numbrilised soodsa seisundi võrdlusväärtused esitati esmakordselt 2016. aastal projektis NEMA (TÜ Eesti Mereinstituut, 2016a). Käesolevas projektis korrigeeriti elupaigatüübi polügoonide paiknemist Eesti merealal ning siis täpsustati numbriline FRV 2020. aasta seisuga (tabel 11).



Joonis 22. Elupaigatüübi laiad madalad abajad ja lahed (1160) esinemine ja levila 10×10km ruudustikus.

Elupaigatüüp on tõenäoliselt levinud 196 km² ulatuses, kuid kaheksa lahe (11% elupaigatüübi pindalast) kohta puuduvad TÜ EMI andmebaasis põhjaelustiku andmed ning seetõttu tuleks veenduda, kas laht täidab elupaigatüübi kriteeriume.

Projekti jooksul hinnati 13 elupaigatüübi polügooni struktuuri ja funktsioonide seisundit kokku 86 km² ulatuses. Hinnatud lahed moodustasid 44-49% elupaigatüübi kogupindalast. Vastavalt ptk. 5.2 metoodikale hinnati iga elupaigatüübi polügooni struktuuri ja funktsioonide seisund (tabel 11). Hinnatud lahtedest neljas oli lahe struktuuri ja funktsioonide seisund halb ning üheksas lahes hea. Vastavalt lahtede pindalale kalkuleeriti soodsas seisundis elupaigatüübi ulatus Eesti rannikumeres (tabel 12). Heas seisundis lahed moodustasid 87% hinnatud lahtede pindalast. Seisundihinnangu muutus ei ole tingitud seisundi halvenemisest viimasel hindamisperioodil, vaid metoodika muutusest. Varasemalt puudus hindamisskeem elupaigatüübi seisundi hindamiseks ning hinnang anti piiratud teadmiste ja andmete põhjal. Hindamismetoodika muutusest tingituna on trend klassifitseeritud kui teadmata, kuid see ei mõjuta koondhinnangu andmist. Tüüpiliste liikide nimekiri ei ole muutunud (tabel 13).

Elupaigatüübi esinemises ja pindalas on täpsustamist vajavaid piirkondi ning andmed ja muutuste trendid põhinevad piiratud mahu andmete ekstrapoleerimisel (*based mainly on extrapolation from a limited amount of data*). Pindala hindamise tüüp: parim hinnang (*best estimate*). Elupaigatüübi struktuuri ja funktsioonide hinnang põhineb piiratud mahu andmete ekstrapoleerimisel (*based mainly on extrapolation from a limited amount of data*).

Tabel 11. Elupaigatüübi laiad madalad abajad ja lahed (1160) struktuuri ja funktsioonide hindamistulemused.

Laht	Proovipunktide arv	Lahe pindala, km ²	Heas seisundis punktide %	Lahe seisund
Aulikualune	24	3,50	92	Hea
Haapsalu	14	21,61	100	Hea
Kivisilla lõpp	36	1,74	56	Halb
Lõu	21	4,15	71	Halb
Muraja-Udriku	22	8,75	82	Hea
Mõisaküla	8	1,10	88	Hea
Pakri N	25	1,21	80	Hea
Paope	29	5,22	66	Halb
Roogsaare	15	0,44	60	Halb
Salinõmme pk	33	21,64	88	Hea
Tareste	23	1,89	78	Hea
Topi	9	5,89	100	Hea
Topu-Lõpe	23	8,73	91	Hea

Tabel 12. Elupaigatüübi laiad madalad abajad ja lahed (1160) seisundi hinnangud ja võrdlusväärtused. FRV 2020 – 2020. aastal määratletud soodne võrdlusväärtus, FV – soodne, S – stabiilne, XX – teadmata.

Parameetrid	2012		2018		2020		FRV 2020
	Km ²	Trend	Km ²	Trend	Km ²	Trend	Km ²
Levila	7499	S	8000	S	7500-8400	S	7500
Pindala	200	S	200	S	175-196	S	175
Str. ja funkts. soodsas seisundis pindala	FV	S	XX	S	152 (87%)	XX	156 (90%)

Tabel 13. Sagedamini esinenud põhjaelustiku taksonite esinemissagedused laiad madalad abajad ja lahed elupaigatüübis (1160) projektis kogutud andmete põhjal.

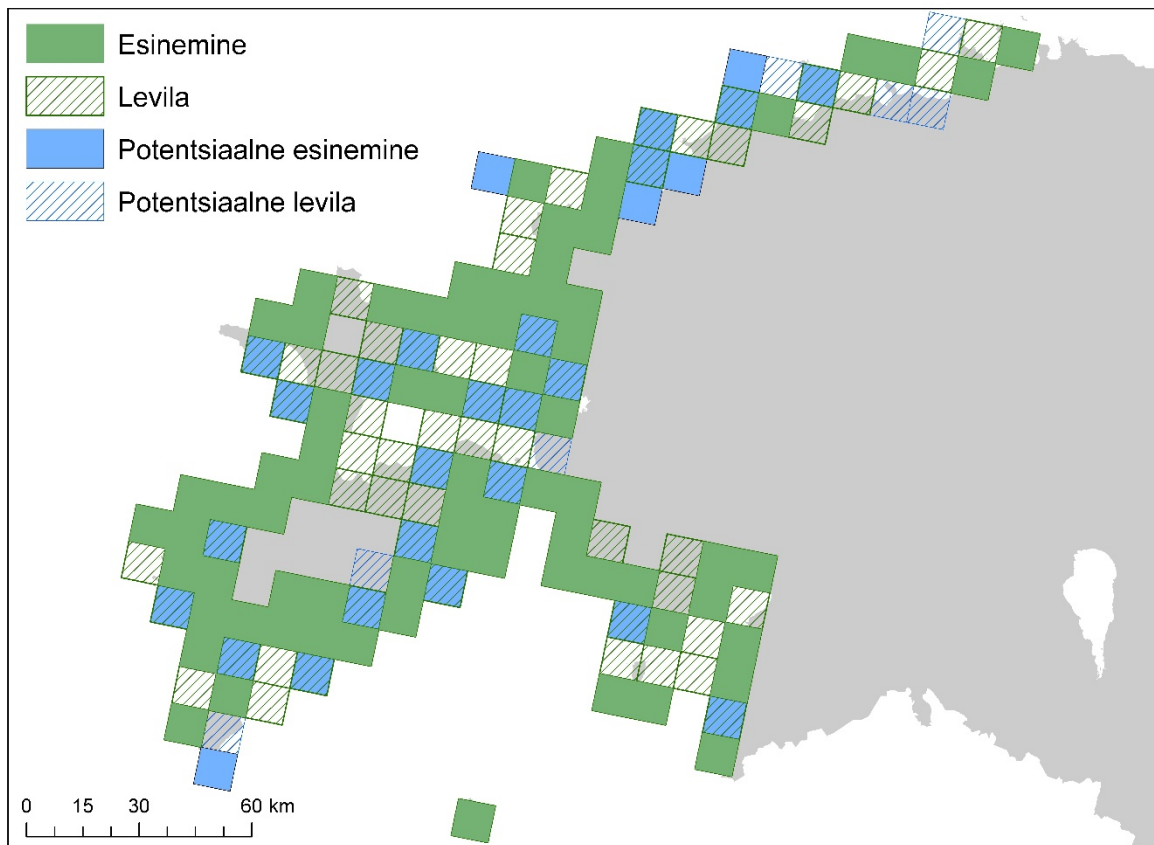
Põhjataimestiku taksonid	Esinemissagedus (%)	Põhjaloostiku taksonid	Esinemissagedus (%)
<i>Stuckenia pectinata</i>	65,7	<i>Chironomidae</i>	8,0
<i>Chara aspera</i>	49,8	<i>Cerastoderma glaucum</i>	6,6
<i>Myriophyllum spicatum</i>	34,6	<i>Gammarus juv</i>	6,6
<i>Cladophora glomerata</i>	23,5	<i>Hediste diversicolor</i>	5,9
<i>Chara canescens</i>	17,3	<i>Peringia ulvae</i>	5,9
<i>Zannichellia palustris</i>	17,0	<i>Ecrobia ventrosa</i>	5,5
<i>Fucus vesiculosus</i> lahtine vorm	15,9	<i>Theodoxus fluviatilis</i>	5,2
<i>Pylaiella/Ectocarpus</i>	14,2	<i>Limecola balthica</i>	4,8
<i>Ceramium tenuicorne</i>	13,8	<i>Gammarus tigrinus</i>	4,5
<i>Fucus vesiculosus</i>	10,4	<i>Cyanophthalma obscura</i>	4,2
<i>Ruppia maritima</i>	10,0	<i>Idotea chelipes</i>	3,5
<i>Chaetomorpha linum</i>	9,7	<i>Ostracoda</i>	3,1
<i>Ulva intestinalis</i>	8,3	<i>Gammarus salinus</i>	2,8
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	6,2	<i>Corophium volutator</i>	2,4
<i>Vertebrata fucoides</i>	5,9	<i>Jaera albifrons</i>	2,4
<i>Monostroma balticum</i>	5,9	<i>Leptocheirus pilosus</i>	2,4
<i>Chara baltica</i>	5,5	<i>Mytilus trossulus</i>	2,4
<i>Najas marina</i>	5,5	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	2,4
<i>Chorda filum</i>	4,5	<i>Ampullaceana balthica</i>	2,1
<i>Chara connivens</i>	4,2	<i>Lepidoptera</i>	2,1

6.1.3. Rannikulõukad (1150*)

Elupaigatüüp defineeriti minimaalselt 270 polügoonina, mis pindala on 37 km². Ortofotode põhjal levib elupaik laiemalt, kuid vajab kinnitamiseks kohapealset vaatlust. Potentsiaalsed rannikulõukad moodustavad 16% lõugaste kogupindalast (joonis 23).

Projekti käigus läbi viidud hindamise tulemused on esitatud tabelis 14. Raskesti ligipääsetavate veekogude esialgne looduskaitse seisundi hinnang on ühe uurimiskoha ja -aasta põhjal tugevasti juhuslikkusest mõjutatud. Uurimisajal valitsev veerohkus või veevaesus mõjutab kahtlemata hinnangut vabaveeala suurusele: madalveeaastail või suve teisel poolel võib osa „järvi“ soodeks nimetatud saada. Nii jäid seekord hindamisest välja Kootsaare ning Saxby sai hinnatud halvas seisundis olevaks. Meie uuritud väiksematest veekogudest (0,2-1,5 ha) olid 1150* elupaigaks ja heas seisundis ainult tugeva mere mõju all olevad (soolsus >2 psu) lõukad Liivi lahe ääres ja Pärnus. Muudel juhtudel puudusid taimestikis karakterliigid ning toimus kiire kinnikasvamine.

Nagu näeme tabelist 14, on enamik veekogusid hinnatud tüüpilise lõuka 1150*a kriteeriumide järgi, mis sobib ka alltüübile b. Viimane eristati suurema vanuse, madalama soolsuse ja kivi põhjast tuleneva VST hõreduse tõttu, et see unikaalne elupaik saaks piisavalt tähelepanu. Tema VST nappuse korvab



Joonis 23. Elupaigatüübi rannikulõukad (1150*) esinemine ja levila 10×10km ruudustikus.

haruldaste liikide rohkus veepiiril. Hindamise aluseks olev andmestik jääb kasinaks eeskätt c veekogude jaoks, sest b kohta on andmeid ka muudest uuringutest. Ainukesena on meie valimis c all Luidja järv, kahtlemata rannikuveekogu, kuid väga omanäoline. Hinnates teda a kriteeriumide järgi saaks ta punkte kitsa KVT ja rohke VST eest ning soodsa LK seisundi (vähemalt 5 p.) saavutaks lisaväärtuse – süstlehise kuuskheina esinemise tõttu. Arvestades aga sedalaadi järvede hindamist tulevikus, saaksid nad KVT ja VST liikide põhjal ja ilma harulduste esinemiseta kehta hinnangu. Selle alltüübi esinemise sagedus ja eristamise mõttekus selgub ilmselt tulevikus. On ilmne, et esineb ka üleminekulisi variante, nt Kolviku järv, kus leidub rohkesti nii a kui ka c iseloomulikke taimi.

Projekti käigus täpsustati elupaigatüübi määratlust, mis tõi kaasa pindala ja levila suuruse ning soodsa seisundi võrdlusväärtuste muutuse (tabel 15). Kogutud andmete põhjal oli 97% elupaigatüübi pindalast soodsas seisundis. Rannikulõugaste märkimisväärse suuruse erinevuse tõttu määrab struktuuri ja funktsioonide pindalalise hinnangu valdavalt suurimate lõugaste seisund Saaremaa lõuna- ja looderannikul (nt Mullutu, Suurlaht, Undu). Väiksemate lõugaste mõju elupaigatüübi hinnangule võib avalduda alles peale nende täielikku hävimist läbi pindala ja levila vähenemise. Kõigi kolme parameetri trendid hinnati stabiilseks.

Tüüpiliste liikide nimekirjas muutusi ei täheldatud. Neist esinesid sagedamini harilik pilliroog, kamm-
penikeel, kare kaisel, ahtalehine hundinui ja mändvetikad.

Tabel 14. Aastail 2019-2020 uuritud rannikuveekogude hindepunktide arvestus ja struktuuri ja funktsioonide parameetri seisund. Elupaiga 1150* alltüübid on nime juures tähtedega (a, b, c). I – koheselt halba seisundit näitavad tunnused, II – kriitilise tähtsusega tunnused, III – toetavad tunnused, KVT – kaldaveetaimestik, VST – veesisene taimestik. Täpsem info hindamismetoodika ja liikide kohta ptk 5.3.

VEEKOGU	I	II: KVT%	II: VST%	II: KVT liigid	II+III1: VST liigid	III2: liigid	Seisund
Lõpe järv (a)		2	2	2	2		Hea
Võiste lõugas (a)	X						Halb
Pärnu HA lõugas (a)		2	2	2	1		Hea
Treimani lõugas (a)		2					Halb
Karjatse meri (a)		2	2	2	2		Hea
Kolviku järv (a)		2	2	2			Hea
Pikane järv (a)		2	2	2	2		Hea
Saxby lõugas (a)			2	2			Halb*
Diby järv (a)			2		2+2		Hea
Skäre laht (a)	X	2			2+1		Halb
Aljava abajas (a)		2	2		2+2		Hea
Tuhkana järv (a)		2	2	2	2		Hea
Endu järv (a)		2	2	2	2		Hea*
Laialepa laht (a)		2			2+2		Hea
Nigu laht (a)		2	2	2	2+1	1	Hea
Undu laht (a)		2	2		2	1	Hea
Lülle laht (a)		2		2	2	1	Hea
Kooru järv (b)		2		2	2	1	Hea
Kajumeri (a)		2	2	2	2+1		Hea
Prähnu lõugas (a)			2		2		Halb
Luidja järv (c)		2			2	1	Hea
Haavasoo järv (a)		2	2	2	2+1		Hea
Viinistu Maalaht (a)		2	2	2	1		Hea

* hinnang võib olla ekslik tulenevalt uurimisaastal valitsenud tingimustest

Tabel 15. Elupaigatüübi rannikulõukas (1150) seisundi hinnangud ja võrdlusväärtused. FRV 2020 – 2020. aastal määratletud soodne võrdlusväärtus, FV – soodne, S – stabiilne, XX – teadmata.

Parameetrid	2012		2018		2020		FRV 2020
	Km ²	Trend	Km ²	Trend	Km ²	Trend	Km ²
Levila	12000	S	12000	XX	13000-14200	S	13000
Pindala	60	S	30-60	XX	37-44	S	37
Str. ja funkt. soodsas seisndis pindala	FV	S	XX	S	36 (97%)	S	33 (90%)

Elupaigatüübi esinemises ja pindalas on kindlakstegemata piirkondi ning andmed ja muutuste trendid põhinevad piiratud mahu andmete ekstrapoleerimisel (*based mainly on extrapolation from a limited amount of data*). Pindala hindamise tüüp: parim hinnang (*best estimate*). Elupaigatüübi struktuuri ja funktsioonide hinnang põhineb piiratud mahu andmete ekstrapoleerimisel (*based mainly on extrapolation from a limited amount of data*).

6.2. Merestrategia raamdirektiivi kohane elupaigatüüpide hindamine

Projektis käsitletutest elupaigatüüpidest panustavad MSRD kohasesse BHT hinnangusse LoD elupaigatüübid jõgede lehtersuudmed (1130) ja laiad madalad abajad ja lahed (1160). Hindamismetoodika on täpsemalt kirjeldatud projekti "Eesti mereala keskkonna ja loodusväärtuste hindamise ja seire innovaatilised lahendused" tegevuse 3.1.1. aruandes (TÜ Eesti Mereinstituut, 2020). Kuna indikaatorite põhimõtted on samad, siis on kõikide BHT HKS hindamise indikaatorid esitatud ühe indikaatorit kirjeldava dokumentatsioonina, mis kehtib iga üksiku indikaatori jaoks. LoD elupaigatüüpide hinnang annab sisendi BHT hindamisele ning seetõttu loobutakse eraldi LoD elupaigatüüpide seisundi raporteerimisest (varasemalt indikaatorid D6C5.1-D6C5.6). Käesoleval hetkel indikaatorite seisundihinnang puudub, kuna hinnangu andmiseks on vajalikud ka hindamisperioodil kogutud andmed rannikuveekogumite seisundihinnangud (VRD), täiendavate indikaatorite info ning LoD elupaigatüüpide koondhinnangust puuduvad tulevikuväljavaated.

Projektis täideti kriteeriumi D6C5 Kahjuliku mõju ulatus elupaigatüübi seisundile indikaatori andmevorm:

Tunnus 6. Merepõhja terviklikkus on tasemel, mis kindlustab ökosüsteemide funktsioneerimise ja struktuuri ning selle, et eelkõige merepõhja ökosüsteemid ei ole kahjustatud.

Kriteerium D6C5 – elupaigatüübi seisund

1. Indikaatori nimetus

- D6C5.6 Kahjuliku mõju ulatus elupaigatüübi infralitoraali kivine põhi ja biogeenilised karid seisundile
- D6C5.7 Kahjuliku mõju ulatus elupaigatüübi infralitoraali liivane põhi seisundile
- D6C5.8 Kahjuliku mõju ulatus elupaigatüübi infralitoraali mudane põhi seisundile
- D6C5.9 Kahjuliku mõju ulatus elupaigatüübi infralitoraali segasete seisundile
- D6C5.10 Kahjuliku mõju ulatus elupaigatüübi jämedateraline infralitoraali sete seisundile
- D6C5.11 Kahjuliku mõju ulatus elupaigatüübi tsirkalitoraali kivine põhi ja biogeenilised karid seisundile
- D6C5.12 Kahjuliku mõju ulatus elupaigatüübi tsirkalitoraali liivane põhi seisundile
- D6C5.13 Kahjuliku mõju ulatus elupaigatüübi tsirkalitoraali mudane põhi seisundile
- D6C5.14 Kahjuliku mõju ulatus elupaigatüübi tsirkalitoraali segasete seisundile
- D6C5.15 Kahjuliku mõju ulatus elupaigatüübi jämedateraline tsirkalitoraali sete seisundile

2. Indikaatori kood

BALEED6C5.6 kuni BALEEDD6C.15

3. Autor(id)

Kaire Torn, Kristjan Herkül, Georg Martin

4. Indikaatori päritolu

EL direktiiv

5. Indikaatori eesmärk

Elupaiga põhitüübi seisundi hindamine.

6. Indikaatori kirjeldus

Indikaator kasutab olemasolevaid veepoliitika raamdirektiivi (VRD) ja loodusdirektiivi (LoD) hinnanguid. Täiendavaid indikaatoreid (balti lamekarbi sügavuslevik, süvavee hapniku puudujääk, orgaanilise aine sisaldus põhjasettes) kasutatakse avamere piirkonnas, kus teiste direktiivide hinnangud puuduvad või ei ole piisavad.

Kahjuliku mõju ulatus elupaigatüübi seisundile indikaator sisaldab allolevate indikaatorite hinnanguid:

- 1) VRD indikaatorid
 - Põhjataimestiku seisund (sõltuvalt piirkonnast EPI_1 , EPI_2 , EPI_{PCF} või EPI_{HPO})
 - Põhjaloostiku seisund (ZKI_2)
- 2) LoD elupaigatüüpide hinnangud, mis sisaldavad erinevaid elupaigatüübi spetsiifilisi hindamiskriteeriume
 - LoD elupaigatüüpide (1110, 1130, 1140, 1160, 1170) looduskaitseline seisund
- 3) Täiendavad indikaatorid avameres kasutamiseks
 - Põhjaloostiku seisund (ZKI_2) (VRD indikaator, mis sobib kasutamiseks täiendava indikaatorina avameres)
 - Balti lamekarbi (*Limecola balthica*) sügavuslevik
 - Süvavee hapniku puudujääk (>60 m sügavusega jaamades)
 - Orgaanilise aine sisaldus põhjasettes

7. Hindamisüksus

Eesti mereala vastavalt elupaiga põhitüübi esinemisele

8. Hea keskkonnaseisundi komponent

HKS tunnus 6 kriteerium D6C5

9. Seotud HKS sihid

Elupaigatüübi seisund on hea vähemalt 75% ulatuses.

10. Teemavaldkond

Merepõhja elupaigad, toitainete mõju

11. Muu elupaik

12. Seose dokumentatsioon indikaatori ja surveteguri vahel

Elupaigatüübi seisundi indikaator põhineb rannikumere ökoloogilise seisundi (VRD), LoD-s oluliseks peetud elupaikade looduskaitseline seisundi hindamisel ning täiendavatel indikaatoritel avameres. Kõik indikaatori komponendid on mõjutatud inimtegevusest. Elupaiga tüüpiliste liikide esinemine, sügavuslevik ja ohtrus sõltub veekeskonna toitainete sisaldusest, vee läbipaistvusest jt. eutrofeerumise näitajatest (Torn ja Martin 2012; TÜ Eesti Mereinstituut, 2016; Torn jt. 2017). Eutrofeerumise tagajärjel tekkinud hapnikuvaegus on põhjustanud põhjaloostiku kadumise suurtelt merepõhja aladelt üle terve Läänemere. Hapnikuvaegus põhjakihtides on seotud eufotsest kihist pärineva orgaanilise materjali lagundamisega. Orgaanilise materjali hulk on seotud toitainete

kontsentratsioonidega, mis omakorda sõltuvad maismaalt ja õhust pärinevatest koormustest (fosfori puhul võivad olla allikaks ka põhjasetted). Põhjaloomastikku mõjutavad veel suurenenud orgaanilise materjali sissekanne ja füüsiline merepõhja häirimine (nt. traalimine jm), mis põhjustavad suuri muutusi põhjaelustiku elurikkuses, rohkuses ja biomassis (Diaz ja Rosenberg, 1995; Conely jt., 2009; HELCOM, 2017).

13. Teemavaldkonna hindamise element, lisatud EUNIS kood (EL komisjoni otsus 2017/848).

Infralitoraali kivine põhi ja biogeenilised karid MB1, MB2

Infralitoraali liivane põhi MB5

Infralitoraali mudane põhi MB6

Infralitoraali segasete MB4

Jämedateraline infralitoraali sete MB3

Tsirkalitoraali kivine põhi ja biogeenilised karid MC1, MC2

Tsirkalitoraali liivane põhi MC5

Tsirkalitoraali mudane põhi MC6

Tsirkalitoraali segasete MC4

Tsirkalitoraali sete MC3

14. Hinnatava elemendi kood

Vt punkt 13.

15. Indikaatoris kasutatavad parameetrid

Elupaigatüübi ulatus/pindala *EX extent* (km²), elupaigatüübi seisund *HAB-CON habitat condition* (ühikuta)

16. Indikaatori usaldusväärsus

Ajaline uv: madal

Ruumiline uv: keskmine

Klassifitseerimise uv: keskmine

Metoodiline uv: keskmine

17. Indikaatori väärtuste arvutamise meetodika

Indikaator põhineb olemasolevatel VRD ja LoD hinnangutel. Täiendavate indikaatorite hinnanguid kasutatakse avamere piirkonnas, kus teiste direktiivide hinnangud puuduvad või ei ole piisavad. VRD kohasest hinnangust kasutatakse bioloogiliste elementide põhjataimestik (Eesti põhjataimestiku indeks) ja põhjaloomastik (zoobentose koosluse indeks) seisundihinnanguid, mis rakendatakse kõikidele veekogumis esinevatele elupaigatüüpidele kogu veekogumi ulatuses. LoD kohane elupaigatüüpide looduskaitse seisundi hinnang rakendatakse vastava LoD elupaigatüübi leviku ulatuses. Looduskaitse seisundi hinnangust kasutatakse LoD elupaigatüübi üldhinnangut, mis sisaldab nelja parameetrit: elupaigatüübi levila, pindala, struktuur ja funktsioonid ning tulevikuväljavaated.

Iga MSRD elupaiga põhitüübi (BHT) leviala Eesti merealal kattub enamasti mitme LoD elupaigatüübi ja rannikumere veekogumiga. Hinnangu andmiseks kasutatakse pindalalise kattuvust, st iga hinnang annab sisendi BHT hindamiseks vastavalt oma hindamisala (LoD elupaik, rannikumere veekogum) piires. Hinnangute pindalalise kattuvuse korral määrab vastava kattuva piirkonna seisundi madalaim hinnang. Kõikide direktiivide hinnangud (VPD, LoD, MSRD) antakse kord 6 aasta jooksul ning BHT hindamisel võetakse arvesse kõige viimased VPD ja LoD kohased hinnangud.

18. Indikaatori hindamisühik

Pindala: kahjuliku mõju ulatus elupaigatüübi infralitoraali kivine põhi ja biogeenilised karid seisundile

19. Taustatingimuste määramise meetodika

Taustatingimused vastavad olukorrale, kus inimtegevusest põhjustatud kahjulik mõju elupaigatüübi seisundile puudub.

20. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramise meetodika

Seni kuni läviväärtusi pole Euroopa liidu tasemel või piirkondliku koostöö kaudu kehtestatud, kasutatakse riiklike läviväärtusi. Kahjuliku mõju ulatuse (kriteerium D6C5) hindamisel elupaigatüübi seisundile kasutakse olemasolevaid VRD, LoD ja regionaalse tähtsusega indikaatorite hinnanguid, mille puhul läviväärtused on kehtestatud vastavate direktiivide nõuetest ja piirkondliku koostöö (HELCOM) alusel. Hinnangud agregeeritakse kasutades rangeimat lähenemisviisi – hinnangu määrab ära madalaim hinnangutulemus. Hea Keskkonnaseisundi taseme määramine on veel analüüsimisel. Rangete hindamistingimuste tõttu (OOAO agregeerimisel, interkalibreeritud maksimaalne lubatud kõrvalekalle referentsväärtustest VRD kohasel hindamisel) on soovitatud elupaigatüübi HKS kahjuliku mõju ulatuse lävendiks kuni 25% elupaiga põhitüübi looduslikust koguulatusest. Läviväärtuse aluseks on töögrupis SEABED arutlusel olnud Saksamaal kasutatud ja raporteeritud meetodika ja klassipiirid (Krause ja Schröder, 2019). Kaalumisel on ka LoD looduskaitse seisundi hindamise parameetri struktuuri ja funktsioonide soovitatav soodsa seisundiklassi lävend, kus halvas seisundis võib olla alla 10% elupaigatüübi pindalast.

21. Hea keskkonnaseisundi taseme väärtus

Elupaigatüübi seisundi esialgne on HKS, kui kahjuliku mõju ulatus elupaigatüübi seisundile on < 25%.

22. Hea keskkonnaseisundi taseme väärtuse allikas

Indikaatori HKS väärtus on esitatud projekti "Eesti mereala keskkonna ja loodusväärtuste hindamise ja seire innovaatilised lahendused" aruandes (TÜ Eesti Mereinstituut, 2020).

23. Indikaatori väärtus Eesti mereala jaoks (2020)

Puudub. Hinnangu andmiseks on vajalik hindamisperioodi jooksul lisaks tavapärasele mereseirele lisada Läänemere avaossa põhjaloomastiku seiretransekt, mõõta Ida-Gotlandi basseinis süvavee hapnikku lisaks kahes seirejaamas ja hinnata LoD mereliste elupaigatüüpide tulevikuväljavaated.

24. Indikaatori viide (URL)

25. Kasutatud kirjandus.

Conley, D. J., Björck, S., Bonsdorff, E. jt. 2009. Hypoxia-Related Processes in the Baltic Sea. Environ. Sci. Technol., 43, 3412–3420.

Diaz, R. J., Rosenberg, R. 1995. Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and behavioural responses of benthic macrofauna. Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev., 33, 245–303.

EL komisjoni otsus 2017/848. Komisjoni otsus (EL) 2017/848, 17. mai 2017, millega nähakse ette mereala hea keskkonnaseisundi kriteeriumid ja meetodikastandardid ning seire ja hindamise spetsifikatsioonid ja standardmeetodid ning millega tunnistatakse kehtetuks otsus 2010/477/EL. Euroopa Liidu teataja, L125/43. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ET/TXT/PDF/?uri=CELEX:32017D0848&from=EN>

HELCOM, 2017. State of the soft-bottom macrofauna community. HELCOM core indicator report. <https://helcom.fi/media/core%20indicators/State-of-the-soft-bottom-macrofauna-community-HELCOM-core-indicator-2018.pdf>.

- Krause, J., Schröder, A. 2019. Assessment of sea-floor integrity German approach: Status and current developments in the German North Sea and Baltic Sea. SEABED_1-2019-18.
- Torn, K.; Herkül, K.; Martin, G.; Oganjan, K., 2017. Assessment of quality of three marine benthic habitat types in northern Baltic Sea. *Ecological Indicators*, 73, 772–783.
- Torn, K.; Martin, G. 2012. Response of submerged aquatic vegetation to eutrophication-related environment descriptors in coastal waters of the NE Baltic Sea. *Estonian Journal of Ecology*, 61, 2, 106–118.
- TÜ Eesti Mereinstituut, 2016. Loodusdirektiivi mereliste elupaigatüüpide looduskaitse seisundi hindamise kriteeriumid ja soodsa seisundi võrdlusväärtused. Projekti „Eesti merealade loodusväärtuste inventeerimine ja seiremetoodika väljatöötamine“ aruanne. <http://nema.bef.ee/wp-content/uploads/2015/01/NEMA-seisundi-kriteeriumite-aruanne1.pdf>
- TÜ Eesti Mereinstituut, 2020. Mereliste elupaigatüüpide seisundi hindamise meetoodika. Aruanne. Teostatud projekti „Eesti mereala keskkonna ja loodusväärtuste hindamise ja seire innovaatilised lahendused“ raames. https://sisu.ut.ee/sites/default/files/mererita/files/3_1_1_aruanne_vers2.pdf

7. Elupaigatüüpide ohustatus

Elupaigatüüpide füüsilist kadu põhjustavad inimtegevused on näiteks sadamate ja kaldakindlustuste ehitus, materjalide kaevandamine mere põhjast, laevateede süvendamine ja süvendusmaterjali kaadamine, kaablid, torujuhtmed jm infrastruktuur mere põhjas.

Elupaigatüüpide seisundit mõjutavad nii otsesed kui kaudsed inimtegevusest tingitud survetegurid. Otseselt mõjutavateks teguriteks on näiteks süvendamise ja kaadamisega leviva heljumi sadestumine, kala- või vetikapüük põhjatraaliga, muutused hüdrodünaamilises režiimis seoses vesiehitiste rajamisega (tammid, muulid), laevade sõukruvidest tingitud erosioon. Rannikulõukaid mõjutab karjatamine ja roolõikamine. Paljude elupaigatüüpide seisundit mõjutavate inimtegevuste intensiivsus on kasvamas. Turismi areng ja elanikkonna elujärje paranemine soodustab nii väikelaevaliikluse intensiivistumist kui ka kaldarajatiste ehitamist.

Füüsilisest häiringust põhjustatud inimtegevuse mõjuala ulatuse hindamisel MSRD kohaseks raporteerimiseks on kasutatud HELCOM HOLAS II meetodikal põhinevaid puhvrite ulatusi (HELCOM, 2017). Süvendamise ja kaadamise mõjualaks arvestatakse 500 m, sadama rajatiste ja akvatooriumite mõjualaks 200 m (TÜ Eesti Mereinstituut, 2018b). Mehaanilisest häiringust tingitud tegeliku mõju ulatus ei ole ilma kohapealsete uuringuteta teada, kuna see sõltub häiringu mahust, kestvusest, ilmastikuoludest, koosluse tüübist, piirkonna substraadist ning hüdrodünaamilistest tingimustest. Kehtiva seaduse kohaselt tuleb hinnata meres keskkonnamõju kui süvendatakse alates pinnase mahust 10 000 kuupmeetrit, muu veekogu süvendamine alates pinnase mahust 500 kuupmeetrit (Riigi teataja, 2005). Kuna rannikulõugaste elupaigatüüp loetakse maismaaliste elupaigatüüpide hulka, siis tuleks keskkonnamõju hinnata vastavalt muu veekogu süvendamise mahule. Soovitame kaaluda muu veekogu süvendamise piirmäära kehtestamist keskkonnamõju hindamiseks ka lahtedes, mille elupaigatüübi laiad madala abajad ja lähed pindala on väiksem kui 2 km². Sadamate, lautrite, farvaatrite ja muude vesiehitiste puhul peaks eelistama juba olemasoleva taristu kasutust uute rajamisele sama veekogu sees.

Suureks probleemiks on jätkuvalt Läänemere üldine eutrofeerumise tase ning toitainete koormus maismaalt. Eutrofeerumise mõjude vähendamiseks on vajalik toitainetekoormuse vähendamine kogu Läänemere valgatal. Maismaalt pärinev koormus jõuab rannikumerre peamiselt vooluveekogude kaudu ning seotud põllumajandusega, sademeveega, hajaasustuste heitveega, reoveepuhastitega, reovee ülevooludega, tööstusega, jäätmete ladustamise, kaevandamise ja vesiviljelusega. Rannaniitude hooldamiseks kasutatakse laialdaselt karjatamist millega kaasneb täiendav toitainete koormus veekogule, eriti juhul, kui karjatamine toimub veekogu kaldal liigniiskel alal (TÜ Eesti Mereinstituut ja AS Maves, 2020). Eutrofeerumise taseme tõusu vastase meetmena saaks kaaluda karjatamiseks puhverala(tsooni) rannikulõugaste puhul. Samuti oleks selliseks meetmeks märgala rajamine kraavide ja ojade suubumiskohta.

8. Seiresoovitused

8.1. Jõgede lehtersuudmed (1130)

Andmete kogumise metoodika ühtib tavapärase rannikumere ökoloogilise seisundi hindamiseks teostava seirega põhjakoosluste transekti seirejaamas ning on kirjeldatud ptk. 2.1. Kvantitatiivsete proovide kogumine on soovitatav, kuid ei ole hindamiseks kohustuslik, kui määndvetikate katvus ületab teiste liikide (sh epifüütsete ja lahtise vetikamati) katvuse. Sarnase koosluse laialdasemal levikul võib koguda biomassiproovid vaid erineva struktuuriga põhjaelustiku kooslustest.

Proovipunktis registreeritavad/kogutavad näitajad:

- substraaditüüpide katvused
- kinnitunud taimestiku üldkatvus
- taimestiku ja sessiilse loomastiku liikide/taksonite esinemine ja katvus
- lahtise vetikamati katvus
- väävelvesiniku esinemine põhjasettes
- liikide/taksonite biomass ja arvukus (kvantitatiivses proovis)

Erinevalt VRD kohasest kolme transekti põhisest seirest tuleks elupaigatüübi polügoon katta proovipunktide võrgustikuga. Proovipunktide arv peab olema piisav, et saada ülevaade Matsalu lahe põhjakoosluste seisundist. Soovitame vähemalt 20-30 proovipunkti hajusat paigutamist elupaigatüübi ulatuses. Ainult Matsalu lahe rannikuveekogumi kolme seiretransekti andmestikust ei piisa elupaigatüübi seisundi hindamiseks. Soovitatav on elupaigatüübi seire viia läbi rannikumere ülevaateseirega samal aastal, et kasutada lisaks elupaigatüübi seirejaamadele ka mereseire andmestikku elupaigatüübi looduskaitse seisundi hindamiseks.

Lahes esines palju epifüütset niitjat vetikat ja lahtist niitjate vetikate massi, mis kattis määndvetikaid ja kõrgemaid taimi ning ka nähtavus oli kohati halb. Sellistel juhtudel on videost raske tuvastada niitja vetikaga kaetud taimestiku katvusi ning seetõttu tuleks kasutada katvusandmete kogumisel sukelduja abi. Vähemtäpse alternatiivina koguda liigiproovid konksu abil.

8.2. Laiad madalad abajad ja lahed (1160)

Andmete kogumise meetodika ühtib tavapärase rannikumere ökoloogilise seisundi hindamiseks teostava seirega põhjakoosluste transekti seirejaamas ning on kirjeldatud ptk. 2.2. Igas proovipunktis hinnatakse sukelduja või allveevideo abil kohapeal taimestiku üldkatvust ja substraadi tüüpi. Kui pehme substraadi osakaal on vähemalt 50%, ei ole kvantitatiivsete proovide kogumine hindamiseks kohustuslik, kui võtmeliikide (adru, agarik, merihein, mändvetikad) summaarne katvus ületab teiste liikide (sh epifüütsete ja lahtise vetikamati) katvuse. Kui muude liikide osakaal on suurem, tuleb koguda kolmes korduses kvantitatiivsed proovid kas sukelduja abil 20×20 cm suuruste raamiga või Ekman või Van Veen tüüpi põhjaammutajaga. Kui taimestik puudub või on hõre, tuleb kindlasti koguda kolmes korduses kvantitatiivsed proovid põhjaammutajaga. Kõva substraadiga proovipunktis kogutakse kvantitatiivsed proovid sukelduja abil, kui adru katvus on alla 50%. Sarnase koosluse laialdasemal levikul võib koguda biomassiproovid vaid erineva struktuuriga põhjaelustiku kooslustest.

Proovipunktis registreeritavad/kogutavad näitajad:

- substraaditüüpide katvused
- kinnitunud taimestiku üldkatvus
- taimestiku ja sessiilse loomastiku liikide/taksonite esinemine ja katvus
- lahtise vetikamati katvus
- väävelvesiniku esinemine põhjasettes
- liikide/taksonite biomass ja arvukus (kvantitatiivses proovis)

Proovipunkti võib jätta ekspertarvamuse põhjal hindamata, kui ükski hindamisskeem ei sobi kasutada looduslike tingimuste põhjal (nt hüdrodünaamiliselt aktiivne piirkond). Sellisel juhul registreeritakse proovipunkti substraaditüüp ja põhjaelustiku liigiline koosseis (kui esineb), kuid andmeid ei kasutata hinnangu andmisel.

Minimaalne proovipunktide arv sõltub lahe suuruselt ja mosaiiksusest, kuid peab olema piisav, et saada ülevaade lahe põhjakoosluste seisundist. Et vähendada piirkonna mosaiiksuse ja loodusliku varieeruvuse mõju, soovitame vähemalt 15 proovipunkti inventeerimist igas lahes. Suuremõõtmelistes või väga varieeruvates lahtedes peaks see olema kindlasti oluliselt suurem. Käesoleval töös oli keskmine proovipunktide arv igas lahes 23, ulatudes 33-36 proovipunktini keerukama morfoloogiaga lahtedes.

Elupaigatüüpi kuuluvaid lahtesid ei ole senini seisundi hindamiseks seiratud ning nendes on viidud läbi väga vähe välitöid. Seetõttu tuleks esimeses järjekorras koguda andmeid piirkondadest, mille põhjaelustiku kohta senised andmed puuduvad, on väga vanad või piiratud mahus. Iga hindamisperioodi jooksul soovitame seirata minimaalselt 15 lahte, et oleks võimalik üldistada tulemusi kogu elupaigatüübi ulatuse kohta.

8.3. Rannikulõukad (1150*)

Metoodilised soovitused

Rannikulõugaste uurimisel tuleb arvestada, et sõidetavat teed ei pruugi läheduses olla. Sageli on nad ümbritsetud tihnikutega ning roostiku või muu kaldaveetaimestikuga, mis võib olla sadu meetreid lai. Osa rannikulõukaid võivad osutada ligipääsmatuiks või siis tuleb vaba vee äärde jõudmiseks teha suuri pingutusi. Järgnevalt anname juhendi kahes variandis: a) kui on võimalik saada ilma pikema matkata avavette või b) ligipääs on vaevaline ka jalgsi minnes, rääkimata kummipaadi tassimisest.

Transektimeetod - rahuldava ligipääsu korral

Mõnel pool tuleb madaluse tõttu liikuda jalgsi, sügavamates kohtades aga paadiga. Seetõttu peaks osalejail olema vähemalt poolemeetrises vees liikumise jalanõud ja riietus. Savise ja möllise põhja puhul vajuvad jalad nii tugevasti põhja kinni, et vaevu pääseb edasi. Sügavama vee korral võib tarvis minna taimekonksu, mis on pakitud paati mittekahjustaval moel. Tarvis läheb GPS-i, kirjatarbeid (võimalusel veekindlat paberit), taarat taimede pakkimiseks, vihmakaitset. Soolsuse määramiseks kasutatakse portatiivset mõõturit ja soovitav on suurematel veekogudel psu määrata nende erinevates osades.

Soovitavalt läbida kolm transekti, alates 100 ha pindalast rohkem, vastavalt ligipääsetavusele. Statistiliselt kõige korrektsem oleks transektide arvu tõstmine proportsioonis suurusega. Selle realiseerimine praktikas pole lihtne; kergendava asjaoluna on rannajärved tihti suhteliselt ühetaolise taimestikuga suurtel aladel. Transektid tuleks parema ülevaate saamiseks läbida võimalikult erinevais veekogu osades.

Kui transekti alustatakse jalgsi kaldalt vee poole, märkida alguspunkti koordinaadid madala või keskmise kõrgusega niiskuslembese taimestiku vööndis ning pärast kõrgekasvulise kaldaveetaimestiku läbimist (kui see on) avavee serva jõudnuna. Mõõta või anda hinnang kaldaveetaimestiku (KVT) laiusele, kirjeldada selle koosseis (liigid ja nende ohtrus), tihedama roostiku puhul teised liigid läbimisel nähtavas ulatuses. Hiljem on võimalik laiuse hinnangut kõrvutada ortofotoga ning leida KVT % või pindala. Ainult fotole lootma ei saa, sest vööndite piirid võivad sellel olla halvasti nähtavad ning sõltuvad ka foto tegemise ajast. Kui kohatakse kaitsealuseid taimi, ka väljaspool transekti, siis kindlasti registreerida ka need.

Mitmel pool on ligipääs võimalik vaid vee poolt ning laia KVT välimine osa jääb nägemata. Sel juhul fikseeritakse KVT veepoolses servas transekti alguspunkt (GPS abil), määratakse veesügavus, pannakse kirja sette iseloom, taimeliigid ja nende ohtrused. Siis liigutakse kaldaga risti kuni veesisese taimestiku nähtava levikupiirini, fikseeritakse koordinaadid ja samad näitajad seal. Vööndilise veetaimestiku puhul kirjeldatakse keskosa suunas liikudes vööndite koosseis ja ligikaudsed sügavusvahemikud. Vahel on suurel lõukal olles otstarbekas ühelt transektilt teisele minnes liikuda vee poolt maa poole. Transekti läbimisel iseloomustatakse veesisese taimestiku (VST) koosseisu ja katvust paadis või jalgsi liikumisel nähtavas ulatuses.

Tabeli 4 juures kirjeldatud ohtruse hinnang 1...5 on semikvantitatiivne Braun-Blanquet skaala variant, mis kajastab erinevate liikide suhtelist osatähtsust uuritud kohas ja transektide kokkuvõttena kogu veekogus. Halb nähtavus (nt tuule ja vihmaga) ning VST liikide kasvamine põimunult või niitvetikatega kaetult võib tihti liikide katvuse hindamise võimatuks teha. Seetõttu oleme juhendis katvusest

loobunud ning lihtsustatud variandina leidnud iga veekogu jaoks liikide semikvantitatiivsed ohtrused transektide keskmisena. Transektide keskmisena ja ortofotosid abiks võttes oleme püüdnud hinnata KVT ja VST poolt hõivatud osa veekogu pindalast. VST puhul on lihtsam anda katvuse hinnang uurijate poolt nähtud avaveeosa kohta ning hiljem võrrelda KVT ja VST osakaalusid terves veekogus.

Kirja tuleks panna ka see, kas vett hägustab fütoplanktoni õitseng (pigem on neid harva), samuti suurte niitrohevetikate ohter esinemine vm märkimisväärsed nähtused.

Lihtsustatud variant raske ligipääsu korral

Kui pole võimalik kasutada transektimeetodit, vaid suudetakse roostunud-soostunud litoraalgiga veekogu külastada ühes piirkonnas, tuleb püüda saada maksimaalselt andmeid transektimeetodi all kirjeldatud näitajate kohta. Madal vesi ja õhem muda võimaldavad mõnel pool (soovitavalt vettpidavas ülikonnas) kõndida avavees kaugemale keskosa suunas. Suuremate, >10 ha veekogude puhul jääb andmestik kahtlemata puudulikuks, eriti vee all kasvavate liikide osas ning hinnang on vaieldavam. Enamasti näitab raske ligipääsetavus – lai, >50 m kaldaveetaimestik ja mudastumine – et esinduslikkus lõukana on vähenenud, olles seega samuti tunnuseks.

Soovitused seire planeerimiseks

1. Kui jätkuvalt toimub VRD seire suurematel rannikulõugastel, tuleks neil tehtavad uuringud ühendada LoD uuringuga. See ei tooks kaasa olulisi muutusi, vaid mõningaid täiendavaid tähelepanekuid taimestikunäitajate kohta, mis käesolevas töös on välja toodud. Sel viisil säästaksime raha ning saaksime regulaarset LoD aruande infot üheksa suurema lõuka kohta: Kirikulaht, Kooru, Laialepa, Linnulaht, Mullutu, Oessaare, Suurlaht, Undu, Vägara.
2. Iga hindamisperioodi jooksul tuleks uurida vähemalt kümmekond VRD seirega hõlmamata, kuid varem (2004, 2012 või 2019-2020) uuritud lõugast erinevaist piirkondadest, et hinnata trendi. See valim võiks korduda üle ühe aruandlusperioodi, s. o. erineks kahel järgneval perioodil.
3. Seni uurimata, potentsiaalsete 1150* veekogude inventuur, mis selgitaks välja edaspidi LoD jaoks seiratavad veekogud eri piirkondadest. See töö võiks olla jagatud 2-3 aasta peale, alates seni vähe uuritud piirkondadest, mis selgusid andmekihi koostamisel.

8. Kokkuvõte

Projekti käigus täpsustati kolme LoD elupaigatüübi (1130 jõgede lehtersuudmed, 1150* rannikulõukad, 1160 laiad madalad abajad ja lahed) määratlemise kriteeriumid. Täpsustatud kriteeriumite ning kogutud andmete abil koostati elupaigatüüpide levikukaardid. Vastavalt täpsustatud levikukaartidele töötati välja levila ja pindala soodsad võrdlusväärtused. Projektis anti soovitusel hinnatud elupaigatüüpide edasiseks seireks. LoD mereliste elupaigatüüpide hindamine annab olulise sisendi MSRDR elupaiga põhitüüpide hindamiseks, täideti kriteeriumi D6C5 Kahjuliku mõju ulatus elupaigatüübi seisundile indikaatori andmevorm.

Projekti käigus töötati välja ning testiti elupaigatüüpide struktuuri ja funktsioonide hindamise kriteeriumid. Mereliste elupaigatüüpide (1130, 1160) hindamine toimub proovipunkti põhisel, rannikulõugastel (1150*) veekogu põhisel. Hindamiskriteeriumite aluseks on valdavalt tüüpiliste või

tundlike liikide ohtrus ja esinemine, rannikulõugaste elupaigatüübis lisaks ka vabavee hulk ja haruldaste liikide esinemine. Proovipunkti põhised hindamistulemused agregeeritakse lahe tasemele vastavalt heas seisundis punktide osakaalule. Elupaigatüübi struktuuri ja funktsioonide seisundihinnangu andmisel kogu elupaigatüübi kohta Eestis kaalutakse elupaigatüübi polügoonide hinnangud vastavalt polügooni pindalaga ning tulemused ekstrapoleeritakse kogu elupaigatüübi hinnanguks Eesti ulatuses vastavalt seisundiklassi piiridele: seisundiklass on soodne (FV), kui $\geq 90\%$ alast on heas seisundis; ebasoodne-ebapiisav (U1), kui $< 90-75\%$ alast on heas seisundis; ebasoodne-halb (U2), kui $< 75\%$ alast on heas seisundis.

Kõikide hinnatud elupaigatüüpide kolme parameetri looduskaitselise seisundi hinnangud:

LoD elupaigatüüp	Pindala	Levila	Struktuur ja funktsioonid
Jõgede lehtersuudmed 1130	soodne	soodne	ebasoodne-halb, 58% alast heas seisundis
Rannikulõukad 1150*	soodne	soodne	soodne, 97% alast heas seisundis
Laiad madalad abajad ja lahed 1160	soodne	soodne	ebasoodne-ebapiisav, 87% alast heas seisundis

Kõikide elupaigatüüpide varasemad hinnangud põhinesid piiratud andmetel ning varasemalt puudusid kindlaksmääratud hindamiskriteeriumid ja läviväärtused. Hindamismetoodika muutusest tingituna on struktuuri ja funktsioonide parameetri trend klassifitseeritud kui teadmata (va rannikulõukad).

Jõgede lehtersuudme elupaigatüübis, Matsalu lahes, esineb laialdastel aladel lahtine vetikamatt. Lahe tüüpiliseim liik kare mändvetikas on enamasti kaetud epifüütsete niitjate vetikate või lahtise vetikamatiga. Laiad madalad abajad ja lahed elupaigatüübi struktuuri ja funktsioonide seisund klassifitseerus küll ebasoodne-ebapiisav seisundisse, kuid heas seisundis lahtede pindala oli lähedal soodsa seisundi piirile.

Rannikulõugaste märkimisväärse suuruse erinevuse tõttu määrab struktuuri ja funktsioonide pindalalise hinnangu valdavalt suurimate lõugaste seisund Saaremaa lõuna- ja looderannikul (nt Mullutu, Suurlaht, Undu). Väiksemate lõugaste mõju elupaigatüübi hinnangule võib avalduda alles peale nende täielikku hävimist läbi pindala ja levila vähenemise. Selle vältimiseks on vajalik jätkata ka väiksemate rannikulõugaste hindamist, arvestades nende rikkalikku elustiku ja neis esinevaid haruldasi liike. Kokkuvõtteks võib öelda, et meie rannikulõugaste mitmekesisus on suur. Tegemist on väga kiiresti muutuva elupaigaga, mis tähendab ka suurt varieeruvust ja muutumist elustiku koosseisus ja liigirikkuses. Õnneks on suur jagu lõukaist vahetu inimtegevuse häiringuta, kuid Läänemerre saabuvad väetised ja mere eutrofeerumine kiirendavad nende kinnikasvamist ning kattumist roostike ja hundinuiastikega, nii et ligipääs ja uurimine võib kohati osutuda võimatuks. Maa ja mere vahelise elurikka ökotoonina väärib lõugaste võond kahtlemata senisest suuremat ja pidevat tähelepanu.

Tänuavaldused

Autorid on väga tänulikud Henn Timmile, kes vaatas läbi rannajärvedest toodud bentoseproovid ning andis hinnangu nende kasutamisele hindamiskriteeriumina. Väärtusliku panuse andis ka Toomas Kõiv, kes tegi kriitilisi märkusi rannajärvede abiootiliste tunnuste osas. Ingmar Ott konsulteeris meid lahkesti elupaiga võimalike alltüüpide küsimuses. Kristjan Herkül ja Georg Martin andsid oma panuse mereliste elupaigatüüpide defineerimisel. Ilmar Kotta analüüsis rannikulõugaste setete orgaanikasisaldust. Tiia Möller analüüsis mereliste elupaikade videod. TÜ Eesti Mereinstituudi laborandid ja nooremteadurid panustasid välitööde, kvantitatiivsete proovide analüüsi ja andmesisestusega.

Kirjandus

- 1150 Coastal lagoons, 2020. http://morskiesiedliska.gios.gov.pl/images/fish/habitats/1150_Coastal-lagoon_OST.pdf
- Arold, I., 2005. Eesti maastikud. Tartu Ülikooli kirjastus, 453 lk.
- Auniņš, A. (toim.) 2013. European Union protected habitats in Latvia. Interpretation manual, 2nd revised edition. Riga, 359 lk.
- Bräuchler, C., 2015. Towards a better understanding of the *Najas marina* complex: Notes on the correct application and typification of the names *N. intermedia*, *N. major*, and *N. marina*. Taxon, 65,5, lk. 1028–1030.
- Carstensen J, Krause-Jensen D, Markager S, Timmermann K, Windolf J. 2013. Water clarity and eelgrass responses to nitrogen reductions in the eutrophic Skive Fjord, Denmark. *Hydrobiologia*, 704, 293–309.
- Dahl, K., Larsen, M.M., Andersen, J.H., Rasmussen, M.B., Petersen, J.K., Josefson, A.B., Lundsteen, S., Dahllöf, I., Christiansen, T., Krause-Jensen, D., Hansen, J.L.S., Ærtebjerg, G., Henriksen, P., Helmig, S.A. & Reker, J. 2004: Tools to assess the conservation status of marine Annex 1 habitats in Special Areas of Conservation. Phase 1: Identification of potential indicators and available data. National Environmental Research Institute, Denmark. NERI Technical Report No. 488, 96 lk. https://www.dmu.dk/1_viden/2_publicationer/3_fagrappporter/rapporter/FR488_p62-96.PDF
- DG Environment, 2007. Guidance document on the establishment of marine Natura 2000 sites: Appendix 2. Lists of existing marine Habitat types and Species for different Member States. https://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/marine/docs/appendix_2_listing_species_habitats.pdf
- DG Environment, 2013. Interpretation manual of European Union habitats. Interpretation Manual - EUR 28. European Commission. https://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitats_directive/docs/Int_Manual_EU28.pdf
- DG Environment, 2017a. Reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Explanatory notes and guidelines for the period 2013-2018. Brüssel. <https://circabc.europa.eu/d/a/workspace/SpacesStore/d0eb5cef-a216-4cad-8e77-6e4839a5471d/Reporting%20guidelines%20Article%2017%20final%20May%202017.pdf>
- DG Environment. 2017b. Reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Report format for the period 2013-2018. Brüssel. <https://circabc.europa.eu/d/a/workspace/SpacesStore/f66c03a8-baf2-45af-95d3-a7055a07fb55/Article%2017%20report%20format%202013-2018.pdf>
- Eesti Maaülikool/Tartu Ülikool, 2018. Kloostri jõe suudme elupaiga 1130 (jõgede lehtersuudmed) inventuur ja Kloostri jõe suudme avamise mõju hindamine elupaiga kvaliteedile. Aruanne. Riigihanke (viitenumber 191481) „Eeluringute koostamine kalade rände võimaldamiseks ja

- kudetingimuste parandamiseks“ osa 5. https://www.keskkonnaamet.ee/sites/default/files/Kala/kloostri_eeluuringu_aruanne_2018_emkf.pdf
- EL komisjoni otsus 2017/848. Komisjoni otsus (EL) 2017/848, 17. mai 2017, millega nähakse ette mereala hea keskkonnaseisundi kriteeriumid ja meetodikastandardid ning seire ja hindamise spetsifikatsioonid ja standardmeetodid ning millega tunnistatakse kehtetuks otsus 2010/477/EL. Euroopa Liidu teataja, L125/43. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ET/TXT/PDF/?uri=CELEX:32017D0848&from=EN>
- Gosselck, F., Bönsch, R., Schulz, A., Hoth, T., Gebhardt-Jesse, U. 2011. Bewertungsschemata mariner Lebensraumtypen für die FFH-Managementplanung in den Küstengewässern von Mecklenburg-Vorpommern.
- HELCOM, 2009. Biodiversity of the Baltic Sea - An integrated thematic assessment on biodiversity and nature conservation in the Baltic Sea. Baltic Sea Environment Proceedings, No. 116B.
- HELCOM, 2017. Estimating physical disturbance on seabed. BalticBOOST WP 3.1 Deliverable 1. https://helcom.fi/wp-content/uploads/2020/02/BalticBOOST_WP-3_1-Deliverable-1-Estimating-physical-disturbance-on-seabed.pdf
- Kisand, A. ja M. Übner, 2012. Rannikulõugaste setted ja nende biokeemiline iseloomustus - Rannikulõukad Eestis ja Läänemere keskosas, 2012. Toim. Mati Kose, lk. 29–31.
- Kose, M., Lotman, Kaja; Ott, I., Übner, M (Toim.). 2012. Rannikulõukad Eestis ja Läänemere keskosas: Arengulugu, geoloogia ja hüdroloogia, elustik ning looduskaitse väärtus. Tartu Ülikooli Pärnu Kolledž. 142 lk.
- Krause, W., 1997. Charales (Charophyceae). Süßwasserflora von Mitteleuropa 18. G. Fischer Verlag, 202 lk.
- Kuuppo, P., Blauw, A., Møhlenberg, F., Kaas, H., Henriksen, P., Krause-Jensen, D., Ertebjerg, G., Bäck, S., Erftemeijer, P., Caspar, M., Carvalho, S., Heiskanen, A.-S., 2006. Nutrients and eutrophication in coastal and transitional waters. In: Solimini, A.G., Cardoso, A.C., Heiskanen, A.-S. (Eds.), Indicators and Methods for the Ecological Status Assessment Under the Water Framework Directive. European Communities, Luxembourg, lk. 33–80.
- Lotman, A., Martin, G., Viik, K., Lips, U. (toim), 2019. Eesti mereala keskkonnaseisund 2018. Tallinn, Keskkonnaministeerium. https://www.envir.ee/sites/default/files/mere_seisund_2018.pdf
- Mäemets, A., 1974. On Estonian lake types and main trends of their evolution. In: E. Kumari (toim.), Estonian wetlands and their life. Valgus, Tallinn, lk. 29–62.
- Mäemets, H., Laugaste, R., Palmik, K., Haldna, M. 2018. Response of primary producers to water level fluctuations of Lake Peipsi. Proceedings of the Estonian Academy of Sciences 67, 3, 231–245.
- Mäemets, H., Palmik, K., Haldna, M. 2009. N, P, K, Ca and Mg concentrations in littoral sediments and macrophytes in Lake Peipsi in low-water summer 2006. 2nd European Large Lakes Symposium 2009. Programme and Abstracts
- Nikolopoulos, A., Isæus, M., 2008. Wave Exposure Calculations for the Estonian Coast. AquaBiota Water Research, Stockholm http://www.aquabiota.se/wp-content/uploads/EstExp_ABWR_Report200802.pdf.
- NPWS (2016) Conservation Objectives: Kilkeran Lake and Castlefreke Dunes SAC 001061. Version 1. National Parks and Wildlife Service, Department of Arts, Heritage, Regional, Rural and Gaeltacht Affairs
- Oliver, G.A. 2005. Seasonal changes and biological classification of Irish coastal lagoons. A PhD thesis at University College, Dublin.
- Oliver, G.A. 2007. Conservation status report: Coastal Lagoons (1150). Unpublished report to the National Parks and Wildlife Service, Dublin.
- Ott, I., Tamre, R. 2012. Rannikulõugaste teke, areng ja tüpologia - Rannikulõukad Eestis ja Läänemere keskosas, 2012. Toim. Mati Kose, lk. 15–21.

- Ott, I., Kõiv, T. 1999. Eesti väikejärvede eripära ja muutused. Tallinn, 128 lk.
- Ott, I., Kose, M., K. Lotman, 2012. Meie rannajärved, kiiresti muutuv loodusrikkus. Eesti Loodus, 11. <http://www.eestiloodus.ee/index.php?artikkel=4900>
- Paal, J., 2007. Loodusdirektiivi elupaigatüüpide käsiraamat. Auratrükk, Tallinn, 308 lk.
- Raukas, A. (koost.). 1995. Eesti. Loodus, Tallinn, Eesti Entsüklopeediakirjastus; kirjastus Valgus. 606 lk.
- Riigi Teataja, 2005. Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seadus. RT I, 22.02.2005, 15, 87. <https://www.riigiteataja.ee/akt/116112010013>
- Riigi Teataja, 2020. Pinnaveekogumite nimekiri, pinnaveekogumite ja territoriaalmereseisundiklasside määramise kord, pinnaveekogumite ökoloogiliste seisundiklasside kvaliteedinäitajate väärtused ja pinnaveekogumiga hõlmamata veekogude kvaliteedinäitajate väärtused. RT I, 21.04.2020, 61. <https://www.riigiteataja.ee/akt/121042020061>
- Roden, C.M., Oliver, G. 2013. Monitoring and assessment of Irish lagoons for the purpose of the EU Water framework Directive. Unpublished report to the Environmental Protection Agency (sageli viidatav, kuid kättesaamatu)
- Rohde, S., Hiebenthal, C., Wahl, M., Karez, R., Bischof, K. 2008. Decreased depth distribution of *Fucus vesiculosus* (Phaeophyceae) in the Western Baltic: effects of light deficiency and epibionts on growth and photosynthesis. European Journal of Phycology, 43, 143–150.
- Schubert, H. & Blindow, I. (toim.). 2003. Charophytes of the Baltic Sea. BMB Publication No. 19. Koeltz Scientific, Königstein.
- TÜ Eesti Mereinstituut, 2014. Merepõhja elupaikade definitsioonide tõlgendamise juhend. Aruanne. Teostatud projekti „Eesti merealade planeerimiseks looduskaitse teabe koondamine, sh. territoriaalmereseisundiklasside määramise kord, pinnaveekogumite ökoloogiliste seisundiklasside kvaliteedinäitajate väärtused ja pinnaveekogumiga hõlmamata veekogude kvaliteedinäitajate väärtused“ raames.
- TÜ Eesti Mereinstituut, 2016a. Loodusdirektiivi mereliste elupaigatüüpide looduskaitse seisundi hindamise kriteeriumid ja soodsa seisundi võrdlusväärtused. Aruanne. Teostatud projekti „Eesti merealade loodusväärtuste inventeerimine ja seiremetoodika väljatöötamine“ raames. <http://nema.bef.ee/wp-content/uploads/2015/01/NEMA-seisundi-kriteeriumite-aruanne1.pdf>
- TÜ Eesti Mereinstituut, 2016b. Loodusdirektiivi mereliste elupaigatüüpide looduskaitse seisundi hinnang. Aruanne. Teostatud projekti „Eesti merealade loodusväärtuste inventeerimine ja seiremetoodika väljatöötamine“ raames. <http://nema.bef.ee/wp-content/uploads/2015/01/NEMA-seisundi-hinnangu-aruanne.pdf>
- TÜ Eesti Mereinstituut, 2018a. Eesti mereala elupaikade kaardandmete kaasajastamine. Aruanne.
- TÜ Eesti Mereinstituut, 2018b. Läviväärtuste väljatöötamine Eesti mereala seisundi hindamiseks. Aruanne. https://www.envir.ee/sites/default/files/msrd_lavivaartused_lopparuanne.pdf
- TÜ Eesti Mereinstituut, 2020. Mereliste elupaigatüüpide seisundi hindamise meetoodika. Aruanne. Teostatud projekti „Eesti mereala keskkonna ja loodusväärtuste hindamise ja seire innovaatilised lahendused“ raames.
- TÜ Eesti Mereinstituut, AS Maves, 2020. Mitmeaastane koondseisundis olevate rannikuveekogumite uuringuprogrammide koostamine. Aruanne.
- Wennberg, S., Nöjd, A.-L., Lindblad, C. 2008. Mapping of marine Natura 2000 habitats in GIS - a case study from the Stockholm archipelago and Archipelago Sea. BALANCE Interim Report 30. 43 lk.

LISA 1. Kaardikihtide loend ja lisatud veergude seletused

- 1) Elupaikade polügoonidega failid (*surface area*):
 - lehtersuue_2020_pindala

- laiadlahed_2020_pindala
- loukad_2020_pindala

Kõik kihid:

Elupaiga_kood: lisatud elupaigatüübile vastav kood 1130, 1150, 1160

Elupaigatüübi allikas: andmetabeli allikas (EELIS või TÜ EMI), kust elupaigatüübi määrang pärines. Uute lõugaste korral Mäemets/Torn.

Nimetus: lahtede/lõugaste nimetused maa-ameti andmetel

Seisund: projekti käigus (2019-2020) määratud struktuuri ja funktsioonide seisund

Inventeeri: lisatud hinnatud lahtedes/lõugastes hinnangu läbiviijad

Invent_kpv: lisatud välitööde kuupäev

id: EELISest pärist kihtidel elupaiga ID. Kui EELISe polügooni piirjooned asendati maa-ameti piiridega, siis lisatud EELIS ID

Kommentaar/komment: elupaik – elupaiga esinemine kinnitatud, potentsiaalne elupaik – tõenäoliselt tegemist elupaigaga, soovitatav kohapeal kinnitada (nt tüüpilise taimestiku esinemine)

markused: EELISest kaasa tulnud kommentaarid

Muud veerud on EELISe kihist kaasa toodud muutmata kujul

Lõugaste kiht:

allikas: Lõuka piirjoonte allikas (nt EELIS, ETAK, uus)

etak_id: polügooni piirjoone id ETAKis

kood: veekogu tüüp ETAKis

2) Elupaikade esinemine 10x10 km ruudustikus (*distribution map*):

- EEA_grid_10km_lehtersuue_2020_esinemine
- EEA_grid_10km_laiadlahed_2020_esinemine
- EEA_grid_10km_loukad_2020_esinemine

Elupaiga_kood: lisatud elupaigatüübile vastav kood 1130, 1150, 1160

Kommentaar: elupaik – elupaiga esinemine kinnitatud, potentsiaalne elupaik – tõenäoliselt tegemist elupaigaga, soovitatav kohapeal kinnitada (nt tüüpilise taimestiku esinemine)

3) Elupaikade levila 10x10 km ruudustikus (*range*):

- EEA_grid_10km_lehtersuue_2020_levila
- EEA_grid_10km_laiadlahed_2020_levila
- EEA_grid_10km_loukad_2020_levil

Elupaiga_kood: lisatud elupaigatüübile vastav kood 1130, 1150, 1160

Kommentaar: elupaik – elupaiga esinemine kinnitatud, potentsiaalne elupaik – tõenäoliselt tegemist elupaigaga, soovitatav kohapeal kinnitada (nt tüüpilise taimestiku esinemine)

4) EELISe kihi andmereal, mis tuleks elupaikade nimistust eemaldada:

- eemaldada_2020

Elupaiga_kood: lisatud elupaigatüübile vastav kood 1130, 1150, 1160

Kommentaar: tabelis olevad elupaigad eemaldada

Põhjus: põhjendus elupaiga eemaldamiseks nimistust. Kui sama polügooni asemele on kasutatud täpsemat maa-ameti kaldajoone piirjoont, siis on märgitud asendada (vana polügooni võib eemaldada, uus polügoon sisaldub elupaigatüübi pindala kaardikihis). Mõningal juhul sisaldab üks EELIS andmerida mitut lõugast, millest võib osa olla asendatud ja osa eemaldatud, kuna kinnikasvanud.