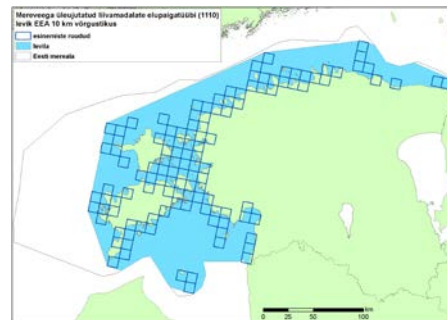
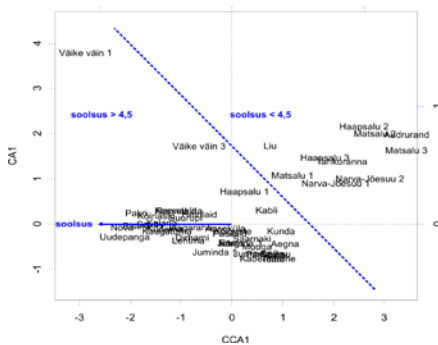
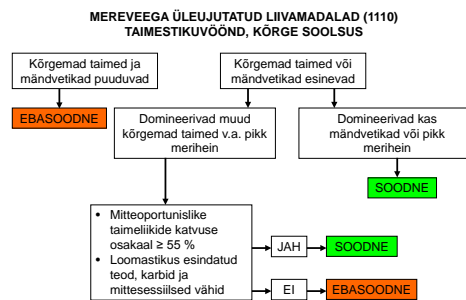
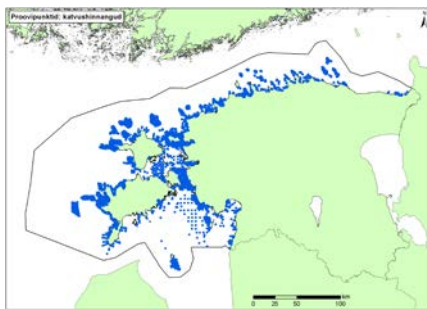


LOODUSDIREKTIIVI MERELISTE ELUPAIGATÜÜPIDE LOODUSKAITSELISE SEISUNDI HINDAMISE KRITERIUMID JA SOODSA SEISUNDI VÕRDLUSVÄÄRTUSED

Teostatud projekti „Eesti merealade loodusväärtuste inventeerimine ja seiremetoodika väljatöötamine“ raames

Aruande versioon 2, 8. aprill 2016



Leping: 10-4.5.5/14/21
Vastutav täitja: Georg Martin



KESKKONNAMINISTEERIUM



SISUKORD

1. SISSEJUHATUS	3
2. LOODUSDIREKTIIVI ELUPAIGATÜÜPIDE MÄÄRATLUSED	4
2.1. Mereveega üleujutatud liivamadalad (1110).....	5
2.2. Jõgede lehtersuudmed (1130)	8
2.3. Mõõnaga paljanduvad mudased ja liivased laugmadalikud (1140).....	9
2.4. Laiad madalad abajad ja lahed (1160)	11
2.5. Karid (1170).....	12
3. ELUPAIKADE LOODUSKAITSELISE SEISUNDI HINDAMISE PÕHIMÕTTED LOODUSDIREKTIIVI JÄRGI	15
4. SOODSA SEISUNDI KRITERIUMITE JA VÕRDLUVÄÄRTUSTE MÄÄRAMISE METOODIKA.....	17
4.1. Parameetrid	17
4.1.1. Levila ja pindala	17
4.1.2. Struktuur ja funktsioonid.....	20
4.2. Elupaigatüüpide tsoneerimine.....	26
4.2.1. Abiootilised keskkonnamuutujad	26
4.2.2. Karide elupaigatüübi vööndid	30
4.2.3. Liivamadalate elupaigatüübi vööndid	32
5. SOODSA SEISUNDI KRITERIUMID JA VÕRDLUSVÄÄRTUSED	34
5.1. Levila ja pindala	34
5.1.1. Mereveega üleujutatud liivamadalad	34
5.1.2. Jõgede lehtersuudmed	35
5.1.3. Laiad madalad abajad ja lahed	37
5.1.4. Karid	38
5.1.5. Mõõnaga paljanduvad mudased ja liivased laugmadalikud	40
5.2. Struktuur ja funktsioonid	42
5.2.1. Mereveega üleujutatud liivamadalad	42
5.2.2. Jõgede lehtersuudmed	47
5.2.3. Mõõnaga paljanduvad mudased ja liivased laugmadalikud	49
5.2.4. Laiad madalad abajad ja lahed	50
5.2.5. Karid	52
6. KOKKUVÕTE	58
7. SUMMARY IN ENGLISH	59
KIRJANDUS.....	60
LISA 1	63
LISA 2	66

1. SISSEJUHATUS

Nõukogu direktiivi 92/43/EMÜ looduslike elupaikade ning loodusliku taimestiku ja loomastiku kaitse kohta (edaspidi „loodusdirektiiv“) põhieesmärgid on tõhustada looduse mitmekesisuse kaitset, luua taime- ja loomaliikide ning looduslike elupaikade kaitseks üldine alus ning tagada EL jaoks olulise väärtusega looduslikele taime- ja loomaliikidele ning elupaikadele soodus looduskaitsealine seisund. Vastavalt loodusdirektiivi nõuetele on EL liikmesriikidel kohustus iga kuue aasta tagant anda hinnang loodusdirektiivi lisa 1 nimetatud elupaigatüüpide seisundi, kaitsemeetmete ning nende meetmete mõju kohta.

Eesti merelised elupaigatüübid on kirjeldatud projekti "Eesti merealade planeerimiseks looduskaitse teabe koondamine, sh. territoriaalmere mereelupaikade modelleerimine" raames koostatud aruandes (TÜ Eesti Mereinstituut 2014). Elupaikade defineerimisel lähtuti loodusdirektiivi lisa 1 kirjeldatud elupaigatüüpide kirjeldustest (Nõukogu direktiiv 1992), eestikeelsest "Loodusdirektiivi elupaigatüüpide käsiraamatust" (Paal 2007), Natura 2000 võrgustiku loomise juhendmaterjalist (European Commission 2007) ning Euroopa Liidu elupaigatüüpide juhendmaterjalist (European Commission 2013). Eestis leidub kuus merega seotud elupaigatüüpi: mereveega ülejutatud liivamadalad, jõgede lehtersuudmed, mõõnaga paljanduvad mudased ja liivased laugmadalikud, rannikulõukad, laiad madalad abajad ja lahed ja karid (Paal 2007, TÜ Eesti Mereinstituut 2014). Teema terviklikuma käsitluse eesmärgil on elupaigatüüpide definitsioonid ja nendega seotud probleemid ära toodud ka käesolevas aruandes.

Loodusdirektiivi aruandlus nõuab detailset informatsiooni elupaigatüüpide levikust ja kvaliteedist, kuid senine aruandlus on peamiselt põhinenud ekspertarvamusel. Peamiseks puuduseks on olnud eelkõige elupaikade kvaliteedi (direktiivi tähenduses struktuuri ja funktsioonide) hindamise kriteeriumite, soodsate võrdlusväärtuste ning vastava seire programmi ja meetodika puudumine. Soodsa seisundi kriteeriumite ning võrdlusväärtuste määratlemise rahvusvahelise kogemuse ülevaade on esitatud eraldiseisva aruandena (GRID-Arendal 2015). Käesoleva töö eesmärkideks oli määratleda viie merelise elupaigatüübi soodsa seisundi kriteeriumid ja võrdlusväärtused Eesti merealal. Käsitletavad elupaigatüübid on:

- veealused liivamadalad (1110),
- jõgede lehtersuudmed (1130),
- mõõnaga paljanduvad mudased ja liivased laugmadalikud (1140),
- laiad madalad abajad ja lahed (1160),
- karid (1170).

Töö teostasid Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituudi merebioloogid:

Kristjan Herkül

Kaire Torn

Georg Martin

Katarina Oganjan

Konsultatsioone erinevate elupaigatüüpide osas andsid:

Tiina Elvisto, Tallinna Ülikool

Helle Mäemets, Eesti Maaülikool

Tiina Paalme, Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituut

Jonne Kotta, Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituut

2. LOODUSDIREKTIIVI ELUPAIGATÜÜPIDE MÄÄRATLUSED

Ökoloogialeksikoni definitsiooni järgi on elupaik liigi või populatsiooni olemasoluks ja ontogeneesi läbimiseks vajalike abiootiliste ja biootiliste tingimuste kogum; ka selliste tingimustega ala (Masing 1992). Merekeskkonnas on eristatavad kaks üldist elupaika – mere põhi ehk bentaal ja veesammas ehk pelagiaal. Nii mere põhi kui veesammas on oma füüsikalise-keemiliste ja/või seda asustavate organismide alusel klassifitseeritav väga paljudeks erinevateks elupaikadeks. Käesolevas töös vaadeldakse merepõhja elupaikasid ning organismirühmadest merepõhja taimestikku ja selgrootuid. Merepõhja taimestik ja selgrootud on sobivaim rühm merepõhja elupaikade kvaliteedi hindamiseks sest organismid on sessiilsed või vähese liikuvusega, nende seas leidub erineva ökoloogilise amplituudiga liike ning nende proovide kogumine on võrdlemisi lihtne.

Eestis on merepõhja elupaikasid jaotatud kahe erineva käsitluse alusel:

- merepõhja elupaikade klassifikatsioon EBHAB (Eastern Baltic marine benthic HABitats);
- Euroopa Liidu (EL) looduslike elupaikade ja loodusliku fauna ning floora kaitse direktiivi (*Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora*; edaspidi „loodusdirektiiv“) lisa 1 elupaigatüübid.

Need süsteemid erinevad nii oma sisuliselt olemuselt kui eesmärgilt. EBHAB-i näol on tegemist klassifikatsioonisüsteemiga, mis klassifitseerib kogu merepõhja eluta- ja eluslooduse kriteeriumite alusel – EBHAB süsteemi järgi on võimalik igas merepõhja punktis määratleda elupaik. Seevastu loodusdirektiivis toodud elupaigatüüpide loend ei ole klassifikatsioonisüsteem vaid nimekiri elupaigatüüpidest, mida peetakse EL tasandil olulisteks ja kaitset vajavateks. Kui EBHAB seab kindlad kriteeriumid elupaikade määratlustele, siis loodusdirektiivi elupaigatüübid on EL dokumentides kirjeldatud väga üldsõnaliselt ning sisuliselt on antud liikmesriikidele võimalus anda täpsemad definitsioonid lähtuvalt kohalikest tingimustest ja kaitsevajadustest.

Kuna käesoleva töö eesmärgiks on luua loodusdirektiivi lissasse 1 kantud elupaigatüüpidele looduskaitse seisundi hindamise kriteeriumid, siis antakse ülevaade ainult vastavatest elupaigatüüpidest ja ei käsitleta EBHAB või muid klassifikatsioonisüsteeme. Alljärgnevalt on ära toodud käesolevas töös käsitletavate elupaigatüüpide originaaldefinitsioonid ja eestikeelsed tõlked EL elupaikade tõlgendamise juhendi värskeimast 2013. aasta versioonist (European Commission 2013). Lisatud on Eestis kasutatavad praktilised kriteeriumid elupaigatüüpide määratlemiseks ning elupaigatüüpide tõlgendamise ja määrangutega seotud probleemid Eestis. Elupaigatüüpide nimetused on vastavalt Paal (2007) käsiraamatule, sulgudes on elupaigatüübi kood loodusdirektiivi lisa 1 järgi.

2.1. Mereveega üleujutatud liivamadalad (1110)

EL definitsioon

Liivamadalad on pikliku, ümara või ebakorrapärase kujuga merepõhja kõrgendikud, mis on pidevalt vee all ja peamiselt ümbritsetud sügavama veega. Nad koosnevad peamiselt liivastest setetest, aga võib esineda ka suuremaid setteosakesi (munakad, rahnud) või väiksemaid setteosakesi (muda). Madalikud, kus liivased setted paiknevad kihina kõva substraadi peal, loetakse liivamadalateks kui madalikuga seotud elustik sõltub liivast mitte allpaiknevast kõvast substraadist.

„Pidevalt vee all“ (*slightly covered by sea water all the time*) tähendab, et vee sügavus on harva üle 20 m. Liivamadalad võivad jätkuda ka sügavamal kui 20 m kui nad moodustavad ühtse terviku ja toetavad bioloogilisi kooslusi.

EL originaaltekst

Sandbanks which are slightly covered by sea water all the time

Sandbanks are elevated, elongated, rounded or irregular topographic features, permanently submerged and predominantly surrounded by deeper water. They consist mainly of sandy sediments, but larger grain sizes, including boulders and cobbles, or smaller grain sizes including mud may also be present on a sandbank. Banks where sandy sediments occur in a layer over hard substrata are classed as sandbanks if the associated biota are dependent on the sand rather than on the underlying hard substrata.

“Slightly covered by sea water all the time” means that above a sandbank the water depth is seldom more than 20 m below chart datum. Sandbanks can, however, extend beneath 20 m below chart datum. It can, therefore, be appropriate to include in designations such areas where they are part of the feature and host its biological assemblages.

Tõlgendus Eesti merepõhja elupaikade kaardistamisel

EL juhendi ja Paal (2007) käsiraamatu definitsioonid ei sisalda piisavalt täpseid kriteeriume reaalse kaardistamistöö läbiviimiseks. Seetõttu seatakse alljärgnevad täpsustatud kriteeriumid, mille kohaselt mereveega üleujutatud liivamadalad on elupaigatüüp, kus püsivalt vee all olevat footilises tsoonis asuvat liiva domineerimisega põhja asustab mõni elupaigatüübi tunnusliik. Elupaigatüübi tunnusliikideks on merepõhjale kinnituvad või vähese liikimisvõimega liigid, mis vajavad kasvupinnana liivast põhjasubstraati: kõrgemad taimed ja sette sees elavad karbid.

Määramiskriteeriumid

Elupaigatüübi omistamiseks merealale on vajalik põhjasubstraadi, sügavuse ja elustiku kriteeriumite samaaegne täitmine.

Põhjasubstraat

Erinevate liivafraktsioonide (peenliiv, keskmine liiv, jämeliiv) summaarne osakaal > 50 %.

Sügavus

Miimumsügavus: ei ole piiratud.

Maksimumsügavus: footilise tsooni maksimaalne sügavus. Elupaik võib levida footilisest tsoonist sügavamale, kui ta moodustab ühtse terviku footilises tsoonis oleva elupaigaga ning põhjasubstraadi ja elustiku kriteeriumid on täidetud.

Kaardistamisel tuleb hinnata piirkonnaspetsiifiline footilise tsooni levik.

Elustik

Ühe tunnusliigi või kõigi tunnusliikide summaarne katvus ≥ 10 % või infauna karpide biomass $\geq 10 \text{ g m}^{-2}$ (kojaga kuivkaal).

Tunnusliigid/rühmad (rasvases kirjas on karakterliik või –rühm ja tavalises kirjas liigid, mis kuuluvad sellesse rühma):

mändvetikad

pk mändvetikad (*Chara spp.*)

pesajas tolüpell (*Tolypella nidifica*)

kõrgemad taimed*

pikk merihein (*Zostera marina*)

kardhein (*Ceratophyllum spp.*)

tähkjas vesikuusk (*Myriophyllum spicatum*)

meri-näkirohi (*Najas marina*)

perekond penikeel (*Potamogeton spp.*, *Stuckenia pectinata*)

särjesilm (*Ranunculus spp.*)

perekond heinmuda (*Ruppia spp.*)

harilik hanehein (*Zannichellia palustris*)

infauna karbid (merepõhja sette sees elavad karbid)

balti lamekarp (*Macoma balthica*)

liiva uurik-karp (*Mya arenaria*)

söödav südakarp (*Cerastoderma glaucum*)

agariku lahtine vorm (*Furcellaria lumbricalis f. aegagropila*, ainult Kassari lahes)

* kõrgemate taimede rühma kuuluvad ainult riim- ja merevees leiduvad veesisesed liigid, mis kinnituvad juurtega mere põhja (juurdunud sukeltaimed)

Põhjendus

EL loodusdirektiivi elupaikade tõlgendamise juhend (European Commission 2013) seab elupaigatüübi määrangule väga üldised geomorfoloogilised piirid, et anda üldine raamistik, mis toimiks kõigis EL meredes (nt. Vahemeri, Põhjameri, Läänemeri). Iga konkreetse mereala puhul on vaja lähtuda kohalikest looduslikest tingimustest ja vastavalt täpsustada definitsiooni. Elupaika tuleb alati käsitleda kui eluta looduse omaduste (näiteks merepõhja substraat, soolsus, sügavus) ja elustiku (taimestik, loomastik) kompleksi ning elupaiga määramisel looduses peab elupaik vastama seatud kriteeriumitele nii eluta kui eluslooduse näitajate poolest.

EL juhendis ei ole välja toodud, kuidas määratleda „kõrgendikku“, mis võiks olla liivamadalaks. Kui Eesti tingimustes määratleda liivamadalate elupaigatüübiks ainult veealuseid künkaid ja valle, mis selgelt kerkivad merepõhjast, siis liivamadalad Eestis peaaegu puuduksid, kuna meil esineb vähe veealuseid ümbritsevast põhjast eenduvaid liivaseljandikke. Sellise määratluse korral jääksid elupaigatüübist välja väga kõrge looduskaitsega väärtusega liival kasvavad meriheina kooslused, sest need kooslused ei pruugi kasvada ülejäänud põhjast kõrgemal paikneval kühmul. Kuna ökoloogiliselt ei ole vahet, kas madal liivane ala kujutab endast rannikunõlva või veealust kõrgendikku, siis tuleb liivamadalatena käsitleda kõiki madalaid liivaseid alasid, mis on sobilikud liivastele põhjadele tüüpilistele taime- ja loomaliikidele. Tugevate hoovuste ja lainetuse poolt pidevalt liikuv ja läbisegatud liiv on elustikule väga ebasobiv ja makroskoopiline põhjaelustik sellistes kohtades on äärmiselt liigivaene või puudub täiesti. Kirjeldatud liikuvate liivadega seljandike klassifitseerimine liivamadalateks ei ole õigustatud, sest nad ei toeta kõrget liigirikkust ja on vähetähtsad bioproduktiooni ja muude ökosüsteemi protsesside seisukohalt.

EL juhend ei anna ka konkreetseid soovitusi maksimaalse sügavuspiiri seadmiseks. Soovitav 20 m piir EL juhendis ja ka elupaiga nimetus „*slightly covered by seawater*“ annavad mõista, et tegemist on footilise tsooniga, ehk merepõhja alaga, kuhu jõudev valgus on piisav taimede kasvuks. Seetõttu ongi Eesti tingimustes liivamadalate maksimaalne sügavus piiratud footilise põhja tsooniga. Lubatud on siiski elupaigatüübi levik footilisest tsoonist sügavamale eeldusel, et tegemist on katkematu tervikliku elupaigaga. Sellist sügavuspiiri ületamist lubab ka EL juhend.

Lisaks tüüpilistele liival elavatele taimedele ja loomadele on Eesti kontekstis liivamadalate tunnusliigiks ka agariku (*Furcellaria lumbricalis*) püsivalt lahtine (substraadile mittekinne) vorm, mida leidub ainult Väinameres Kassari lahes. Koos teise punavetikaga *Coccolytus truncatus* moodustab kinnitumata agarik Kassari lahe liivapõhjal maailmas ainulaadse lahtise punavetikakoosluse. Lahtise punavetikakoosluse ökoloogiline tähtsus Kassari lahe keskosas on suur: lahtine vetikakooslus suurendab oluliselt elupaiga liigirikkust, sest agarik on substraadiks epifüütsetele vetikatele ja söödavale rannakarbile (*Mytilus trossulus*) ning pakub elupaika taimestikulembestele selgrootutele, kes muidu piirkonna liivapõhjal elada ei saaks. Viimaste aastate uuringud näitavad, et lahtine punavetikakooslus on ka oluliseks kudesubstraadiks räimele. Lahtise vetikakoosluse kadumisel jääks Kassari lahe keskosa praktiliselt taimestikuvabaks, sest sügavus on liiga suur kõrgemate taimede kasvuks.

2.2. Jõgede lehtersuudmed (1130)

EL definitsioon

Jõe alamjooksu osa, mis on loodete mõju piirkonnas ja riimveeline. Jõgede estuaarid on lahed, kus erinevalt „laiadest madalatest lahtedest ja abajatest“, on üldiselt tugev magevee mõju. Magevee ja merevee segunemine ning hoovuste kiiruse vähenemine lahe varjutaval toimel põhjustavad peeneteralise sette akumulatsioonist, mis tihti põhjustab ulatuslike liiva- ja mudatasandike teket loodete vööndis. Jõe poolt kantavate setete ladestumisel võib tekkida jõe suudmesse delta.

Jõgede lehtersuudmete alamtüübiks peetakse Läänemere jõesuudmed on riimveelised ja seal puuduvad looded. Läänemere lehtersuudmetes on levinud taimestunud (helofüüdid) märgalad ja rikkalik veesisene taimestik madalaveelistel aladel.

EL originaaltekst

Estuaries

Downstream part of a river valley, subject to the tide and extending from the limit of brackish waters. River estuaries are coastal inlets where, unlike 'large shallow inlets and bays' there is generally a substantial freshwater influence. The mixing of freshwater and sea water and the reduced current flows in the shelter of the estuary lead to deposition of fine sediments, often forming extensive intertidal sand and mud flats. Where the tidal currents are faster than flood tides, most sediments deposit to form a delta at the mouth of the estuary. Baltic river mouths, considered as an estuary subtype, have brackish water and no tide, with large wetland vegetation (helophytic) and luxurious aquatic vegetation in shallow water areas.

Tõlgendus Eesti merepõhja elupaikade kaardistamisel

Elupaigatüübi määramine Eestis on probleemne ning teadaolevalt on erinevate aruannete põhjal lehtersuudmete arv Eestis erinev. Paal (2007) Loodusdirektiivi elupaigatüüpide käsiraamatu kohaselt on Eestis kõige paremini väljakujunenud lehtersuudmeks Matsalu laht Kasari jõe suudmega, kuid „tingimisi“ kuuluvad elupaigatüüpi ka näiteks Kloostri ja Taebla jõgede suudmealad. Seetõttu on vajalik erinevate valdkondade ekspertide arutelu tulemusel jõuda otsuseni, millised võiksid olla Eesti lehtersuudmed ning seejärel fikseerida nende nimekiri. Käesolevas töös on kasutatud 10.03.2016 Keskkonnaministeeriumi looduskaitseosakonnast saadud lehtersuudmete andmekihti, mille kohaselt leidub Eestis kaks jõgede lehtersuudmete elupaigatüübile vastavat ala – Matsalu laht ja Kloostri jõe suudmeala Paldiski lahes.

2.3. Mõõnaga paljanduvad mudased ja liivased laugmadalikud (1140)

EL definitsioon

Merede ja ookeanide ning nendega seotud laguunide liivased ja mudased rannad, mis paljanduvad mõõna ajal, kus puuduvad kõrgemad taimed ja mis on tavaliselt kaetud sinivetikatega ja ränivetikatega. Elupaigatüüp on tähtsaks toitumisalaks lindudele. Mitmekesised loodete vööndi selgrootute ja vetikate kooslused defineerivad alajaotuse 11.27*; meriheinakoose, mis võivad igas loodete tsüklis jääda mõneks tunniks kuivale määravad alajaotuse 11.3; riimveelised püsivad lombid kõrgemate taimedega määravad jaotuse 11.4.

Märkus: meriheina kooslused (11.3) kuuluvad sellesse elupaigatüüpi.

* palearktilise elupaigaklassifikatsiooni kood

EL originaaltekst

Mudflats and sandflats not covered by seawater at low tide

Sands and muds of the coasts of the oceans, their connected seas and associated lagoons, not covered by sea water at low tide, devoid of vascular plants, usually coated by blue algae and diatoms. They are of particular importance as feeding grounds for wildfowl and waders. The diverse intertidal communities of invertebrates and algae that occupy them can be used to define subdivisions of 11.27, eelgrass communities that may be exposed for a few hours in the course of every tide have been listed under 11.3, brackish water vegetation of permanent pools by use of those of 11.4.

Note: Eelgrass communities (11.3) are included in this habitat type.

Tõlgendus Eesti merepõhja elupaikade kaardistamisel

Selle elupaigatüübi määramine Eestis on problemaatiline. Loodete näol on tegemist igapäevase veetaseme muutusega, mille käigus loodetevööndi merepõhi on perioodiliselt vee all ja kuival ning mis loob spetsiifilise keskkonna seda asustavatele ja külastavatele organismidele. Merebioloogilises kontekstis seetõttu Eestis loodete puudumise tõttu seda elupaigatüüpi ei esine. Seda arusaama on rakendatud näiteks Soomes. Paal (2007) Loodusdirektiivi elupaigatüüpide käsiraamatu järgi on laugmadalike elupaigatüüp aga Eestis esindatud ja tüübi all tuleks käsitleda „kõiki liivaseid, saviseid ja mudaseid laugeid mererandu, mis ajuti paguveega paljanduvad.“ Sama käsiraamat vihjab, et elupaigatüübi olemasolu Eestis on õigustatud lindude olulise toitumisalana. Elupaigatüübi olulisust lindude toitumisalana rõhutab ka direktiivi tõlgendamise originaaltekst (vt. ülemine plokk). Kuna merebioloogilises tähenduses seda elupaigatüüpi Eestis ei esine, siis peaks elupaigatüübi määramiskriteeriumite seadmisel lähtuma linnustiku kaitse vajadusest.

Täielikult geomorfoloogilistel kriteeriumitel põhinevalt (elustikku pole arvestatud) on Eestis laugmadalike levikut hinnatud geograafilises infosüsteemis ülekatteanalüüsi abil. Viimane taoline analüüs teostati käesoleva tööga paralleelselt valminud uuringus „Eesti territoriaalmere merepõhja elupaikade ja liikide leviku modelleerimine“. Selles töös on laugmadalike määramiseks kasutatud järgnevaid kriteeriume:

Põhjasubstraat: muda, savi ja liiva summaarne osakaal > 50 %

Sügavus: maksimaalne sügavus 1 m

Avatus lainetusele < 75 000 (Nikolopoulos & Isæus (2008) arvutuse järgi); vastab EBHAB klassifikatsiooni süsteemis „varjatud“ merealadele.

Kuna elupaigatüübi olemasolu Eestis ja selle sisuline tähendus ning olulisus elustikule vajavad selget määratlemist linnustiku ekspertide poolt, siis ülaltoodud kriteeriume ei esitata siinjuures kui ettepanekut nende kasutuselevõtuks vaid kui ühte võimalikku lähenemist.

2.4. Laiad madalad abajad ja lahed (1160)

EL definitsioon

Suur ranniku sopistus, 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.

* Eri riikide eksperdid ei pea vajalikuks maksimaalse sügavuse fikseerimist kuna termin „madal“ võib omada erinevates geograafilistes piirkondades ja füsiograafilistes tingimustes erinevat ökoloogilist tähendust.

EL originaaltekst

Large shallow inlets and bays

Large indentations of the coast where, in contrast to estuaries, the influence of freshwater is generally limited. These shallow indentations are generally sheltered from wave action and contain a great diversity of sediments and substrates with a well developed zonation of benthic communities. These communities have generally a high biodiversity. The limit of shallow water is sometimes defined by the distribution of the Zosteretea and Potametea associations. Several physiographic types may be included under this category providing the water is shallow over a major part of the area: embayments, fjords, rias and voes.*

** National experts consider inappropriate to fix a maximum water depth, since the term „shallow“ may have different ecological interpretations according to the physiographic type considered and geographical location.*

Tõlgendus Eesti merepõhja elupaikade kaardistamisel

Selle elupaigatüübi määramine Eestis on problemaatiline. Kuna laiade madalate abajate ja lahtede elupaigatüüp on oma olemuselt geomorfoloogiline üksus, mitte põhjaelupaik, siis merepõhja elupaikade kaardistustöödel seda elupaigatüüpi määratud ei ole.

Varasemates ülevaatlikes hinnangutes, on kasutatud järnevaid kriteeriume:

Lahe läbimõõt > 1 km

Sügavus: tavaliselt ≤ 2 m

Kuna merepõhja elustiku seisukohalt katavad mereveega üleujutatud liivamadalate (1110) ja karide (1170) elupaigatüübid olulised kaitset vajavad põhjakoosluste tüübid, siis laiade lahtede elupaigatüübi tõlgenduse formuleerimisel on vaja kaasata erinevate valdkondade (sh. ornitoloogia, ihtüoloogia) eksperte, et luua põhjendatud ja praktilises töösituatsioonis kasutatavad kriteeriumid. Ühtlasi tuleks luua georefereeritud loend lahtedest, mis elupaigatüüpi kuuluvad. Käesolevas töös on kasutatud 10.03.2016 Keskkonnaministeeriumi looduskaitseosakonnast saadud laiade madalate abajate ja lahtede elupaigatüübi andmekihti.

2.5. Karid (1170)

EL definitsioon

Karid võivad olla kas biogeensed konkretsioonid või geoloogilise päritoluga. Karid on kõva kompaktne substraat sublitoraali ja litoraali vööndi kõvadel või pehmetel põhjadel, mis kerkib merepõhjast ülespoole. Karidel võib esineda põhjakoosluste taime- ja loomaliikide vööndilisust ja konkretsioone ning korallilisi konkretsioone.

Selgitused:

- „Kõva kompaktne substraat“ (*hard compact substrata*) on kivid (kaasa arvatud pehmed kivid nt. kriit), rahnud, munakad (üldiselt diameeter > 64 mm).
- „Biogeensed konkretsioonid“ (*biogenic concretions*) on defineeritud kui konkretsioonid, koorikud, korallilised konkretsioonid ja karpide pangad, mis on moodustunud elusatest või surnud loomadest, s.t. biogeenset päritolu kõvad põhjad, mis on elupaigaks epibiontsetele liikidele.
- „Geoloogiline päritolu“ (*geogenic origin*) tähendab karide moodustumist mittebiogeenset substraadist.
- „Kerkib merepõhjast ülespoole“ (*arise from the sea floor*) tähendab, et kari on topograafiliselt eristuv ümbritsevast merepõhjast.
- „Sublitoraali ja litoraali vöönd“ (*sublittoral and littoral zone*): karid võivad ulatuda katkematult sublitoraalist litoraali (tõusu-mööna) vööndisse või esineda ainult sublitoraali vööndis, k.a. sügavad merealad nagu batüaal.
- Kõvad substraadid, mis on kaetud õhukese liikuva settekihiga loetakse karideks, juhul kui seotud elustik sõltub kõvast substraadist, mitte seda katvast settekihist.
- Kui esineb katkematu sublitoraali ja litoraali koosluste vööndilisus, siis tuleb elupaika käsitleda ühe tervikliku ökoloogilise ühikuna.

Karide elupaigatüübi alla kuulub hulk erinevaid sublitoraali topograafilisi objekte: hüdro-termaalkanalid, veealused mäed, vertikaalsed kaljuseinad, vertikaalsed ja horisontaalsed kaljueendid, kaljuteravikud, kaljujäärakud ja -seljakud, lame või kaldne aluspõhjaktivim, rahnu-, munaka- ja veeriseväljad.

EL originaaltekst

Reefs

Reefs can be either biogenic concretions or of geogenic origin. They are hard compact substrata on solid and soft bottoms, which arise from the sea floor in the sublittoral and littoral zone. Reefs may support a zonation of benthic communities of algae and animal species as well as concretions and corallogenic concretions.

Clarifications:

- *“Hard compact substrata” are: rocks (including soft rock, e.g. chalk), boulders and cobbles (generally >64 mm in diameter).*
- *“Biogenic concretions” are defined as: concretions, encrustations, corallogenic concretions and bivalve mussel beds originating from dead or living animals, i.e. biogenic hard bottoms which supply habitats for epibiotic species.*
- *“Geogenic origin” means: reefs formed by non biogenic substrata.*
- *“Arise from the sea floor” means: the reef is topographically distinct from the surrounding seafloor.*
- *“Sublittoral and littoral zone” means: the reefs may extend from the sublittoral uninterrupted into the intertidal (littoral) zone or may only occur in the sublittoral zone, including deep water areas such as the bathyal.*
- *Such hard substrata that are covered by a thin and mobile veneer of sediment are classed as reefs if the associated biota are dependent on the hard substratum rather than the overlying sediment.*
- *Where an uninterrupted zonation of sublittoral and littoral communities exist, the integrity of the ecological unit should be respected in the selection of sites.*

– A variety of subtidal topographic features are included in this habitat complex such as: Hydrothermal vent habitats, sea mounts, vertical rock walls, horizontal ledges, overhangs, pinnacles, gullies, ridges, sloping or flat bed rock, broken rock and boulder and cobble fields.

Tõlgendus Eesti merepõhja elupaikade kaardistamisel

EL juhendi ja Paal (2007) käsiraamatu definitsioonid ei sisalda piisavalt täpseid kriteeriume reaalse kaardistamistöö läbiviimiseks. Seetõttu seatakse alljärgnevad täpsustatud kriteeriumid, mille kohaselt karid on elupaigatüüp, kus kivist merepõhja asustab mõni elupaigatüübi tunnusliik. Elupaigatüübi tunnusliikideks on merepõhjale kinnituvad liigid, mis vajavad kasvupinnana kõva põhjasubstraati.

Määramiskriteeriumid

Elupaigatüübi omistamiseks merealale on vajalik põhjasubstraadi ja elustiku kriteeriumite samaaegne täitmine.

Põhjasubstraat

Erinevate kõvade substraaditüüpide summaarne osakaal > 50 %. Kõvade substraaditüüpide hulka kuuluvad väikesed kivid (6,4-20 cm), suured kivid (> 20 cm) ja kalju.

Sügavus

Ei ole piiratud.

Elustik

Ühe tunnusliigi või kõigi tunnusliikide summaarne katvus ≥ 10 %.

Tunnusliigid/rühmad (rasvases kirjas on karakterliik või –rühm ja tavalises kirjas liigid, mis kuuluvad sellesse rühma):

põisadru (*Fucus vesiculosus*), *Fucus radicans*

agarik (*Furcellaria lumbricalis*)

niitjad vetikad*

Aglaothamnion roseum, *Battersia arctica*, *Capsosiphon fulvescens*, *Ceramium spp*, *Chaetomorpha linum*, *Chorda filum*, *Chroodactylon ornatum*, *Cladophora spp*, *Coccotylus truncatus*, *Dictyosiphon foeniculaceus*, *Ectocarpus siliculosus*, *Eudesme virescens*, *Halosiphon tomentosus*, *Leathesia marina*, *Monostroma balticum*, *Percursaria percursa*, *Pilayella littoralis*, *Polyides rotundus*, *Polysiphonia spp*, *Punctaria tenuissima*, *Rhizoclonium riparium*, *Rhodomela confervoides*, *Stictyosiphon tortilis*, *Ulothrix sp*, *Ulva spp*, *Urospora penicilliformis*

söödav rannakarp (*Mytilus trossulus*)

tavaline tõruvähk (*Amphibalanus improvisus*)

rändkarp (*Dreissena polymorpha*)

*Niitjad vetikad on tinglik taimede rühma nimetus, mis sisaldab valdavalt niitjaid vetikaid, kuid vähesel määral ka sifonaalse, lehtja jm ehitustüübiga vetikaid.

Põhjendus

EL loodusdirektiivi elupaikade tõlgendamise juhend seab elupaigatüübi määranngule väga üldised geomorfoloogilised piirid, et anda üldine raamistik, mis toimiks kõigis EL meredes (nt. Vahemeri, Põhjameri, Läänemeri). Iga konkreetse mereala puhul on vaja lähtuda kohalikest looduslikest tingimustest ja vastavalt täpsustada definitsiooni. Elupaika tuleb alati käsitleda kui eluta looduse omaduste (näiteks merepõhja substraat, soolsus, sügavus) ja elustiku (taimestik, loomastik) kompleksi ning elupaiga määratlemisel looduses peab elupaik vastama seatud kriteeriumitele nii eluta kui eluslooduse näitajate poolest.

Eesti merealal on kõva põhjasubstraat levinud ainult madalamatel merealadel (peamiselt sügavus alla 50 m), milleks on rannaäärsed merealad ja avameremadalikud. Rannaäärsed kõvad põhjad on peamiselt seotud poolsaare- ja neemetippudega, laidude, rahude, rannanõlvadega ja avameremadalikega, mis on kõik põhjareljeefis selgelt eristuvad. Seetõttu ei ole Eesti mereala tingimustes vajalik eraldi spetsiifiliste topograafiliste kriteeriumite määratlemine.

Karide elupaigatüübi määravad lisaks kõvale substraadile ka tunnusliigid, milleks Eesti tingimustes on kõvadele põhjadele tüüpilised kinnitunud niitjad vetikad, mitmeaastased suurvetikad põisadru (*Fucus vesiculosus*), *Fucus radicans* ja agarik (*Furcellaria lumbricalis*) ning epibentilised sessiilsed selgrootud loomad söödav rannakarp (*Mytilus trossulus*), rändkarp (*Dreissena polymorpha*) ja tavaline tõruvähk (*Amphibalanus improvisus*).

3. ELUPAIKADE LOODUSKAITSELISE SEISUNDI HINDAMISE PÕHIMÕTTED LOODUSDIREKTIIVI JÄRGI

Loodusdirektiivi (Nõukogu direktiiv 92/43/EMÜ, Artikkel 1) definitsiooni järgi on liigi elupaik keskkond, kus see liik elab oma bioloogilise tsükli mistahes etapil ja mis on määratletud eriomaste abiootiliste ja biotiliste tegurite poolt. Looduslikud elupaigatüübid on geograafiliste, abiootiliste ja biotiliste tunnuste poolest eristuvad looduslikud või poollooduslikud maismaa- või veealad.

Loodusliku elupaigatüübi looduskaitseline seisund on looduslikule elupaigatübile ja selle tüüpilistele liikidele mõjuvate selliste tegurite summa, mis võivad mõjutada nii selle elupaigatüübi pikaajalist looduslikku levikut, struktuuri ja funktsioone kui ka talle tüüpiliste liikide pikaajalist säilimist artiklis 2 märgitud territooriumil (Nõukogu direktiiv 1992).

Loodusdirektiivi definitsiooni järgi on loodusliku elupaigatüübi looduskaitseline seisund soodne, 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).

Loodusdirektiiv nõuab liikide ja elupaigatüüpide perioodilist hindamist, et näha, kas nad on soodsas seisundis. Direktiivis eristatakse kolme looduskaitseline seisundi klassi: soodne (*favourable*; FV), ebasoodne-ebapiisav (*unfavourable-inadequate*; U1) ning ebasoodne-half (*unfavourable-bad*; U2). 'Soodne looduskaitseline seisund' on määratletud direktiivis ning kirjeldab olukorda, kus liigi hea käekäik jätkub tõenäoliselt ka edaspidi, ilma et praegust kaitsekorraldust või poliitikat muudetakse. Ebasoodsal seisundil eristatakse kaht klassi: 'ebasoodsaks-ebapiisavaks' loetakse olukordi, kus elupaigatüübi või liigi soodsa looduskaitseline seisundi taastamiseks on tarvis muuta kaitsekorraldust või poliitikat, aga prognoosimisulatusse jäävas tulevikus ei ole liik hävimisohus, ning 'ebasoodne-half' tähistab olukorda, kus elupaigatüüp või liik on tõsiselt hävimisohus (vähemalt regionaalsel tasandil). On ka eraldi klass 'teadmata', mida kasutatakse, kui hindamiseks ei ole piisavalt teavet (Evans & Arvela 2011).

Elupaigatüübi või liigi soodne looduskaitseline seisund määratletakse loodusdirektiivi artiklis 1 nelja parameetri kaudu. Looduskaitseline seisundi hindamiseks kokku lepitud meetod hindab igat parameetrit eraldi, hindamismaatriksi abil, ning seejärel koondatakse need hinnangud üldiseks hinnanguks looduskaitselele seisundile. Need parameetrid on:

- levila
- pindala
- struktuur ja funktsioonid („kvaliteet“)
- tulevikuväljavaated

Nii levila kui ka pindala soodsa või ebasoodsa seisundi kindlakstegemiseks on vaja kehtestada neile parameetritele künnisväärtused. Neid künnisväärtusi nimetatakse soodsateks võrdlusväärtusteks.

Soodne võrdluslevila on levila, mille piirese jäävad elupaigatüübi kõik antud biogeograafilisele regioonile omased olulised ökoloogilised variatsioonid ning mis on piisavalt suur, et võimaldada elupaigatüübi pikaajalist püsimist. Soodne võrdluspindala on üldpindala, mida loetakse antud biogeograafilises regioonis väikseimaks elupaigatüübi pikaajalise

püsimise tagamiseks vajalikuks pindalaks. Elupaigatüüpide puhul, mille praegune pindala ei ole pikaajalise elujõulisuse tagamiseks piisav, peaks soodne võrdluspindala hõlmama ka elupaigatüübi taastamiseks või rajamiseks vajalikke alasid (Nõukogu direktiiv 1992).

Loodusdirektiiv nõuab looduskaitse seisundi hindamisel arvesse võtta elupaigatüüpide ja liikide tõenäolisi tulevikuväljavaateid (Artikli 1 punkt e). Kui need ei ole head, siis ei saa elupaigatüüp olla soodsas looduskaitse seisundis. Elupaigatüüpide tuleviktrendid sõltuvad ohtudest, mis avaldavad tulevikus negatiivset mõju, ning teisalt tegevuskavadest, kaitsemeetmetest ja teistest abinõudest, mis võivad avaldada positiivset mõju. Tuleviktrende ning seega ka tulevast seisundit mõjutavad näiteks kliimamuutused, maakasutuse muutused, teatavad poliitikasuundumused ning elupaiga(tüübi) taastumisvõime. Enamikul juhtudel toimivad positiivsed mõjurid (kaitsekorraldusmeetmed, poliitika-muutused jne) ja negatiivsed mõjurid (ohud) elupaigale üheaegselt (Evans & Arvela 2011).

Et elupaigatüüpi saaks lugeda soodsas looduskaitse seisundis olevaks, peavad direktiivi nõudel tema struktuur ja funktsioonid olema soodsad ning tema 'tüüpiliste liikide' looduskaitse seisund soodne (Artikli 1 punktist e). 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 elupaigatüübile väga erinevad. Funktsioonid on sageli seotud ökosüsteemi teenustega. Mitmesugused elupaigatüübile olulised ökoloogilised protsessid peavad eksisteerima ja toimima, et elupaigatüüpi saaks lugeda soodsas looduskaitse seisundis olevaks (Evans & Arvela 2011).

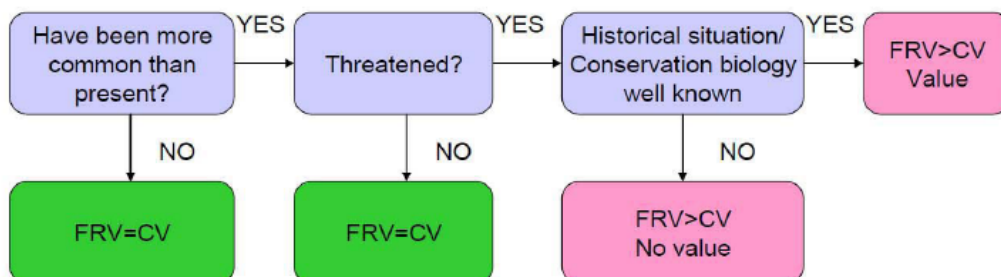
4. SOODSA SEISUNDI KRITEERIUMITE JA VÕRDLUVÄÄRTUSTE MÄÄRAMISE METOODIKA

4.1. Parameetrid

4.1.1. Levila ja pindala

Merepõhja elustiku ja elupaikade kaardistamine on Eestis üsna uus teema. Esimene ja senini suurim kaardistamise projekt algas 2005. aastal EL LIFE-Loodus projekti "Merekaitsealad Läänemere idaosas" raames. 2014. aasta lõpu seisuga oli merepõhja elupaikade kaarte toodetud 12446 km² kohta, mis moodustab ligikaudu 34 % kogu Eesti merealast (majandusvööndi piirini). Nende arvude puhul tuleb silmas pidada, et tegemist on uuringualade polügoonide summaarse pindalaga ja et teadmised merepõhja elustiku kohta pärinevad ainult proovipunktidest, kus on teostatud mõõtmisi. Proovipunktide vahelised kaugused põhjaelustiku ja -elupaikade kaardistamise välitöödel jäävad tavaliselt vahemikku 300 m kuni mitu kilomeetrit. Enamikul suure pindalaga kaardistustöödel on proovipunktide vahe mitu kilomeetrit ning et kaardikihiga katta kogu uuringuala, on kasutatud interpoleerimist. Interpoleerimine ei võimalda aga tuvastada elupaikade tegelikke piire. Käesolevas töös on karide ja liivamadalate elupaigatüübi levila ja pindala hindamiseks seetõttu kasutatud reaalseid punkt-mõõtmisi, mitte interpoleerimise teel saadud pindasid.

Käesolevas töös käsitletud elupaigatüüpide puhul ei ole levila ja pindala soodsa võrdlusväärtuse leidmiseks kasutada ajaloolisi levikuandmeid ning ei ole ka andmeid ega teaduslikult põhjendatud alust minimaalse jätkusuutliku levila ja pindala arvvaatuse määramiseks. Sellisel juhul on lubatud kasutada loodusdirektiivi jõustumise aegseid pindalasid või kasutada hetkel olemasolevaid pindalasid. Kui ei ole alust arvata, et elupaigatüüp on minevikus olnud laiemalt levinud või et tegemist on ohustatud elupaigatüübiga, siis võib soodsaks võrdlusväärtuseks seada praeguse väärtuse (joonis 4.1.1.1; Evans & Arvela 2011). Seetõttu ongi käesolevas töös levila ja pindala soodsad võrdlusväärtused seatud 2014. a. lõpu seisuga andmete põhjal.



Joonis 4.1.1.1. Otsustuskeem soodsa võrdlusväärtuse (FRV) seadmiseks kas võrdseks või suuremaks praegusest väärtusest (CV) (Evans & Arvela 2011).

Vastavalt loodusdirektiivi artikkel 17 lähtuvale raporteerimise juhendile esitatakse levila ja pindala 10×10 km ruudustikus. Väiksematel liikmesriikidel on lubatud andmed esitada ka 5×5 km või 1×1 km ruudustikus (Evans & Arvela 2011). Käesolevas töös on levila ja pindala esitatud nii 10×10 km kui ka 1×1 km ruudustikus. Võrgustike failid saadi Euroopa Keskonnaagentuuri (EEA) kodulehelt (<http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/eea->

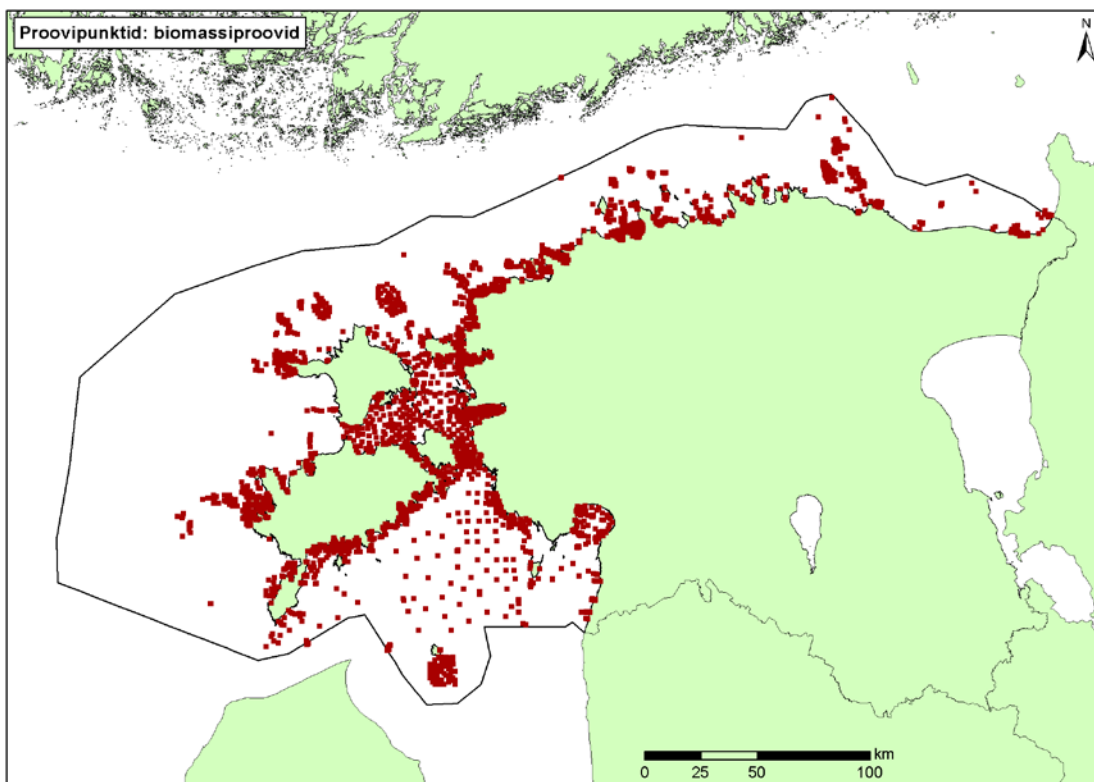
reference-grids). Geomorfoloogiliste üksustena käsitlevate elupaigatüüpide puhul, milleks on laiad madalad abajad ja lahed ning jõgede lehtersuudmed, anti lisaks ruudustikupõhistele pindaladele ka merealade tegelik pindala. Väikeste merelahtede korral, mida Eesti tingimustes on kõik laiade ja madalate abajate ja lahtede ning jõgede lehtersuudmete elupaigatüübi esinemiskohad, annab 10×10 km ruudustiku põhine pindala hindamine tegelikust kordades suurema pindala. Ka karide ja liivamadalate puhul on samal põhjusel otstarbekam kasutada 1×1 km ruudustikku mitte 10×10 km ruudustikku. Siseriiklikult on erineva resolutsiooniga pindalade arvestus lubatud ka artikkel 17 juhendi järgi (Evans & Arvela 2011). Mõõnaga paljanduvate mudaste ja liivaste laugmadalike (1140) elupaigatüüpi ei ole Eestis seni reaalsel välitöödel kaardistatud vaid selle levikut ainult kaudselt hinnatud geoinfosüsteemis sügavuse, modelleeritud põhjasete ja lainetusele avatuse alusel (TÜ Eesti Mereinstituut 2014). Käesoleva NEMA projekti käigus külastati potentsiaalseid laugmadalike elupaigatüübi esinemiskohtasid seoses elupaiga struktuuri ja funktsioonide hindamise kriteeriumite väljatöötamisega. Lisaks sellele kaardistati laugmadalike levikut NEMA projekti kaardistustööde käigus GIS ülekatteanalüüsi ja Maa-ameti aerofotode visuaalse hindamise teel. Nendel viisidel saadud laugmadalike levikuandmeid kasutati elupaigatüübi võrdlusväärtuste seadmisel.

Vastavalt artikkel 17 juhendile (Evans & Arvela 2011) ei ole lubatud EEA ruutvõrgustiku ruute pindalade hindamisel poolitada. Samas tuleb levila hindamisest välja jätta ruudud, kus elupaiga esinemine on täielikult välistatud ning ruudud, mis asuvad täielikult teiste riikide territooriumil. Kuna mereliste elupaigatüüpide esinemine on välistatud maismaal, siis lõigati kõikide mereliste elupaigatüüpide levila ulatust täielikult maismaale jäävate ruutudega ja Liivi lahes ka täielikult Läti territooriumile jäävate ruutudega. Seega oli levila määratlemise protseduur järgmine:

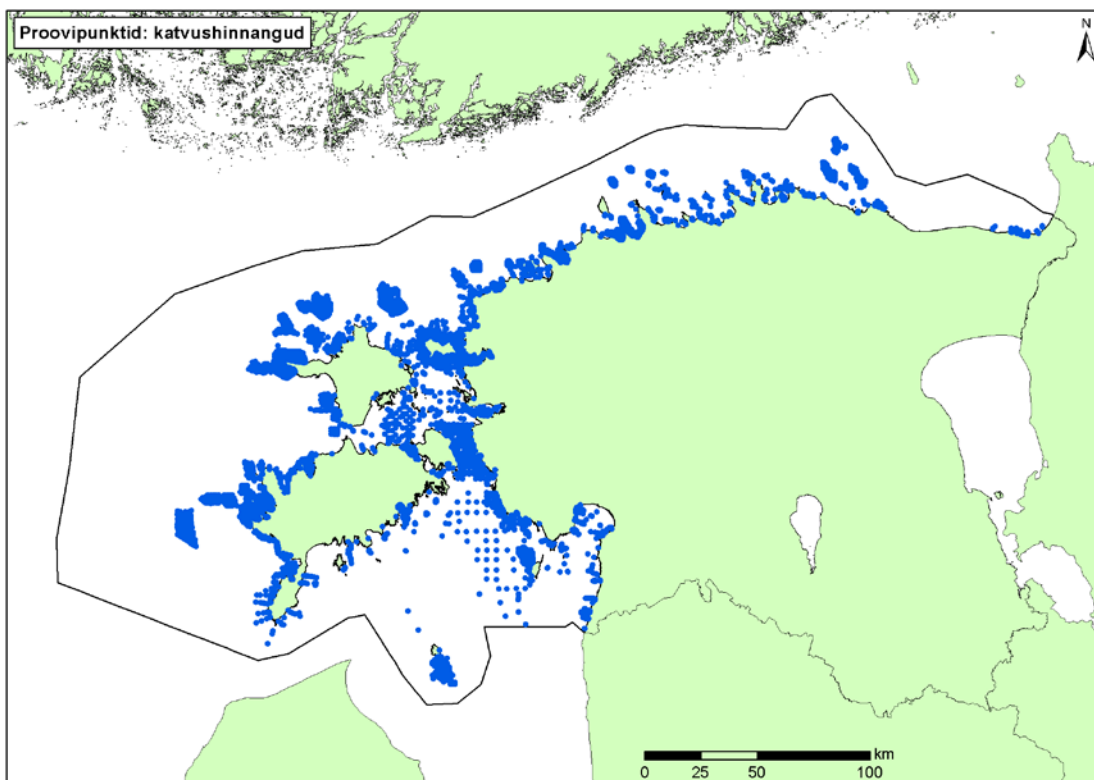
- 1) elupaigatüübi esinemiste ruutude äärmuspunktid ühendati sirgjoontega (nn ümbrispõlügenoon, inglise keeles *convex hull*);
- 2) ümbrispõlügenoonist lõigati välja ala, mis jäi täielikult maismaale või Läti territooriumile jäävate ruutude alla.

Karide ja liivamadalate leviku hindamisel kasutati TÜ Eesti Mereinstituudi põhjaelustiku andmebaasist pärinevaid biomassi (joonis 4.1.1.2) ja katvuse (joonis 4.1.1.3) andmeid alates 1995. aastast. Selline ajaline piirang valiti kahel põhjusel: 1) sellest aastast alates on toimunud sama meetodikaga proovide kogumine riiklikus rannikumere seires, 2) varasem info on ajaliselt ja ruumiliselt väga hõre ning põhjaelustiku struktuur võib liigselt eristuda tänapäevastest tingimustest. Sama andmemassiivi kasutati ka elupaigatüüpide kvaliteedi kriteeriumite väljatöötamisel.

Laiade madalate abajate ja lahtede ning jõgede lehtersuudmete andmekihid saadi Eesti Keskkonnaministeeriumi looduskaitseosakonnast (10.03.2016). Rannajoone kihina kasutati analüüsides sama kihti, millel baseerusid 10.03.2016 Keskkonnaministeeriumilt saadud andmekihid.



Joonis 4.1.1.2. Käesolevas töös kasutatud biomassi proovipunktide paiknemine. Andmed 1995-2014.



Joonis 4.1.1.3. Käesolevas töös kasutatud katvuse proovipunktide paiknemine. Andmed 1995-2014.

4.1.2. Struktuur ja funktsioonid

Elupaigatüüpide parameetri struktuur ja funktsioonid (edaspidi „kvaliteet“) kriteeriumite ja soodsa seisundi võrdlusväärtuste leidmiseks koondati esmalt teadmised erinevatest indeksitest ja muudest mõõdikutest (edaspidi „kriteeriumid“), mis võiksid olla sobilikud elupaiga kvaliteedi hindamiseks. Kõikide numbriliste kriteeriumite kohta arvutati iga elupaigatüübi ja vööndi kohta varieeruvust iseloomustavad näitajad: miinimum, maksimum, keskmine, 5-, 25-, 33-, 50-, 66-, 75-, 95-protsentil. Algandmed saadi TÜ Eesti Mereinstituudi põhjaelustiku andmebaasist. Lõplikusse kriteeriumite nimekirja valiti kriteeriumid, mis osutusid sobilikuks nii oma ökoloogilise sobivuse, jaotuse omaduste kui ka praktilise kasutatavuse seisukohalt. Võrdluseväärtuste sobivust hinnati võrreldes tänapäevaseid ja ajaloolisi andmeid (1950-60ndad), paremas ja halvemas seisundis merealasil, tuginedes kirjanduse allikatele või põhinedes ekspertteadmistele. Alljärgnevalt on toodud kriteeriumite kirjeldused eraldi põhjataimestiku ja –loomastiku kohta.

4.1.2.1. Põhjataimestiku kriteeriumid

Põhjataimestiku biomassandmetel põhinevad kriteeriumid

Taimestiku Shannoni indeks. Indeks põhineb liikide arvul ning ohtrusel ning arvutatakse valemi (1) põhjal. Väljendab koosluse mitmekesisust skaalal 0-10. Shannoni indeks on seda kõrgem, mida suurem on proovis olevate liikide hulk, kuid väheneb kui mingi liik domineerib oluliselt teiste liikide üle (Shannon 1948).

Shannoni indeksi arvutamises valem:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad (1)$$

kus S on liikide arv, i on isendite arv i-ndast liigist ja p_i on liigi ohtrus võrrelduna teiste liikidega.

Taimeliikide arv. Liigiline mitmekesisus on eelduseks funktsionaalsele mitmekesisusele, sest erinevate liikide omaduste mitmekesisus tervikuna, mis omakorda on oluline ökosüsteemi protsesside toimimiseks. Liikide arvu saab seega käsitleda kaudse funktsionaalse ja struktuurse mitmekesisuse mõõdupuuna. Väga tugeva inimõju tingimustes suudavad vastu pidada vähesed liigid ja seega võib liikide arvu suur langus olla märk negatiivsest inimõjust. Seega võib liikide arv olla potentsiaalselt kasulik kriteerium elupaikade hea kvaliteedi määramisel.

Mitteoportunistlike liikide osakaal üldbiomassist. Veekeskkonna toitainete sisalduse suurenemine avaldab enam mõju oportunistlikele liikidele. Mõju niitjatele rohevetikatele on oluliselt suurem mõjust niitjatele punavetikatele. Toitainete hulga suurenedes ei pruugi suureneda nende ohtrus vaid osatähtsus koosluses (Karez 2004, Kuuppo et al 2006). Eesti põhjataimestiku seire andmete põhjal oli oportunistlike liikide osakaal suurem piirkondades, kus toitainete ning klorofüll *a* sisaldus vees oli suurem (Torn et al 2014). Seetõttu testiti ühe mõõdikuna oportunistlike liikide osakaalu koosluses. Oportunistlikeks liikideks loeti kõik niitjad rohevetikad ning niitjad pruunvetikad *Pilayella littoralis* ning *Ectocarpus siliculosus* (tabel 4.1.2.1.1). Hindamissüsteemi ühtlustamiseks (suurem väärtus näitab soodsamat seisundit) kasutati kriteeriumina mitteoportunistlike liikide osakaalu.

Mitmeaastaste liikide osakaal üldbiomassist. Eesti põhjataimestiku seire andmete põhjal on mitmeaastaste liikide osakaal suurem piirkondades, kus vee läbipaistvus on suurem ning toitainete sisaldus vees väiksem (Torn & Martin 2012, Torn et al 2014). Mitmeaastaste liikide

osakaal on parameeter, mida kasutatakse ka Eesti rannikumere veekvaliteedi ökoloogilise seisundi hindamisel vastavalt EL Veepoliitika Raamdirektiivi nõuetele (Torn & Martin 2011). Liikidejaotus vastavalt elueale on esitatud tabelis 4.1.2.1.1.

Võtmeliikide osakaal üldbiomassist. Võtmeliigid väärtuslikud liigid, mis kujundavad elupaiga ning mängivad olulist rolli koosluse säilitamisel. Läänemere võtmeliikideks on põisadru (*F. vesiculosus*), pikk merihein (*Z. marina*), agarik (*F. lumbricalis*) ning mändvetikad (*Chara* spp.) (HELCOM 2009). Nimetatud võtmeliike peetakse tundlikuks eutrofikatsiooni mõjudele (Walleterinus 1979) ning mitmetes Läänemere piirkondades on registreeritud nende sügavusleviku, ohtruse või leviala vähenemine (Schubert & Blindow 2003, Rohde et al 2008, Carstensen et al 2013). Mõõdiku väärtus on võtmeliikide summaarse biomassi osakaal proovipunkti üldbiomassist.

Mändvetikate (*Chara* spp, *Tolypella nidifica*) osakaal. Mändvetikate esinemist ning ohtrust peetakse heaks näitajaks, mis iseloomustab merevee või järve ökoloogilist seisundit (Appelgren & Mattila 2005, Selig et al 2007, Steinhardt et al 2009). Mändvetikate katvuse osakaal üldkatvusest on üheks komponendiks Eesti rannikumere veekvaliteedi ökoloogilise seisundi hindamisel (Torn et al 2014).

Põhjataimestiku katvusandmetel põhinevad kriteeriumid

Üldkatvus. Üldkatvus on kinnitunud põhjataimestiku katvus proovipunktis. Igas proovipunktis hinnatakse üldkatvus 2-3 m raadiusega alal 5% täpsusega. Koosluse andmed (sh. üldkatvus) kogutakse kas sukelduja poolt või salvestatakse veealuse kaameraga. Viimasel juhul määratakse koosluse üldkatvus ja liikide katvused salvestiselt hiljem laboris.

Põisadru (*F. vesiculosus*) katvus. Mitmes Läänemere piirkonnas on täheldatud põisadru ohtruse ja leviala vähenemist (Rohde et al 2008). Eesti põhjataimestiku seire andmete põhjal põisadru osakaal koosluses korreleerus vee läbipaistvusega. Põisadru sügavuslevik ja osakaal on üheks komponendiks Eesti rannikumere veekvaliteedi ökoloogilise seisundi hindamisel (Torn & Martin 2011, Torn et al 2014).

Punavetikate osakaal taimestiku summaarsest katvusest. Punavetikate võõnd esineb sügavamatel kivistel põhjadel. Eesti rannikumere sagedamini ja ohtramalt esinevateks punavetikaliikideks on niitjad punavetikad *C. tenuicorne* ja *P. fucoides* ning agarik *F. lumbricalis*. Karide punavetikavõõndis on punavetikad väga olulised elupaika loovad taimed ja seetõttu näitab nende osakaal elupaiga kvaliteeti.

Mitmeaastaste liikide osakaal taimestiku summaarsest katvusest. Eesti põhjataimestiku seire andmete põhjal on mitmeaastaste liikide osakaal suurem piirkondades, kus vee läbipaistvus on suurem ning toitainete sisaldus vees väiksem (Torn & Martin 2012, Torn et al 2014). Liikidejaotus vastavalt elueale on esitatud tabelis 4.1.2.1.1.

Mitteoportunistide osakaal taimestiku summaarsest katvusest. Oportunistlikeks liikideks loeti kõik niitjad rohevetikad ning niitjad pruunvetikad *Pilayella littoralis* ning *Ectocarpus siliculosus* (tabel 4.1.2.1.1). Hindamissüsteemi ühtlustamiseks (suurem väärtus näitab soodsamat seisundit) kasutati kriteeriumina mitteoportunistlike liikide osakaalu.

Pehmele põhjale iseloomulike liikide tundlikkus. Perhmepõhjaliste merealade põhjataimestiku koosluste degradatsiooni hindamiseks on välja töötatud kõrgemate taimede ja mändvetika liigilisel kooseisul ja tundlikkusel põhinev hindamisskeem. Sellele vastavalt loetakse tundlikemateks liikideks mändvetikad, merihein, meri-näkirohi ja heinmuda ning kõige tolerantsemateks liikideks kamm-penikeel ja tähkjas vesikuusk. Kõrgemate taimede ja mändvetikate puudumine või ainult kamm-penikeele ja tähkja vesikuuse esinemine viitab degradeerunud kooslusele (Steinhardt et al 2009).

Tabel 4.1.2.1.1. Liikide klassifikatsioon eluea (Ü - üheaastased, M - mitmeaastased) ja tundlikkuse (O - oponentid, MO - mitteoponentid) järgi (Torn & Martin 2011, Torn et al 2014)

Liik	Eluiga	Tundlikkus
<i>Aglaothamnion roseum</i>	Ü	MO
<i>Battersia arctica</i>	M	MO
<i>Ceramium tenuicorne</i>	Ü	MO
<i>Ceramium virgatum</i>	M	MO
<i>Ceratophyllum demersum</i>	M	MO
<i>Chaetomorpha linum</i>	Ü	MO
<i>Chara</i> spp.	Ü	MO
<i>Chorda filum</i>	Ü	MO
<i>Chroodactylon ornatum</i>	Ü	MO
<i>Cladophora glomerata</i>	Ü	O
<i>Cladophora rupestris</i>	M	O
<i>Coccotylus truncatus</i>	M	MO
<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>	Ü	MO
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	Ü	O
<i>Elachista fucicola</i>	Ü	MO
<i>Elodea canadensis</i>	Ü	MO
<i>Eudesme virescens</i>	Ü	MO
<i>Fontinalis</i>	Ü	MO
<i>Fucus radicans</i>	M	MO
<i>Fucus vesiculosus</i>	M	MO
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	M	MO
<i>Halosiphon tomentosus</i>	Ü	MO
<i>Hildenbrandia rubra</i>	M	MO
<i>Leathesia difformis</i>	Ü	MO
<i>Lemna trisulca</i>	M	MO
<i>Monostroma balticum</i>	Ü	MO
<i>Myriophyllum spicatum</i>	Ü	MO
<i>Najas marina</i>	Ü	MO
<i>Percursaria percursea</i>	M	MO
<i>Pilayella littoralis</i>	Ü	O
<i>Polyides rotundus</i>	M	MO
<i>Polysiphonia fibrillosa</i>	Ü	MO
<i>Polysiphonia fucooides</i>	M	MO
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	Ü	MO
<i>Ranunculus baudotii</i>	Ü	MO
<i>Ranunculus circinatus</i>	Ü	MO
<i>Rhizoclonium riparium</i>	Ü	O
<i>Rhodochorton purpureum</i>	M	MO
<i>Rhodomela confervoides</i>	M	MO
<i>Ruppia cirrhosa</i>	Ü	MO
<i>Ruppia maritima</i>	Ü	MO
<i>Schoenoplectus tabernaemontanii</i>	Ü	MO
<i>Stictyosiphon tortilis</i>	Ü	MO
<i>Stuckenia pectinata</i>	Ü	MO
<i>Zannichellia palustris</i>	Ü	MO
<i>Zostera marina</i>	M	MO
<i>Tolypella nidifica</i>	Ü	MO
<i>Ulva intestinalis</i>	Ü	O
<i>Ulva prolifera</i>	Ü	O
<i>Urospora penicilliformis</i>	Ü	O

Kassari lahtise punavetikakoosluse kriteeriumid

Kassari lahe lahtine punavetikakooslus on unikaalne kooslus, mida käsitletakse mereveega üleujutatud liivamadalate elupaigatüübi osana. Kuna tegemist on väga erilise kooslusega, siis käsitletakse selle koosluse kriteeriumeid eraldi. Kõik andmed on saadud Kassari lahe fikseeritud proovipunktivõrgustikust (TÜ Eesti Mereinstituut 2013, Paalme et al 2011) ning edaspidine elupaiga kvaliteedi seire peab samuti kasutama seda võrgustikku.

Koosluse summaarne biomass sisaldab endas nii võtmeliikide – kinnitumata punavetikate agariku (*Furcellaria lumbricalis*) ja *Coccotylus truncatus* – kui kõige kaasnevate taimede ja loomade summaarset märgkaalu ruutmeetri kohta. See näitaja peegeldab koosluse ohtrust ning üldjoontes võib kõrgemat biomassi lugeda soodsamaks.

Lahtise agariku ja *C. truncatus* keskmine summaarne biomass näitab kahe võtmeliigi biomassi märgkaalus. Võrreldes koosluse summaarse biomassiga ei lähe siin arvesse muud taimed ja loomad. Võib pidada paremaks kriteeriumiks kui eelmine, sest on suunatud just kooslust moodustavate liikide hulga hindamiseks. Summaarne biomass on korrigeeritud üldkatvuse väärtustega, et saada adekvaatsem üldhinnang; näiteks 900 g m^{-2} ja üldkatvuse 50% juures on korrigeeritud väärtuseks $900 \times 0,5 = 450 \text{ g m}^{-2}$.

Koosluse üldkatvus näitab protsentuaalselt kui suur osa merepõhjust on kaetud kooslusega. Kõrgem väärtus näitab paremat seisundit.

Lahtise agariku osakaal ja lahtise *C. truncatus* osakaal näitavad protsentuaalselt kui suure osa biomassist moodustavad vastavad liigid. Kuna tegemist on seda elupaika loovate liikidega, siis on nende hulga kvantitatiivsed näitajad seostatavad elupaiga kvaliteediga.

Lahtise agariku biomass ja lahtise *C. truncatus* biomass. Kuna tegemist on seda elupaika loovate liikidega, siis on nende hulga kvantitatiivsed näitajad seostatavad elupaiga kvaliteediga.

4.1.2.2. Põhjaloostiku kriteeriumid

Funktsionaalrühmade arvu (NFT, *number of functional traits*) kontseptsioon põhineb bioloogiliste tunnuste analüüsil (BTA, *biological trait analysis*). See analüüs kasutab liikide morfoloogilisi- ja käitumistunnuseid selleks, et määrata organismide ökoloogilist talitlust. Bentilised liigid täidavad erinevaid rolle, mis on olulised ökosüsteemi protsesside toimimiseks ja läbi selle ka inimesele vajalike ökosüsteemi teenuste tagamiseks. Need rollid on määratud liikide bioloogiliste tunnuste poolt. NFT meetod loendab põhjaloomastiku liikide poolt esindatud erinevate funktsioonide arvu proovis, koosluses või muus hindamisühikus (käesolevas töös proovipunktis). Funktsioonide kõrgem arv peegeldab kõrgemat funktsionaalset mitmekesisust ja läbi selle kõrgemat elupaiga kvaliteeti. Kõrgema funktsionaalse mitmekesisusega kooslused on võimelised tagama rohkem ökosüsteemiteenuseid võrreldes nendega, mis sisaldavad vähem funktsionaalseid rühmasid. Funktsioonidena on käsitletud bentiliste selgrootute liikuvust (sessiilsed-väheliikuvad ja mobiilsed) ning toitumistüüpi (filtreerijad, herbivoorid, kiskjad ja detriivoorid) (Bonsdorff & Pearson 1999). Funktsionaalne mitmekesisus väheneb kasvava eutrofikatsiooni tasemega (Kotta et al 2013). Elupaikade kvaliteedikriteeriumite loomisel katsetati kahte erineva detailsusega NFT-d:

- NFT1 – kõik liikuvuse ja toitumistüübi omavahelised kombinatsioonid (lisa 1)
- NFT2 – ainult toitumistüübid (lisa 1)

Tundlike liikide arv ja osakaal. Põhjaloostiku koosluste struktuur reageerib erinevatele stressoritele kuna kooslustes leidub liike, mis on väga erineva füsioloogilise taluvusvõimega, toitumisviisiga ja troofiliste suhetega. Kasutades seda informatsiooni, on põhjaloomastiku

liigid jagatud tundlikkuse järgi kolme klassi. Indeksi arvutamisel võetakse arvesse asjaolu, et toitainete sisalduse kasvades suureneb põhjaloomastiku biomass teatud tasemeni, mille ületamisel järgneb kiire langus (Pearson & Rosenberg 1978). Klassi 3 („kõrge tundlikkus“) kuuluvad liigid on eutrofeerumise suhtes kõige tundlikumad ja asustavad eelkõige kõige puhtamaid piirkondi. Klassi 2 („keskmine tundlikkus“) liikide biomass kasvab tunduvalt mõõduka eutrofeerumise tingimustes. Klassi 1 („madal tundlikkus“) kuuluvad liigid taluvad kõige kõrgemat eutrofeerumise taset ja neid võib leida kõige rohkem reostunud merepiirkondadest (Kotta et al 2012). Tabelis 4.1.2.2.1 on esitatud Eesti mereala põhjaloomastiku liikide kuuluvus tundlikkuse klassidesse.

Kui ei ole märgitud teisiti, siis käesolevas töös on tundlike liikide arvu ja/või osakaalu puhul kasutatud ainult klassi 3 („kõrge tundlikkus“) kuuluvaid taksoneid. Tundlike liikide arvu puhul on loendatud proovipunktis esinevate klassi 3 kuuluvate taksonite arv. Tundlike liikide osakaalu puhul on klassi 3 kuuluvate taksonite summaarne biomass jagatud kogu loomastiku summaarse biomassiga.

Loomaliikide arv. Liigiline mitmekesisus on eelduseks funktsionaalsele mitmekesisusele, sest erinevate liikide omaduste mitmekesisus tervikuna, mis omakorda on oluline ökosüsteemi protsesside toimimiseks. Liikide arvu saab seega käsitleda kaudse funktsionaalse ja struktuurse mitmekesisuse mõõdupuuna. Väga tugeva inimõju tingimustes suudavad vastu pidada vähesed liigid ja seega võib liikide arvu suur langus olla märk negatiivsest inimõjust. Seega võib liikide arv olla potentsiaalselt kasulik kriteerium elupaikade hea kvaliteedi määramisel.

Loomastiku Shannoni indeks. Olemuselt sama, mis taimestiku peatükis (vt. peatükk 4.1.2.1) kirjeldatud, aga arvutatud põhjaloomastiku biomassandmete põhjal.

Tüüpiliste taksonoomiliste või funktsionaalsete rühmade olemasolu. Igal elupaigatüübil võib olla iseloomulike liikide või kõrgemate taksonoomiliste üksuste või funktsionaalsete üksuste nn. kohustuslik nimekiri, millesse kuuluvad taksonid või funktsioonid on hea kvaliteediga elupaiga lahutamatuks osaks. Sellisteks liikideks on alati elupaika loovad liigid, mille kadumisel kaoks toit või elupaik mitmetele teistele organismidele. Lisaks elupaikasid loovatele liikidele, milleks on eelkõige taimed, võivad tüüpilised liigid olla elupaigas muude oluliste ökoloogiliste funktsioonide täitjateks. Näiteks on hea kvaliteediga taimestikuelupaigas alati esindatud nii mobiilsed herbivoorid (peamiselt vähkide hulka kuuluvad) kui vähese liikuvusega herbivoorid (teod), kellest esimesed tarbivad peamiselt makroskoopilisi taimi ja teised tarbivad substraadi pinnalt mikroskoopilist pealiskasvu. Iga elupaigatüübi ja selle võõndi puhul loodi nimekiri tüüpilistest liikidest või kõrgematest taksonoomilistest või funktsionaalsetest rühmadest, mis peavad hea kvaliteediga elupaigas olema esindatud.

Tabel 4.1.2.2.1. Eesti mere põhjaloomastiku taksonite reostustundlikkus. Klass 1 vastab madalale tundlikkusele, klass 2 on keskmine tundlikkus ja klass 3 on kõrge tundlikkus.

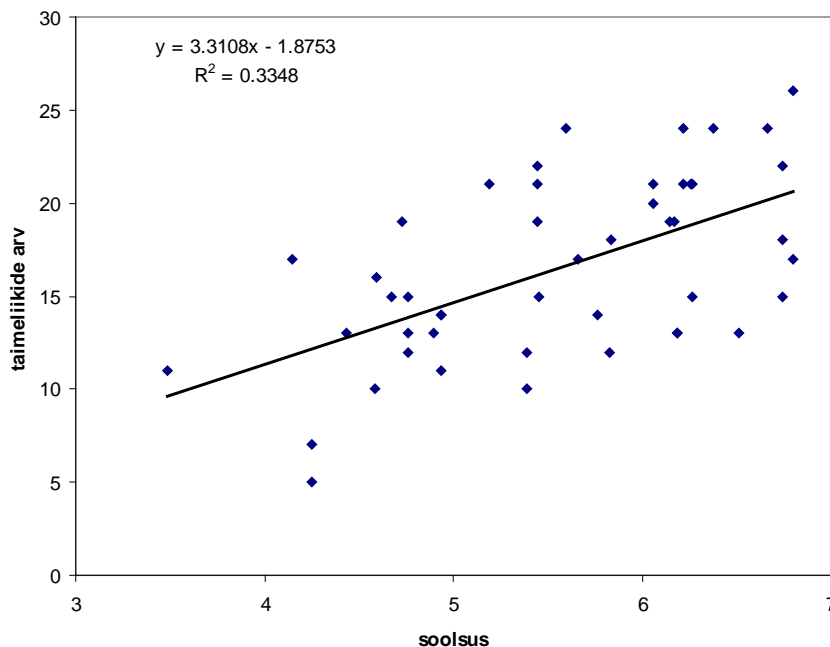
Takson	Klass	Takson	Klass	Takson	Klass
<i>Alderia modesta</i>	3	<i>Gammarus oceanicus</i>	3	<i>Neuroptera</i>	3
<i>Amphibalanus improvisus</i>	2	<i>Gammarus pulex</i>	3	<i>Odonata</i>	3
<i>Ancylus fluviatilis</i>	3	<i>Gammarus salinus</i>	3	<i>Oligochaeta</i>	1
<i>Argulus sp</i>	3	<i>Gammarus zaddachi</i>	3	<i>Orchestia cavimana</i>	3
<i>Asellus aquaticus</i>	2	<i>Gammarus tigrinus</i>	2	<i>Ostracoda</i>	3
<i>Astarte borealis</i>	3	<i>Gonothyræa loveni</i>	3	<i>Palaemon adspersus</i>	2
<i>Bathyporeia pilosa</i>	3	<i>Halicryptus spinulosus</i>	3	<i>Palaemon elegans</i>	2
<i>Bithynia tentaculata</i>	3	<i>Hediste diversicolor</i>	2	<i>Paramysis intermedia</i>	2
<i>Boccardiella ligerica</i>	2	<i>Hemiptera</i>	3	<i>Peringia ulvae</i>	2
<i>Bylgides sarsi</i>	3	<i>Hirudinea</i>	3	<i>Physa fontinalis</i>	3
<i>Calliopius laeviusculus</i>	3	<i>Hydracarina</i>	3	<i>Piscicola geometra</i>	3
<i>Cerastoderma glaucum</i>	2	<i>Hydrobia sp</i>	2	<i>Pisidium sp</i>	3
<i>Ceratopogonidae</i>	2	<i>Idotea balthica</i>	2	<i>Planorbidae</i>	3
<i>Chelicorophium curvispinum</i>	2	<i>Idotea chelipes</i>	3	<i>Plecoptera</i>	3
<i>Chironomidae</i>	1	<i>Idotea granulosa</i>	3	<i>Pontogammarus robustoides</i>	2
<i>Coleoptera</i>	3	<i>Jaera albifrons</i>	3	<i>Pontoporeia femorata</i>	3
<i>Collembola</i>	3	<i>Laomedea flexuosa</i>	2	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	3
<i>Cordylophora caspia</i>	2	<i>Lepidoptera</i>	3	<i>Praunus flexuosus</i>	3
<i>Corixidae</i>	2	<i>Leptocheirus pilosus</i>	2	<i>Praunus inermis</i>	3
<i>Corophium volutator</i>	2	<i>Limapontia capitata</i>	3	<i>Pygospio elegans</i>	2
<i>Crangon crangon</i>	3	<i>Lymnaea sp</i>	2	<i>Radix balthica</i>	2
<i>Cyanophthalma obscura</i>	3	<i>Lymnaea spx</i>	2	<i>Saduria entomon</i>	3
<i>Diastylis rathkei</i>	3	<i>Lymnaea stagnalis</i>	2	<i>Scoloplos armiger</i>	3
<i>Diptera</i>	3	<i>Macoma balthica</i>	2	<i>Sphaerium sp</i>	3
<i>Dreissena polymorpha</i>	2	<i>Manayunkia aestuarina</i>	3	<i>Stagnicola palustris</i>	3
<i>Echinogammarus stoerensis</i>	3	<i>Marenzelleria neglecta</i>	2	<i>Tenellia adspersa</i>	3
<i>Ecrobia ventrosa</i>	2	<i>Melita palmata</i>	3	<i>Terebellides stroemi</i>	3
<i>Einhornia crustulenta</i>	2	<i>Monoporeia affinis</i>	3	<i>Theodoxus fluviatilis</i>	2
<i>Ephemeroptera</i>	3	<i>Mya arenaria</i>	2	<i>Trichoptera</i>	3
<i>Eurydice pulchra</i>	3	<i>Mysis mixta</i>	3	<i>Valvata macrostoma</i>	2
<i>Gammarus duebeni</i>	3	<i>Mysis relicta</i>	3	<i>Valvata piscinalis</i>	3
<i>Gammarus lacustris</i>	3	<i>Mytilus trossulus</i>	2	<i>Viviparus viviparus</i>	2
<i>Gammarus locusta</i>	3	<i>Neomysis integer</i>	2		

4.2. Elupaigatüüpide tsoneerimine

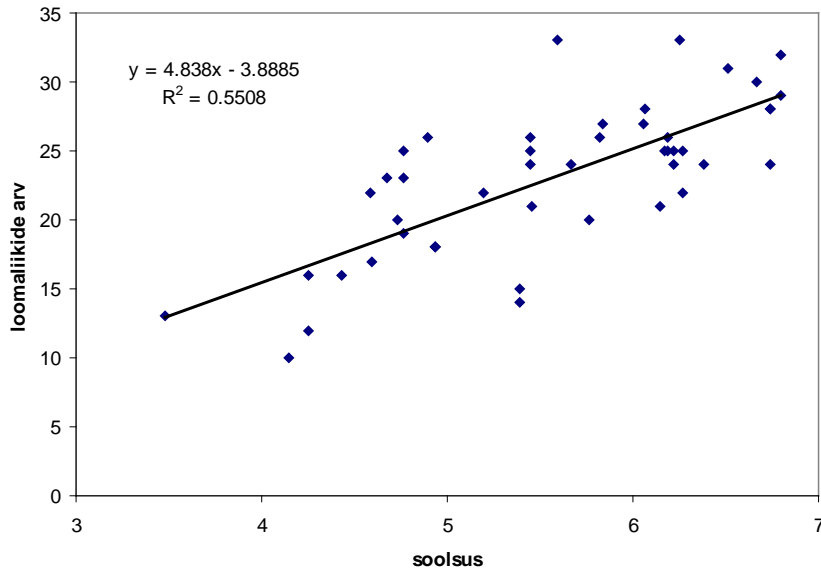
4.2.1. Abiootilised keskkonnamuutujad

Loodusdirektiivi elupaigatüübid on defineeritud üsna laiapiirilisel ning mitmete elupaigatüüpide, eriti karide ja liivamadalate, puhul esineb koosluste varieerumine erinevatel keskkonnagradienditel. Sellise varieeruvuse tõttu on võimatu luua toimivaid universaalseid elupaikade kvaliteedi kriteeriumeid ja seada soodsaid võrdlusväärtuseid, mis sobiksid kasutamiseks üle kõigi keskkonnagradiendide. Näiteks põhjataimestiku levik ja struktuur on väga tugevalt seotud **sügavusega** ning seetõttu on võimatu rakendada identseid kriteeriume ja võrdlusväärtusi taimestiku parameetritele, mis toimiksid nii 1 kui ka 20 m sügavuses. Elupaigatüüpide karid ja liivamadalaad puhul on sügavuse numbrilise väärtuse alusel tsoneerimise asemel kasutatud vastavate elupaigatüüpide ökoloogilisi vööndeid, mida defineeritakse teatud tunnusliikide või rühmade sügavuslevikute alusel.

Lisaks sügavusele on olulisteks põhjaelustiku struktuuri mõjutavateks keskkonnamuutujateks soolsus ja avatus lainetusele. **Soolsus** on Läänemere elustiku bioloogilise mitmekesisuse suureskaalalist ruumilist varieeruvust kõige enam mõjutav keskkonnagradiend (Zettler et al 2014). Ka Eesti mereala piires on soolsuse erinevused piisavalt suured, et põhjustada erinevusi põhjaelustiku koosluste struktuuris. Soolsuse mõju uurimiseks põhjaelustiku struktuurile kasutati Eesti rannikumere seire põhjataimestiku transektidelt kogutud andmeid. See andmestik on analüüsiks väga sobiv kuna on meetoodiliselt ühtne, sisaldab nii põhjataimestiku kui loomastiku andmeid ja katab hästi soolsusgradiendi. Andmed keskmistati transekti kaupa ja liikide arvu hinnati transekti keskmiste andmete põhjal. Analüüside tulemustest selgus, et nii põhjataimestiku (joonis 4.2.1.1) kui põhjaloomade (joonis 4.2.1.2) liigiline mitmekesisus transektil on soolsusega tugevas positiivses korrelatsioonis.

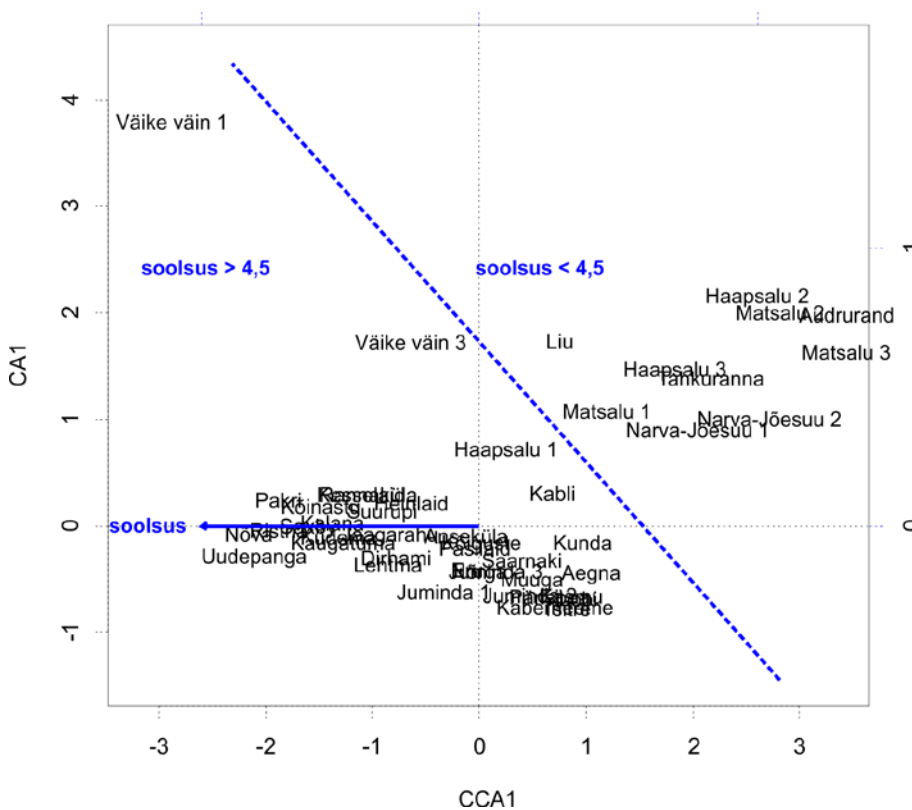


Joonis 4.2.1.1. Põhjataimestiku transekti taimeliikide arvu ja soolsuse vaheline seos. Ühele punktile vastab üks transekt.

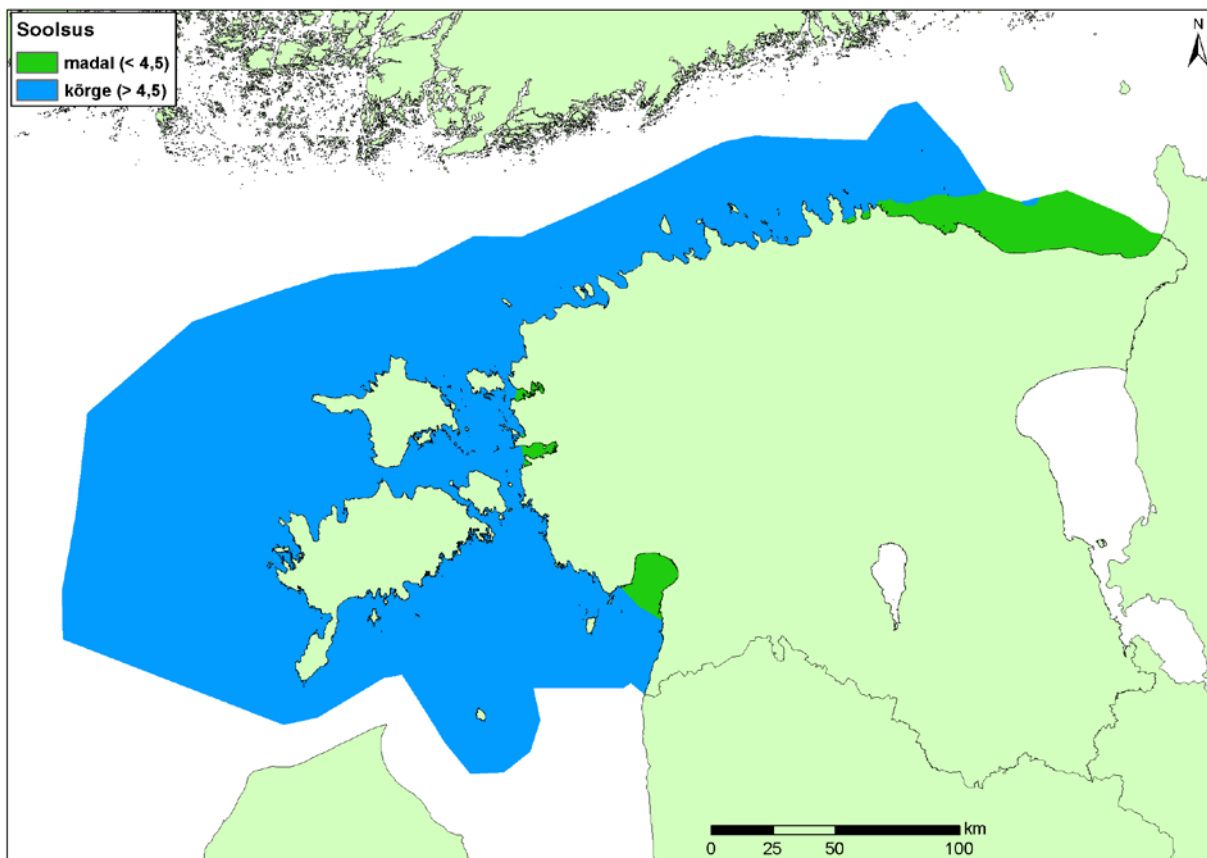


Joonis 4.2.1.2. Põhjataimestiku transekti loomaliikide arvu ja soolsuse vaheline seos. Ühele punktile vastab üks transekt.

Lisaks lineaarsele regressioonile soolsuse ja põhjaelustiku liigilise mitmekesisuse vahel uuriti soolsuse mõju ka koosluste struktuurile kasutades kanoonilist vastavusanalüüsi (CCA, *canonical correspondence analysis*), mis võimaldab koosluste struktuuri ordineerimist arvestades keskkonnamuutujate gradiente. CCA graafikul eristusid selgesti madala soolsusega piirkonnad ning madala ja kõrge soolsusega piirkondade eristamisel valiti piiriks 4,5 PSU (joonis 4.2.1.3). Sellele piirile vastav Eesti mereala jaotus on esitatud joonisel 4.2.1.4.

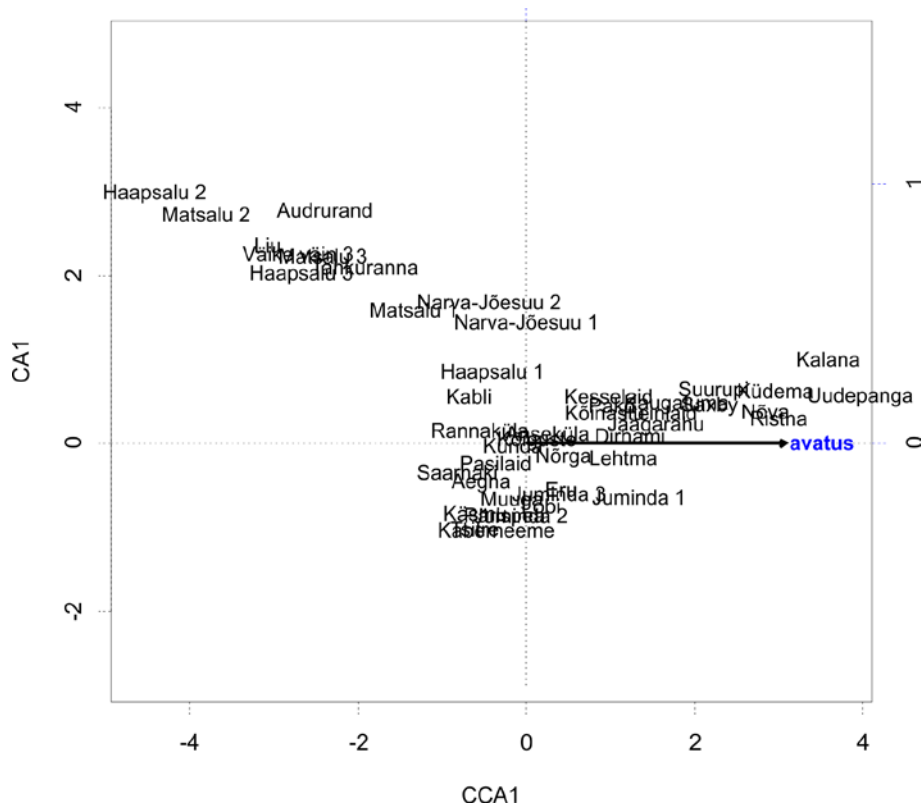


Joonis 4.2.1.3. Põhjataimestiku transektidelt kogutud proovide biomassistruktuuri ja soolsuse kanooniline korrespondentsanalüüs.

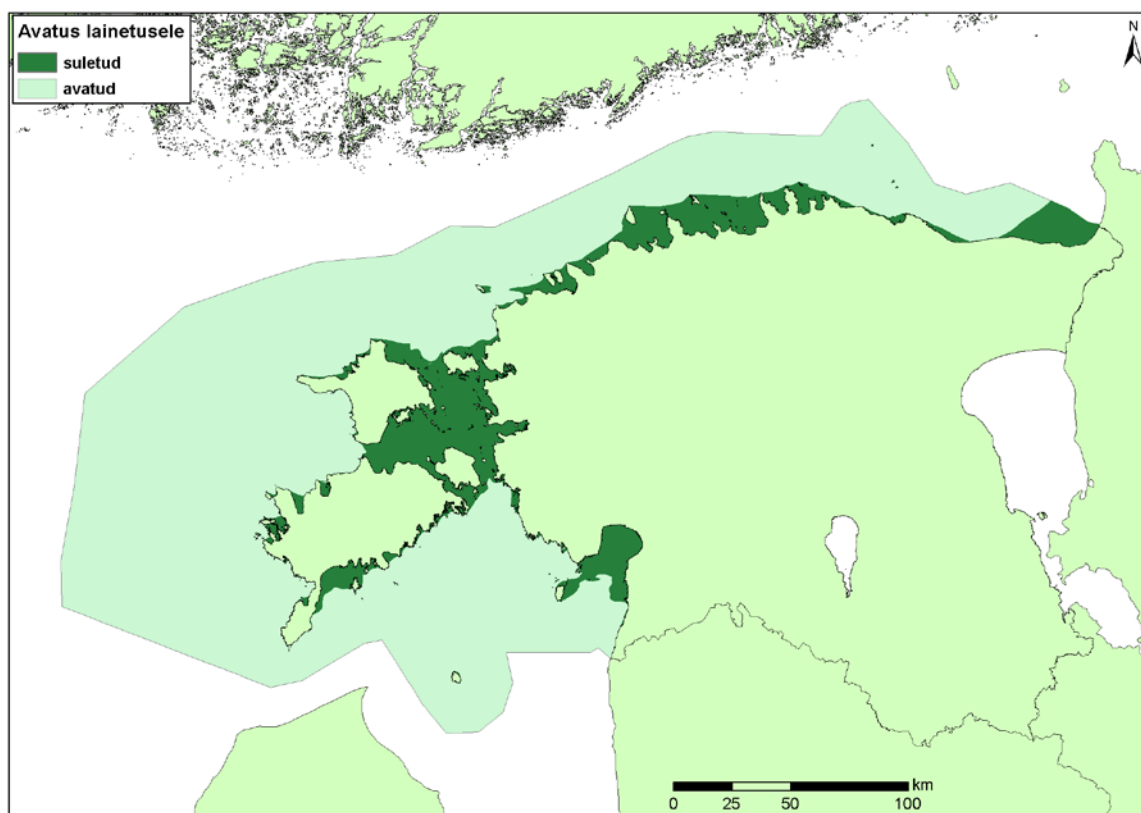


Joonis 4.2.1.4. Eesti mereala jaotus madala ja kõrge soolsusega aladeks.

Erinevalt soolsusest, ei olnud **lainetusele avatuse mõju** põhjaelustiku struktuurile nii selgepiirilisel eristatav, kuid mõju esinemine ja suund oli siiski tuvastatav (joonis 4.2.1.5). Lainetusele avatuse andmed pärinesid lihtsustatud lainetusemudeli (SWM, *simplified wave model*) meetodil Eesti mereala jaoks arvutatud mudeli tulemustest (Nikolopoulos & Isæus 2008). Lähtuvalt sellest tulemusest, ekspertteadmistest ja praktilisest seire vajadusest eristada väga avatud rannikualad ja avameri saarte ja poolsaartega varjatud merealadest seati piiriks $210\,000\text{ m}^2\text{ s}^{-1}$. Seatud piirile vastav Eesti mereala jaotus avatud ja suletud piirkondadeks on esitatud joonisel 4.2.1.6. Tuleb märkida, et nimetused „avatud“ ja „suletud“ on tinglikud ja võetud käesolevas töös kasutusse, et lihtsustada erinevate vööndite nimetusi.



Joonis 4.2.1.5. Põhjataimestiku transektidelt kogutud proovide biomassstruktuuri ja lainetusele avatuse kanooniline korrespondentsanalüüs.



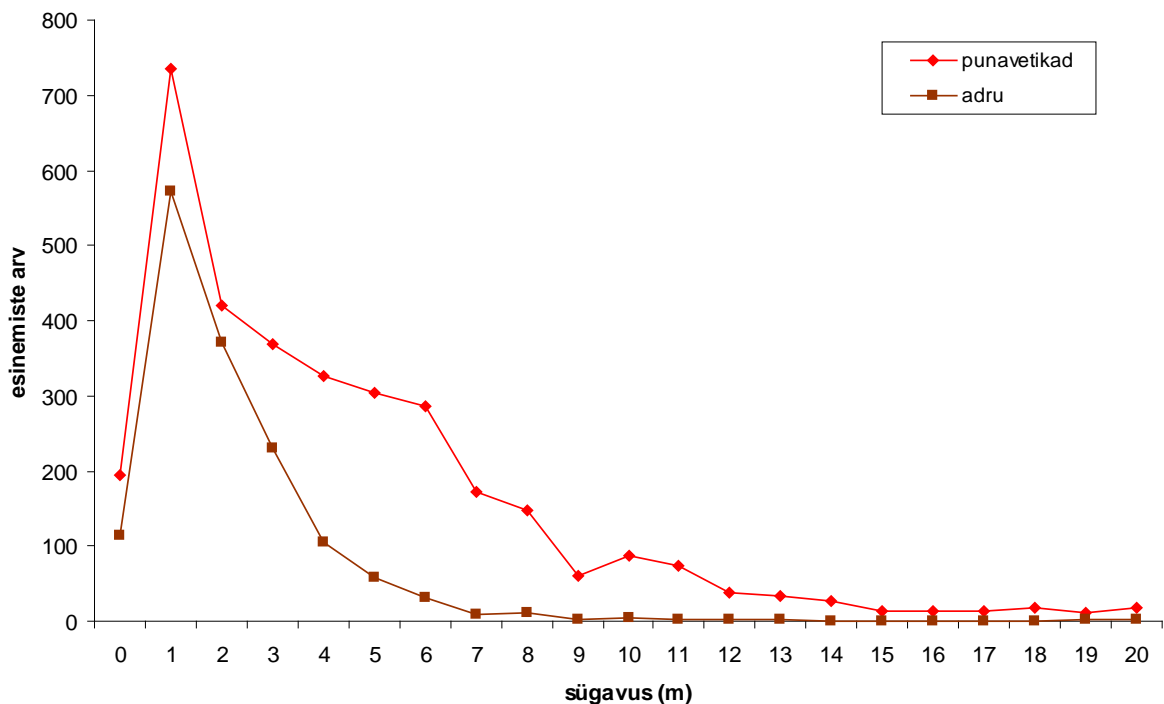
Joonis 4.2.1.6. Eesti mereala jaotus lainetusele avatud ja suletud aladeks.

4.2.2. Karide elupaigatüübi vööndid

Karide elupaigatüüp võib esineda väga suures sügavusvahemikus alates rannajoonest kuni mitmekümne meetri sügavuseni. Suur sügavuse varieerumine tingib ka olulise elustiku varieeruvuse ja seetõttu on elupaigatüübi kvaliteedi hindamiseks tingimata vajalik elupaigatüübi tsoneerimine ning eralid hindamiskriteeriumite ja võrdlusväärtuste loomine iga tsooni kohta eraldi. Kuna sügavus ise ei ole elustikku kujundavaks teguriks vaid mere põhja jõudva valguse hulk, siis ei saa karide elupaigatüüpi tsoneerida sügavuse numbrilise väärtuse alusel. Näiteks on Liivi lahes vee läbipaistvus väiksem kui Läänemere avaosas ja seetõttu paiknevad ka erinevad taimestikuvööndid Liivi lahes madalamatel sügavustel kui samad vööndid Läänemere avaosas. Seetõttu jaotati karide elupaigatüüp ökoloogilisteks vöönditeks iseloomuliku taime- või loomarühma domineerimise järgi (näiteks Schramm & Nienhuis 1996, Schiewer 2008) ning elupaikade kvaliteedi hindamise kriteeriumid ning soodsad võrdlusväärtused loodi järgmistele vöönditele:

- adruvöönd;
- punavetikavöönd;
- rannakarbivöönd.

Vööndite üleminekud ei ole tavaliselt looduses selgepiirilised vaid sujuvad. Jooniselt 4.2.2.1 on näha, et adru ja punavetikate esinemissageduste jaotused sügavusgradiendil kattuvad suurel määral. Vaatamata suurele esinemissageduste kattumisele, on siiski selgesti eristatavad kummagi taimerühma biomassijaotused (joonis 4.2.2.2). Konkreetse uuringukoha põhjaelustiku tsoonidest ülevaate saamiseks on vajalik materjali kogumine transektipõhiselt – proovipunktid peavad olema paigutatud üle kogu sügavusgradiendi. Üksikvaatluste põhjal ei pruugi olla võimalik tuvastada karide vööndite kõige iseloomulikumaid kohti. Karide elupaigatüübi kvaliteedi hindamiseks peab proove koguma vastava uurimispiirkonna karide vööndite kõige iseloomulikumatest kohtades ehk sügavustest kus vööndi tunnusliigi või tunnusrühma katvus on maksimaalne. Olgugi, et konkreetses uurimispiirkonnas tuleb vööndid tuvastada kohapeal, seati käesoleva töö andmeanalüüsis vöönditele maksimaalsed ja minimaalsed sügavuspiirid, et vältida vigasid proovipunktile tsoonide omistamisel.

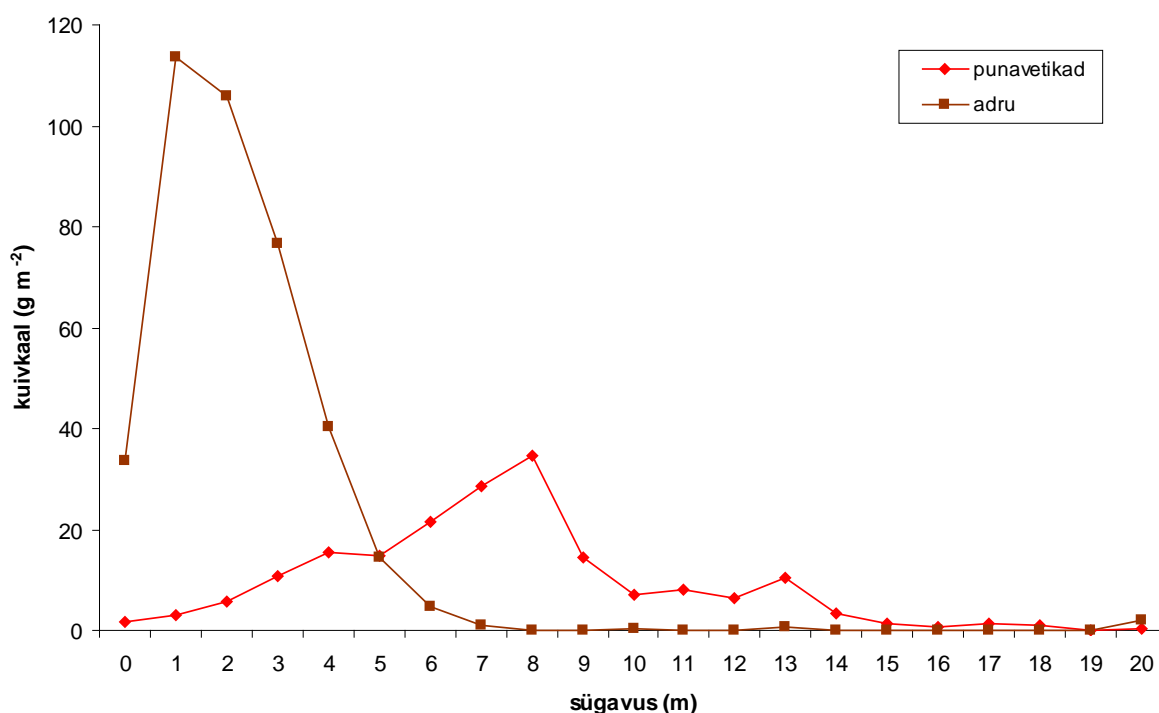


4.2.2.1. Adru ja punavetikate (v.a. *Ceramium tenuicorne*) esinemissageduste jaotus sügavuse gradiendil.

Kõige madalamas vööndis domineerivad lühiealised niitjad rohevetikad. Tegemist on sessoonsetl dunaamilise vöödiga, kus ei saa lainetuse, veetaseme kõikumise ning jää kulutava toime tõttu areneda mitmeaastane taimestik. Väga suure ajalise varieeruvuse ja pikaealise elustiku puudumise tõttu ei ole rohevetikavööndi parameetrite kasutamine karide elupaigatüübi kvaliteedi hindamiseks sobilik.

Rohevetikavööndist sügavamal on Läänemere põhjaosas eristatav **adruvöönd**. Adruvööndis on kõrge põhjataimestiku biomass ja liigiline mitmekesisus. Ka põhjaloomastik on väga liigirikas, eriti herbivooride poolest. Herbivooridest on esindatud nii teod, kirpvähilised kui kakandilised. Adruvööndis on lisaks herbivooridele tavaliselt esindatud ka filtreerijad ja detriivoorid. Adruvöönd on oluliseks kudemise ja toitumise elupaigaks mitmetele kalaliikidele. Andmeanalüüsis määratleti karidelt kogutud proov adruvööndis olevaks, kui olid täidetud kõik järgmised tingimused:

- sügavus maksimaalselt 4 m;
- adru (*Fucus vesiculosus*, *F. radicans*) biomass vähemalt 15 g m⁻² kuivkaalus või katvus üle 1%;
- adru biomass ületas punavetikate biomassi biomassiproovide puhul või adru katvus oli suurem punavetikate katvusest katvusproovide puhul.



Joonis 4.2.2.2. Adru ja punavetikate (v.a. *Ceramium tenuicorne*) keskmise kuivkaalu jaotus sügavuse gradiendil.

Liikudes adruvööndist sügavamale muutuvad domineerivaks punavetikad, peamiselt *Polysiphonia fucoides* ja *Ceramium tenuicorne*, aga ka pikaealine pruunvetikas *Battersia arctica*. **Punavetikavööndi** nimi on seetõttu mõnevõrra tinglik, et mõningates piirkondades võib suurima biomassi või katvusega olla pruunvetikas *Battersia arctica*. Võrreldes adruvööndiga on punavetikavöönd tunduvalt madalama taimestiku biomassiga ja mõnevõrra madalama taimestiku liigilise mitmekesisusega. Loomastiku liigiline mitmekesisus on sarnane adruvööndiga aga loomastiku biomass on palju kõrgem tänu söödava rannakarbi kõrgematele biomassidele. Kuna punavetikas *C. tenuicorne* sügavuslevik kattub suures osas põisadru sügavuslevikuga, siis jäeti *C. tenuicorne* andmeanalüüsis punavetikate

summaarsest biomassist välja. Andmeanalüüsis määratleti karidelt kogutud proov punavetikavööndis olevaks, kui olid täidetud kõik järgmised tingimused:

- sügavus vahemikus 3 – 11 m;
- punavetikate (v.a. *C. tenuicorne*) summaarne biomass vähemalt 2,5 g m⁻² kuivkaalus või katvus üle 1%;
- punavetikate biomass oli suurem kui adru biomass biomassiproovide puhul või punavetikate katvus oli suurem kui adru katvus katvusproovide puhul.

Punavetikavööndist sügavamal võib eristada **rannakarbivööndit**. Rannakarbivööndi dominantliigiks on kõige sagedamini söödav rannakarp (*Mytilus trossulus*), aga see võib olla ka tavaline tõruvähk (*Amphibalanus improvisus*) või rändkarp (*Dreissena polymorpha*). Taimestik on tunduvalt madalama liigilise koosseisu ja biomassiga kui adruvööndis ja punavetikavööndis. Olgugi, et rannakarbivöönd võib levida tunduvalt sügavamale footilise tsooni maksimaalsest sügavusest, käsitleti selles töös kooslusi ainult footilises tsoonis (sügavus maksimaalselt ligikaudu 20 m) kahel põhjusel: 1) kõvadelt põhjadelt biomassiproovide kogumine on võimalik ainult sukelduja abil ja meil praktiliselt puuduvad proovid afootilise tsooni kõvadelt põhjadelt ja seega ei ole andmeid mille põhjal elupaiga kvaliteedi hindamise kriteeriume välja töötada, 2) praktiline seiretöö suurtes sügavustes sukeldujate abil oleks ebamõistlikult aeganõudev ja kulukas. Andmeanalüüsis määratleti karidelt kogutud proov rannakarbivööndis olevaks, kui olid täidetud kõik järgmised tingimused:

- millele ei olnud juba omistatud adru- või punavetikavööndisse kuuluvust;
- kus sügavus oli vahemikus 5 kuni 20 m;
- söödava rannakarbi, tavalise tõruvähi ja rändkarbi biomass koos või eraldi ületas 6 g m⁻² kuivkaalus biomassiproovide puhul või 1 % katvusproovide puhul.

Igas karide elupaigatüübi leiukohas ei pruugi olla esindatud kõik kolm vööndit ja sel juhul saab kasutada kvaliteedi hindamisel ainult nende vööndite kriteeriumeid, mis konkreetsetel uuritaval alal esinevad. Toodud kriteeriumid sügavuse, biomasside ja katvuste kohta olid vajalikud mereinstituudi põhjajaelustiku andmebaasi materjali põhjal analüüside tegemiseks, et määrata soodsa seisundi võrdlusväärtuseid. Välitöödel, mille eesmärgiks on hinnata elupaigatüüpide kvaliteeti, peab kasutama konkreetsele piirkonnale sobivaid sügavuse, biomassi ja katvuse vahemikke.

Eelnevalt kirjeldatud karide ökoloogiliste vööndite levikut vaadeldi eraldi peatükis 4.2.1 toodud lainetusele avatuse piirkondade kaupa, sest sama ökoloogilise vööndi koosluse struktuur võib erinev sõltuvalt avatusest. Kuna karide elupaigatüüpi esines madala soolsusega piirkondades minimaalselt, siis ei olnud vajadust karide ökoloogilisi vööndeid eristada madala ja kõrge soolsusega piirkondade kaupa. Rannakarbivööndi puhul ei olnud vajalik ka avatuse piirkondade eristamine, sest soodsa seisundi kriteeriumid ja võrdlusväärtused ei erinenud avatuse klasside vahel. Seetõttu kasutati karide elupaigatüübi puhul järgmisi ökoloogilise vööndi ja avatuse klasside kombinatsioone:

- adruvöönd, avatud
- adruvöönd, suletud
- punavetikavöönd, avatud
- punavetikavöönd, suletud
- rannakarbivöönd

Nende ühikute kaupa toimus elupaiga kvaliteedi kriteeriumite ja soodsate võrdlusväärtuste väljatöötamine.

4.2.3. Liivamadalate elupaigatüübi vööndid

Sarnaselt karide elupaigatüübile võib ka liivamadalate elupaigatüüp levida väga erinevatel sügavustel. Liivamadalate elupaigatüübi määratlemisel võivad tunnusliikideks olla nii taimed

kui loomad (settes elavad karbid). Lähtuvalt sellest jaotusest kasutati elupaiga kvaliteedi soodsa seisundi kriteeriumite loomisel liivamadalate puhul järgmisi võõndeid:

- taimestikuvöönd;
- settes elavate karpide vöönd.

Lisaks taimestiku ja karpide vööndile loetakse liivamadalate elupaigatüübi hulka kuuluvaks ka **Kassari lahe lahtise punavetikakoosluse** elupaik. Tegemist on unikaalse ja ruumiliselt üsna selgepiirilisel eristuva elupaigaga, millele loodi eraldi soodsa seisundi kriteeriumid ja soodsad võrdlusväärtused.

Liivamadalate **taimestikuvöönd** on liivamadalate madalam osa, kus on esindatud kas kõrgemad taimed ja/või mändvetikad ning nende summaarne katvus peab olema vähemalt 10 %. Määramiskriteeriumi ületaval hulgal võib liivamadalate taimestikuvööndis esineda ka tunnusloomi – settes elavaid karpe – kuid kui taimede katvus ületab lävendi, siis määratakse punkt taimestikuvööndis olevaks.

Settes elavate karpide vöönd paikneb üldiselt taimestikuvööndist sügavamal ja seal ei ületa tunnustaimede katvus seatud lävendit (10 %). Karbiliikide – balti lamekarp (*Macoma balthica*), söödav südakarp (*Cerastoderma glaucum*), liiva uurik-karp (*Mya arenaria*) – summaarne biomass on vähemalt 10 g m⁻² kuivkaalus. Lisaks karpidele võib esineda mitmeid teisi loomarühmasid nagu teod, kirpvähilised, hulkharjasussid. Vastavalt Eestis kasutatavale definitsioonile (vt. peatükk 2) ei levi liivamadalad sügavamale footilisest tsoonist.

Eelnevalt kirjeldatud liivamadalate ökoloogiliste vööndite levikut vaadeldi eraldi peatükis 4.2.1 toodud soolsuse piirkondade kaupa, sest sama ökoloogilise vööndi koosluse struktuur võib erinev sõltuvalt soolsusest. Liivamadalate elupaigatüübi taimestikuvööndit esines ainult lainetuse eest varjatud piirkondades ja seetõttu eristati taimestiku vööndit ainult soolsuse piirkondade kaupa. Karpide vööndit esines aga peamiselt ainult kõrge soolsusega piirkondades ning koosluse struktuur ei erinenud oluliselt lainetusele avatud ja suletud piirkondade vahel. Seetõttu kasutati liivamadalate elupaigatüübi puhul järgmisi ökoloogilise vööndi ja soolsuse klasside kombinatsioone, millele lisandus Kassari lahtise punavetika elupaik:

- taimestikuvöönd, kõrge soolsus
- taimestikuvöönd, madal soolsus
- settes elavate karpide vöönd
- Kassari lahe lahtise punavetikakoosluse elupaik

Nende ühikute kaupa toimus elupaiga kvaliteedi kriteeriumite ja soodsate võrdlusväärtuste väljatöötamine.

5. SOODSA SEISUNDI KRITEERIUMID JA VÕRDLUSVÄÄRTUSED

5.1. Levila ja pindala

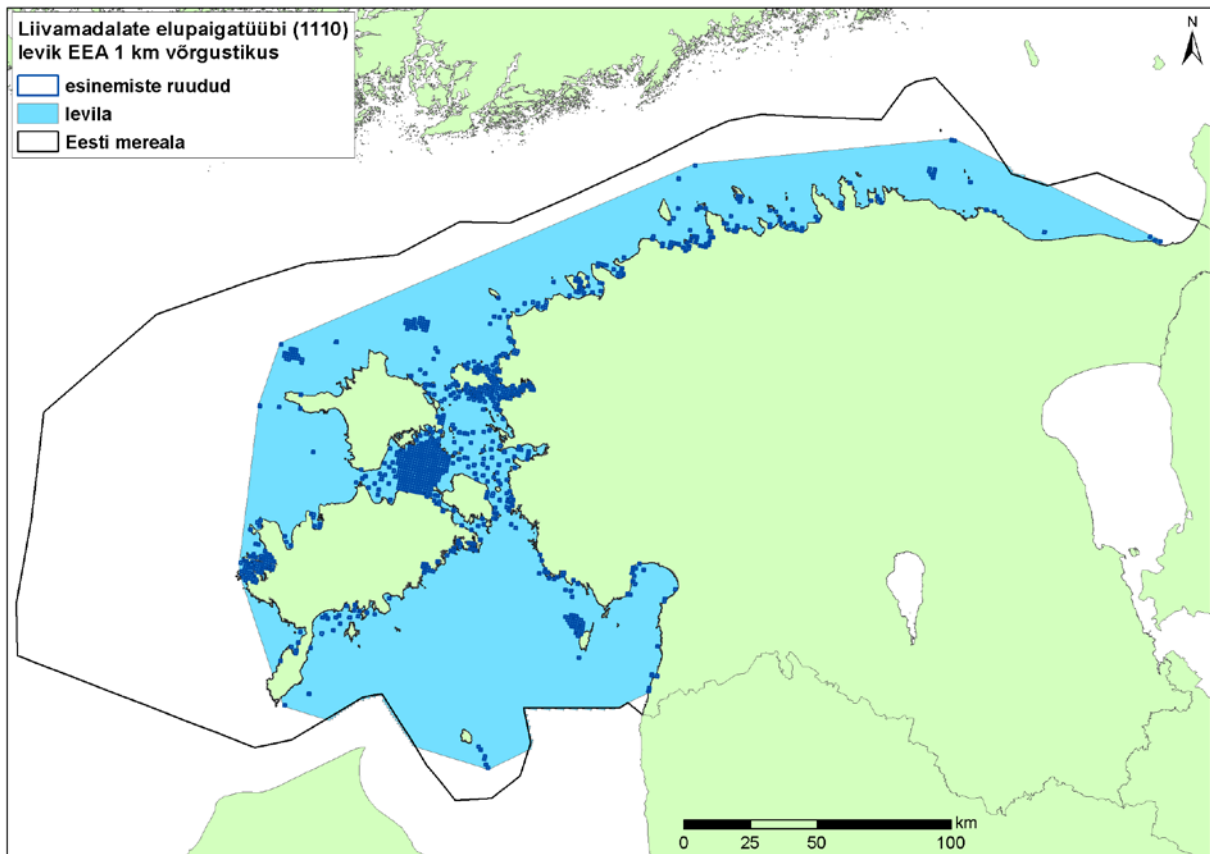
5.1.1. Mereveega üleujutatud liivamadalad

Leviku hinnangud on tehtud 2014. a. lõpu seisuga punktandmete põhjal EEA (Euroopa Keskkonnaagentuur) 1×1 km (joonis 5.1.1.1) ja 10×10 km võrgustikus (joonis 5.1.1.2). Soodsateks võrdlusväärtusteks 1×1 km ruudustiku alusel on:

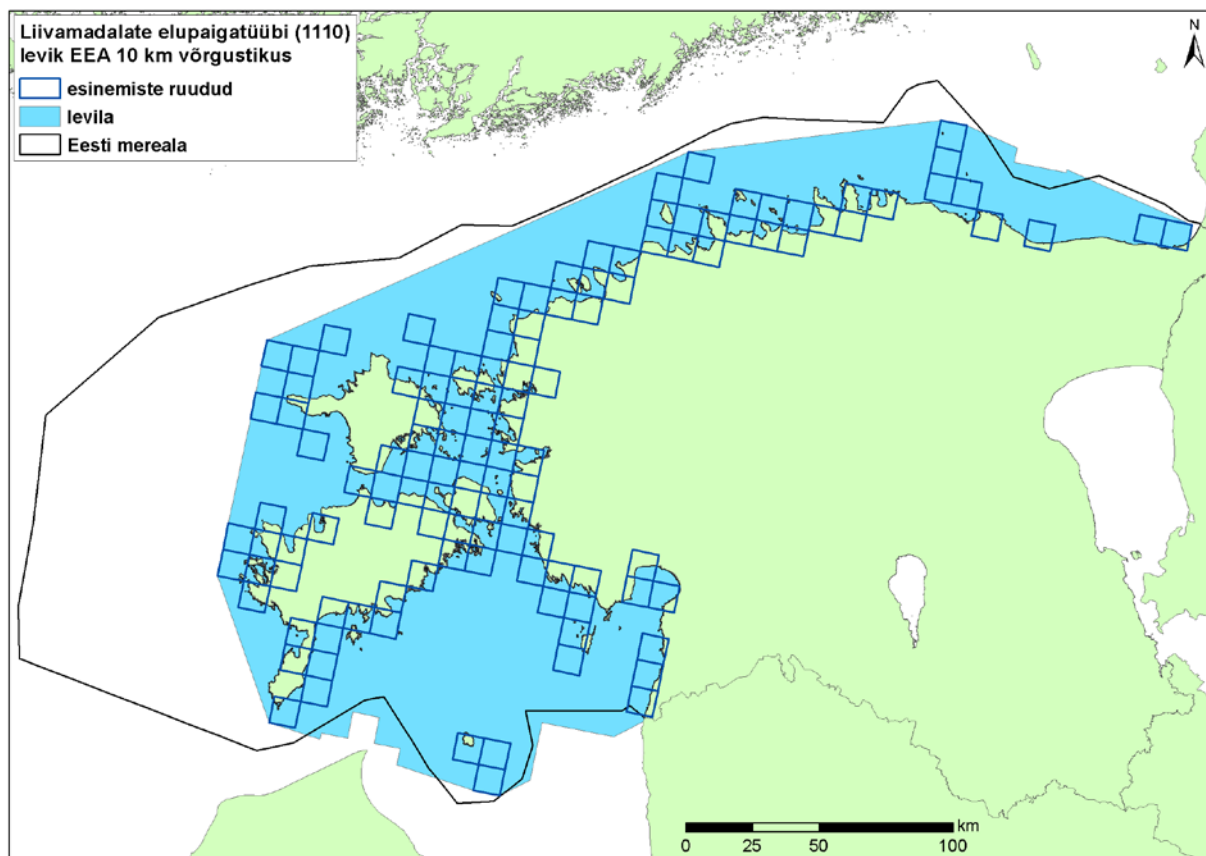
- soodne võrdluslevila 20823 km²;
- soodne võrdluspindala 1007 km².

Soodsateks võrdlusväärtusteks 10×10 km ruudustiku alusel on:

- soodne võrdluslevila 30964 km²;
- soodne võrdluspindala 12300 km².



Joonis 5.1.1.1. Mereveega üleujutatud liivamadalate elupaigatüübi (1110) levik EEA 1 km võrgustikus, mille põhjal määratleti soodne võrdluslevila ja –pindala.



Joonis 5.1.1.2. Mereveega üleujutatud liivamadalate elupaigatüübi (1110) levik EEA 10 km võrgustikus, mille põhjal määratleti soodne võrdluslevila ja -pindala.

5.1.2. Jõgede lehtersuudmed

Vastavalt Eesti Keskkonnaministeeriumi andmekogudele (seisuga 10.03.2013) leidub Eestis kaks jõgede lehtersuudmete elupaigatüübile vastavat ala – Matsalu laht ja Kloostri jõe suudmeala Paldiski lahes (joonis 5.1.2.1).

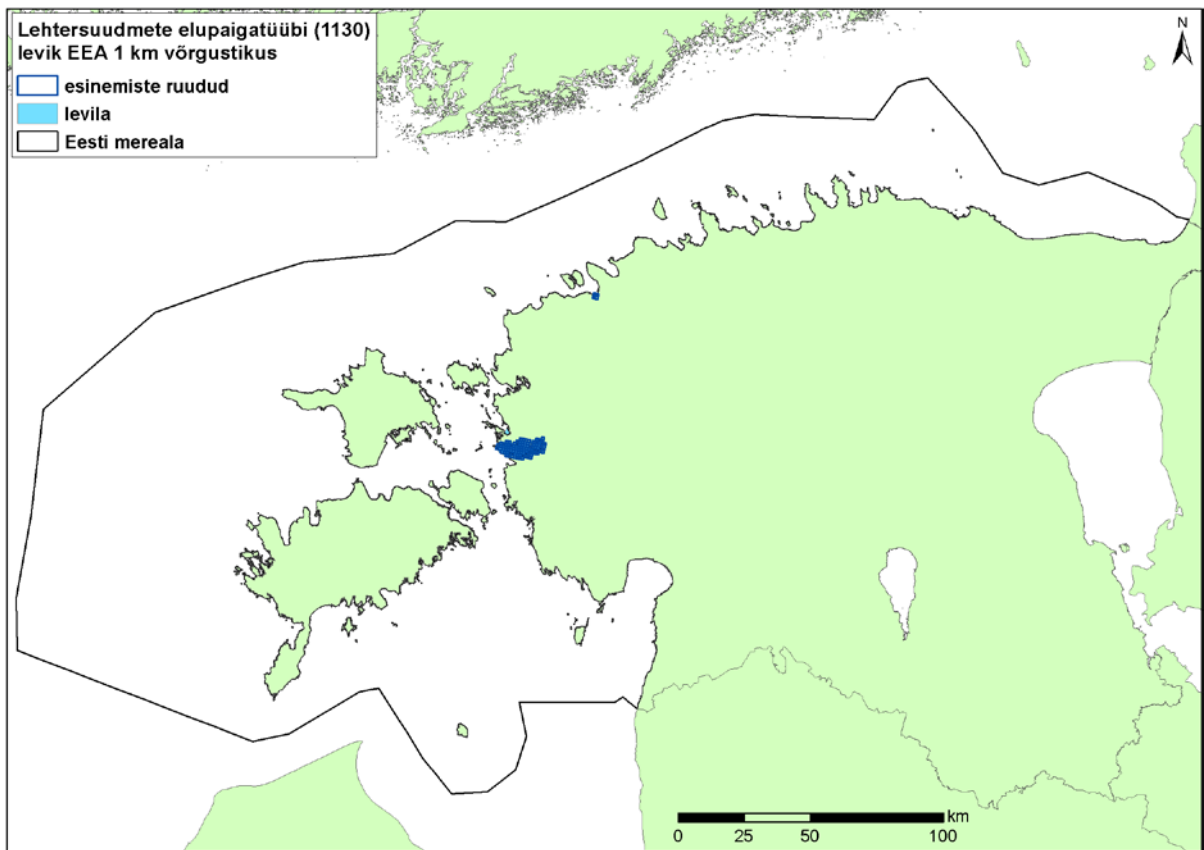
Soodsateks võrdlusväärtusteks 1×1 km ruudustiku alusel on:

- soodne võrdluslevila 125 km²;
- soodne võrdluspindala 108 km².

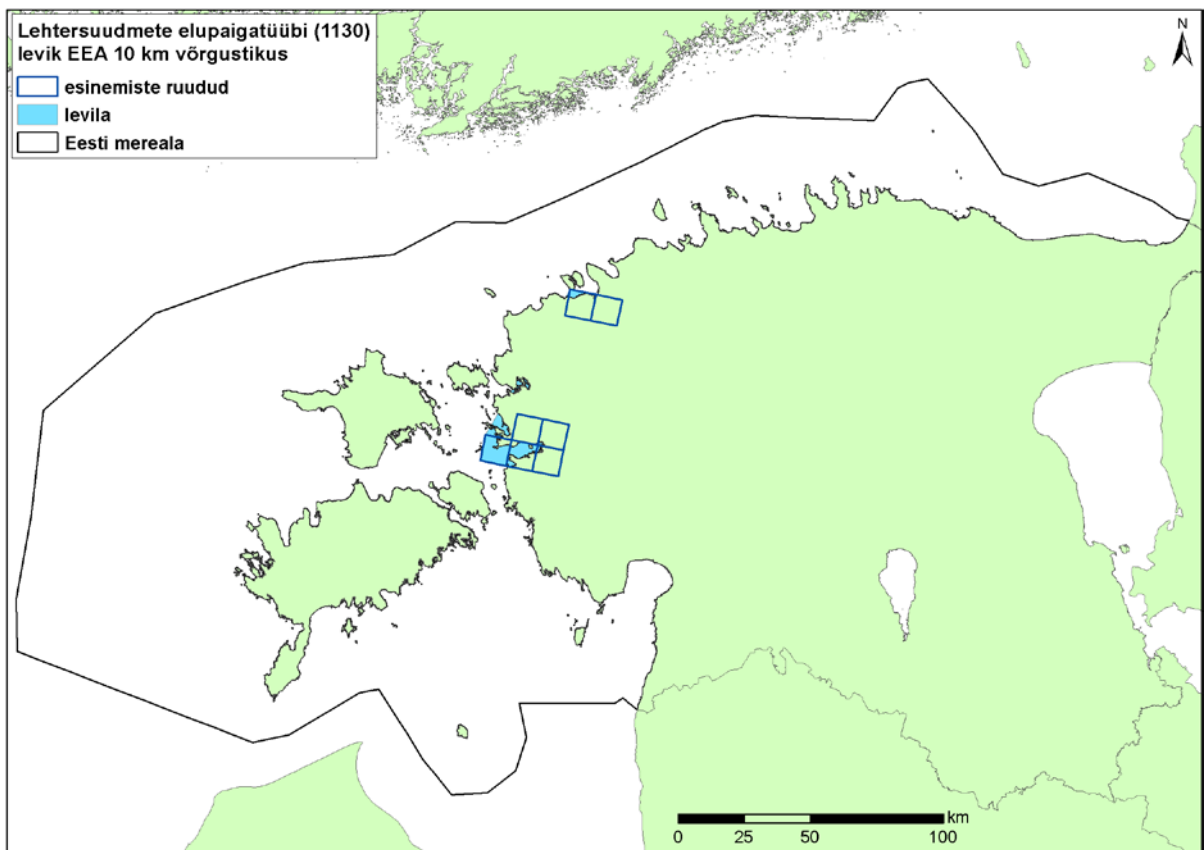
Soodsateks võrdlusväärtusteks 10×10 km ruudustiku alusel on:

- soodne võrdluslevila 1066 km²;
- soodne võrdluspindala 700 km².

Levik 1×1 km ja 10×10 km ruudustikes on toodud joonistel 5.1.2.1 ja 5.1.2.2.



Joonis 5.1.2.1. Jõgede lehtersuudmete elupaigatüübi (1130) levik EEA 1 km võrgustikus, mille põhjal määratleti soodne võrdluslevila ja –pindala.



Joonis 5.1.2.2. Jõgede lehtersuudmete elupaigatüübi (1130) levik EEA 10 km võrgustikus, mille põhjal määratleti soodne võrdluslevila ja –pindala.

5.1.3. Laiad madalad abajad ja lahed

Vastavalt Eesti Keskkonnaministeriumi andmekogudele (seisuga 10.03.2016) on Eestis 36 elupaigatüübile vastavat mereala

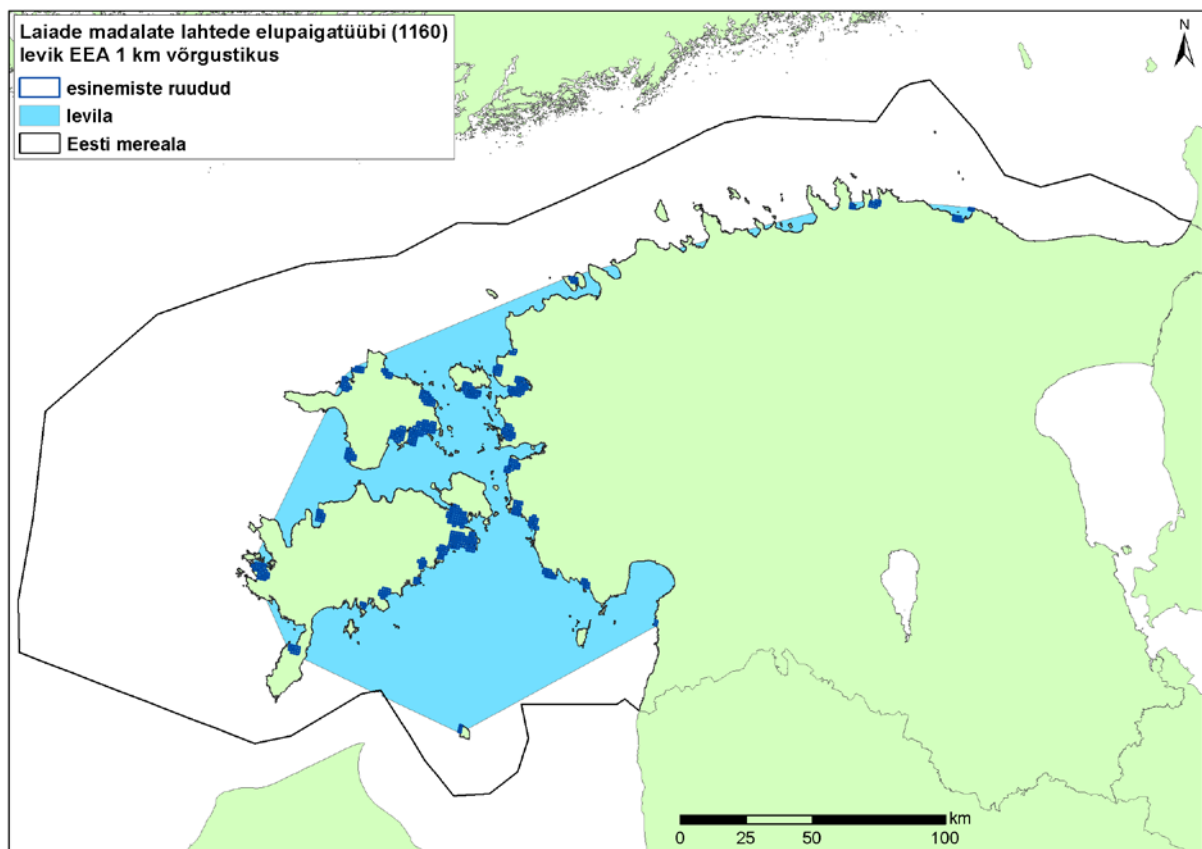
Soodsateks võrdlusväärtusteks 1×1 km ruudustiku alusel on:

- soodne võrdluslevila 10708 km²;
- soodne võrdluspindala 495 km².

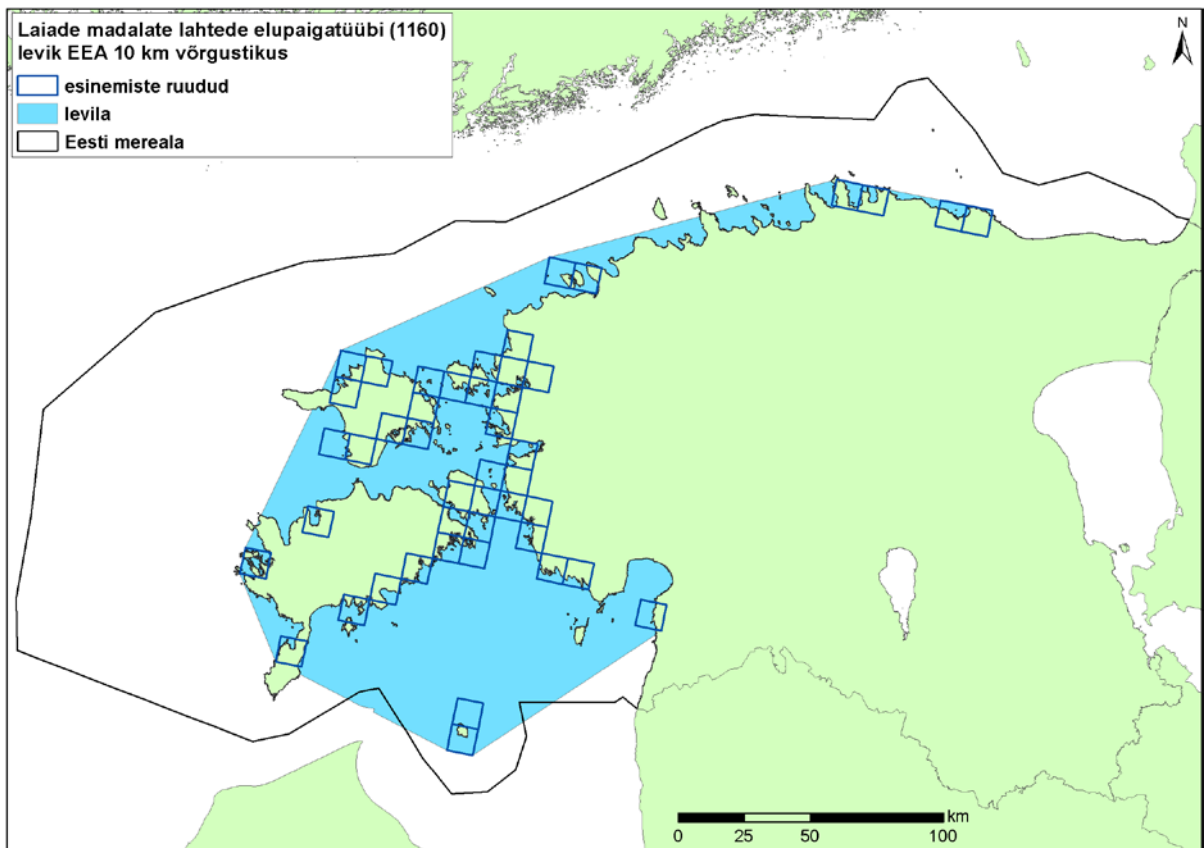
Soodsateks võrdlusväärtusteks 10×10 km ruudustiku alusel on:

- soodne võrdluslevila 19025 km²;
- soodne võrdluspindala 4500 km².

Levik 1×1 km ja 10×10 km ruudustikes on toodud joonistel 5.1.3.1 ja 5.1.3.2.



5.1.3.1. Laiade madalate abajate ja lahtede elupaigatüübi (1160) levik EEA 1 km võrgustikus, mille põhjal määratleti soodne võrdluslevila ja –pindala.



5.1.3.2. Laiade madalate abajate ja lahtede elupaigatüübi (1160) levik EEA 10 km võrgustikus, mille põhjal määratleti soodne võrdluslevila ja –pindala.

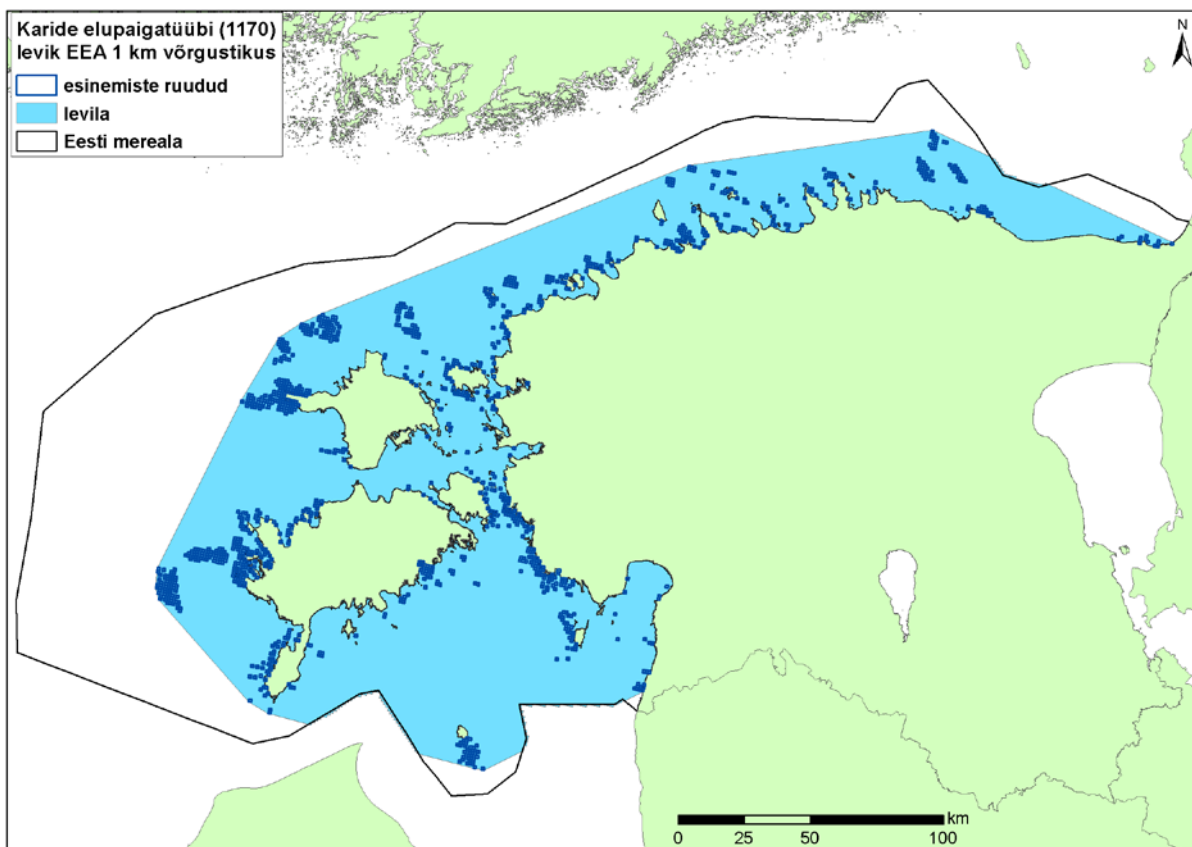
5.1.4. Karid

Leviku hinnangud on tehtud 2014. a. lõpu seisuga punktandmete põhjal EEA (Euroopa Keskkonnaagentuur) 1×1 km (joonis 5.1.4.1) ja 10×10 km võrgustikus (joonis 5.1.4.2). Soodsateks võrdlusväärtusteks 1×1 km ruudustiku alusel on:

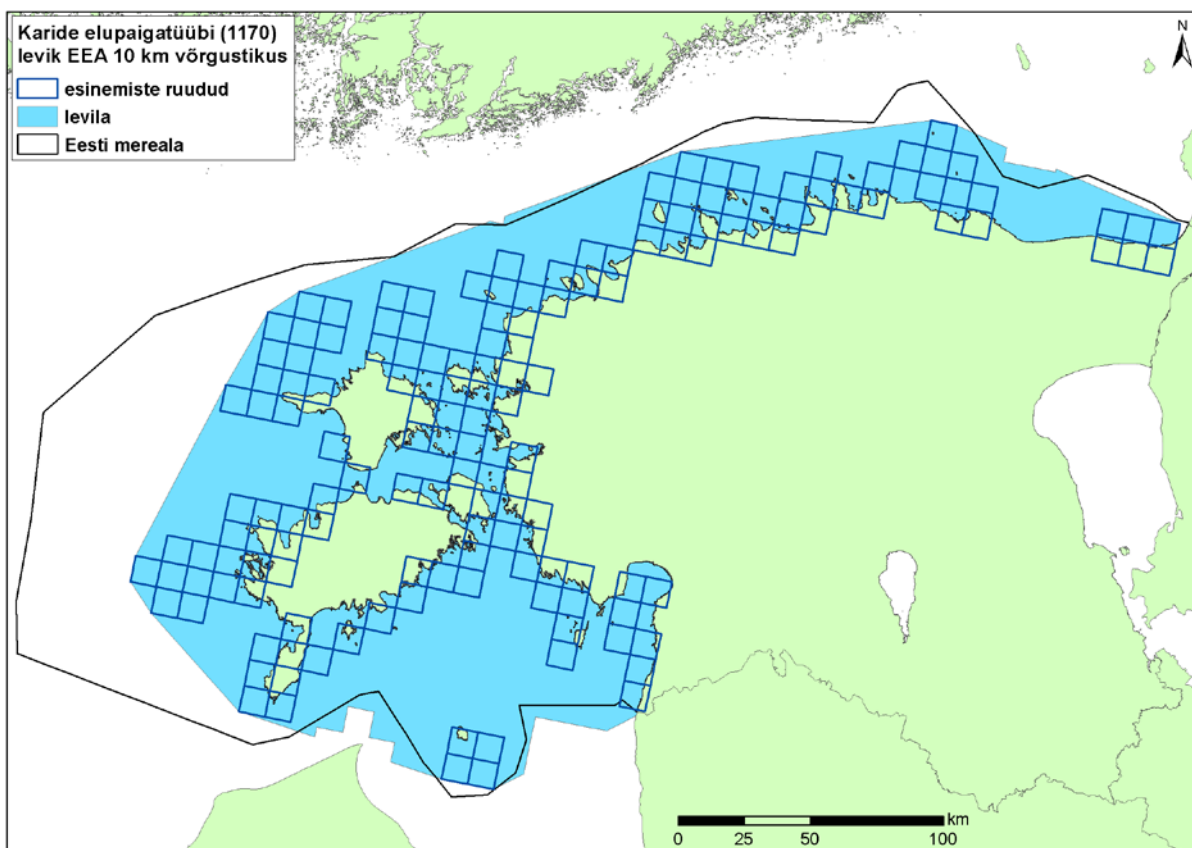
- soodne võrdluslevila 24210 km²;
- soodne võrdluspindala 1304 km².

Soodsateks võrdlusväärtusteks 10×10 km ruudustiku alusel on:

- soodne võrdluslevila 34856 km²;
- soodne võrdluspindala 15200 km².



Joonis 5.1.4.1. Karide elupaigatüübi (1170) levik EEA 1 km võrgustikus, mille põhjal määratleti soodne võrdluslevila ja -pindala.



Joonis 5.1.4.2. Karide elupaigatüübi (1170) levik EEA 10 km võrgustikus, mille põhjal määratleti soodne võrdluslevila ja -pindala.

5.1.5. Mõõnaga paljanduvad mudased ja liivased laugmadalikud

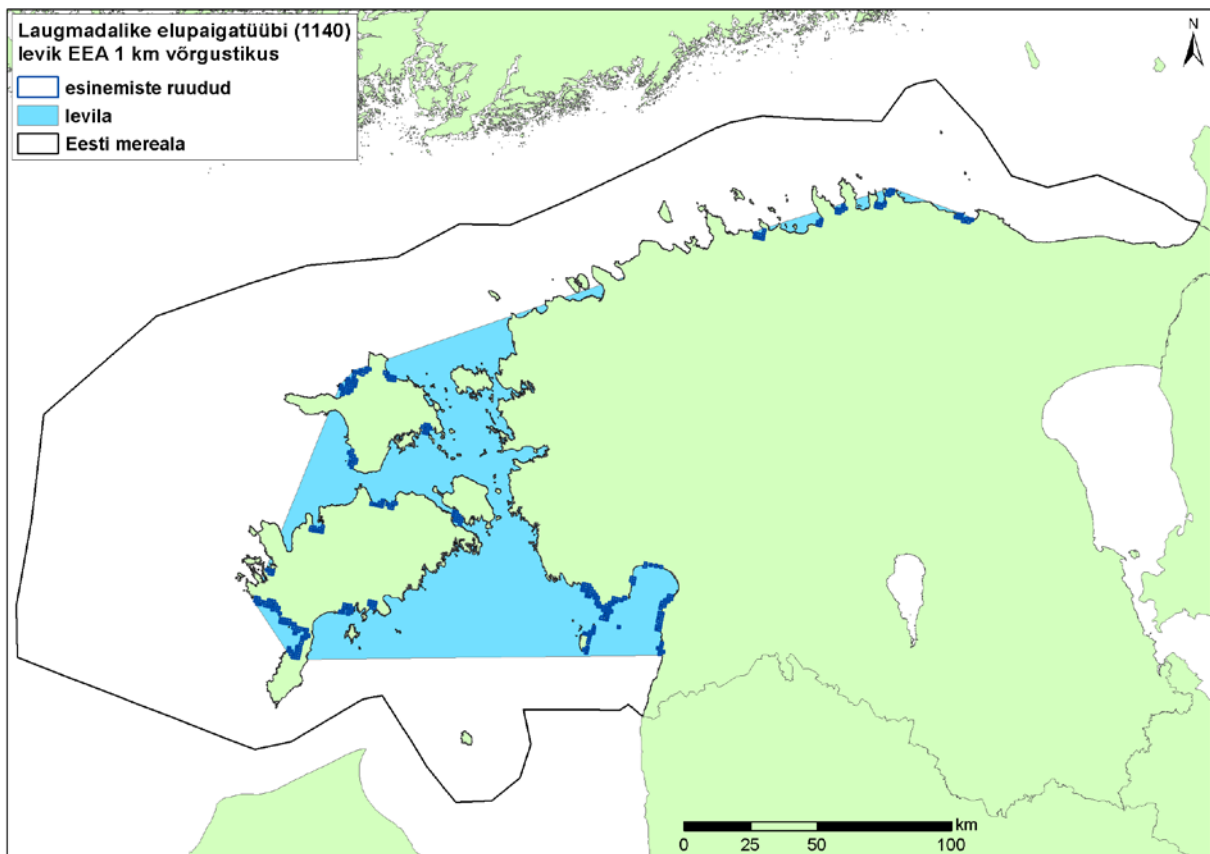
Leviku võrdlusväärtuste jaoks saadi laugmadalike elupaigatüübi puhul sisendandmed käesoleva NEMA projekti käigus külastatud laugmadalike elupaigatüübi esinemiskohtadest, mida külastati seoses elupaiga struktuuri ja funktsioonide hindamise kriteeriumite väljatöötamisega. Lisaks sellele kaardistati laugmadalike levikut NEMA projekti kaardistustööde käigus GIS ülekatteanalüüsi ja Maa-ameti aerofotode visuaalse hindamise teel. Soodsateks võrdlusväärtusteks 1×1 km ruudustiku alusel on:

- soodne võrdluslevila 8581 km²;
- soodne võrdluspindala 353 km².

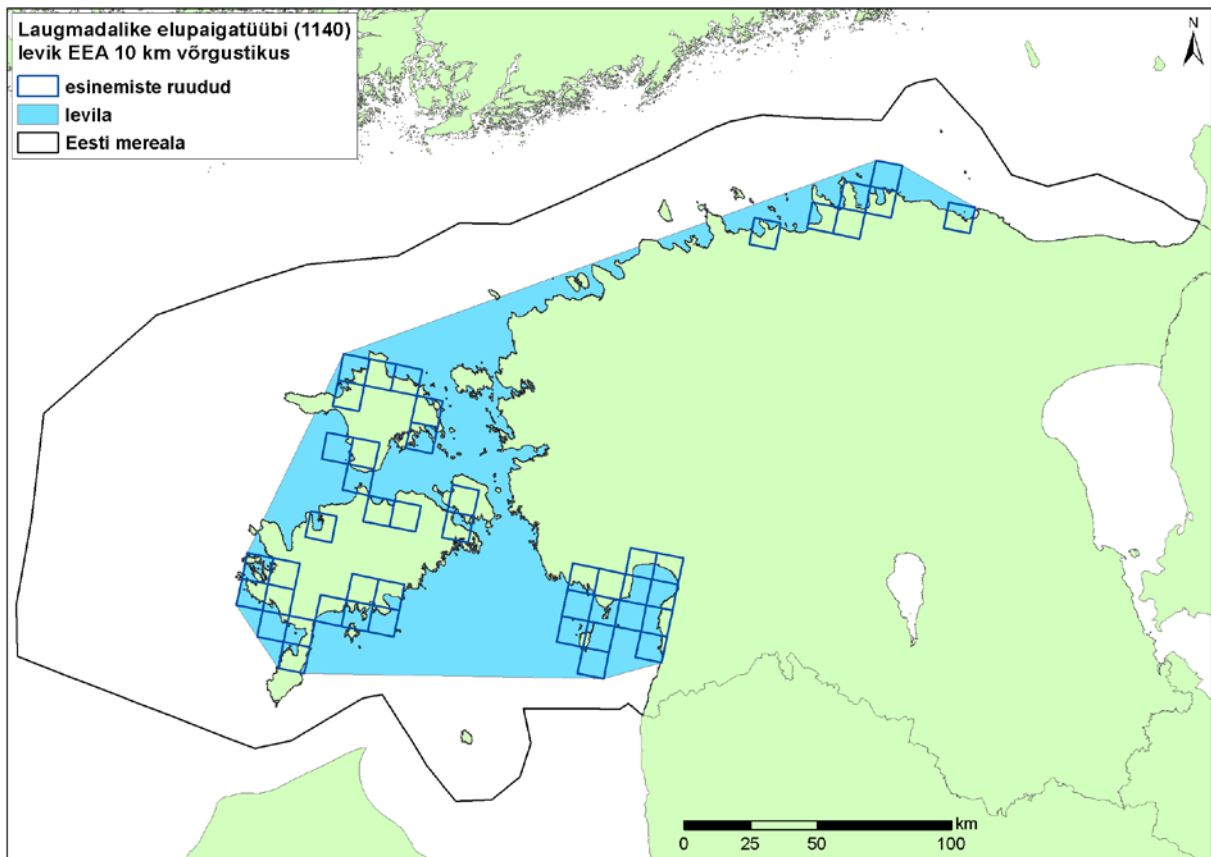
Soodsateks võrdlusväärtusteks 10×10 km ruudustiku alusel on:

- soodne võrdluslevila 17050 km²;
- soodne võrdluspindala 4700 km².

Levik 1×1 km ja 10×10 km ruudustikes on toodud joonistel 5.1.5.1 ja 5.1.5.2.



Joonis 5.1.5.1. Mõõnaga paljanduvate mudaste ja liivaste laugmadalike elupaigatüübi (1140) levik EEA 1 km võrgustikus, mille põhjal määratleti soodne võrdluslevila ja -pindala.



Joonis 5.1.5.2. Mõõnaga paljanduvate mudaste ja liivaste laugmadalike elupaigatüübi (1140) levik EEA 10 km võrgustikus, mille põhjal määratleti soodne võrdluslevila ja -pindala.

5.2. Struktuur ja funktsioonid

Peatükis 4.1.2 kirjeldatud paljudest kriteeriumitest osutusid valituteks vaid vähesed. Näiteks liikide arv ja Shannoni indeks varieeruvad tugevalt erinevatel keskkonnagradienditel ja ei ole elupaikade hea kvaliteedi määratlemiseks seetõttu piisavalt üldistatavad. Põhjataimestiku kriteeriumite hulgast osutusid paremini rakendatavateks võtmeliikide olemasolu ja/või nende ohtrus (katvus), mitteoportunistlike taimede osakaal katvusest ja mitmeaastaste taimeliikide osakaal biomassist ning iseloomulike tundlike taimeliikide olemasolu. Põhjaloostastiku väljapakutud kriteeriumite hulgast leidsid kasutust võtmeliikide olemasolu, tundlike liikide arv ja iseloomulike taksonoomiliste või funktsionaalsete rühmade olemasolu. Kõik valitud kriteeriumid on kergesti interpreteeritavad ning praktikas hõlpsasti hinnatavad. Sarnast tulemust näitavate kriteeriumite korral otsustati kergemini interpreteeritava kriteeriumi kasuks. Näiteks loomastiku funktsionaalrühmade arvu asemel valiti tüüpiliste taksonite või rühmade olemasolu. Lisaks sellele hoiti lõplike kriteeriumite nimekirii võimalikult lühike eemaldades sama tulemust näitavad dubleerivad kriteeriumid. Järgnevalt kirjeldatakse iga elupaigatüübi ja selle alla kuuluvate jaotuste hea struktuuri ja funktsioonide (ehk kvaliteedi) hindamise kriteeriumeid ja neile vastavaid võrdlusväärtuseid.

5.2.1. Mereveega üleujutatud liivamadalad

Liivamadalate elupaigatüübi kõigi üksuste soodsa seisundi kriteeriumid ja soodsad võrdlusväärtused on esitatud tabelis 5.2.1.1.

Soodsas seisundis **kõrge soolsusega piirkondade liivamadalate taimestikuvööndis** esineb alati kõrgemaid taimi ja/või mändvetikaid (joonis 5.2.1.1, tabel 5.2.1.1). Kui taimestikuvööndis domineerivad mändvetikad (*Chara spp*, *Tolypella nidifica*) või pikk merihein (*Zostera marina*), siis on elupaik soodsas seisundis, sest need liigid/rühmad on survetegurite suhtes tundlikud. Muude kõrgemate taimede (v.a. pikk merihein) domineerimise korral on seisund soodne, kui mitteoportunistlike taimeliikide katvuse osakaal on vähemalt 55 % ja põhjaloostastikus on esindatud nii teod, settes elavad karbid kui mobiilsed vähid (joonis 5.2.1.1).

Enamlevinud kõrgemad taimed on kamm-penikeel (*Stuckenia pectinata*), tähkjas vesikuusk (*Myriophyllum spicatum*) ja harilik hanehein (*Zannichellia palustris*). Mändvetikate esinemissagedus on kõrgemate taimede omast märgatavalt madalam. Väga sageli esineb erinevaid niitjaid vetikaid nii rohe-, pruun- kui punavetikate hulgast (*Cladophora glomerata*, *Polysiphonia fucoides*, *Pilayella littoralis* jt).

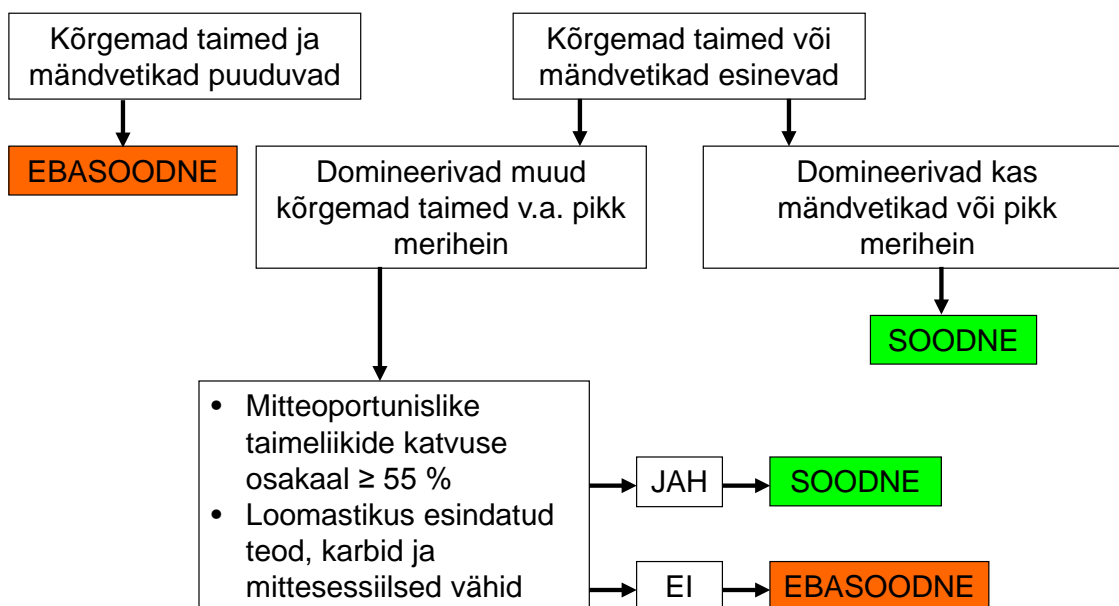
Põhjaloostastik on liigirikas ja kõige sagedamini esinevateks funktsionaalseteks rühmadeks on herbivoorid ja detriivoorid. Soodsas seisundis koosluses on alati esindatud nii teod, sette sees elavad karbid kui ka mobiilsed vähilised. Sagedamini esinevateks tigudeks on lamekeermene vesitigu (*Peringia ulvae*) ja vesiking (*Theodoxus fluviatilis*). Enamlevinud karbid on söödav südakarp (*Cerastoderma glaucum*) ja balti lamekarp (*Macoma balthica*). Peamised mitesessiilsed vähid on perekonna kirpvähk (*Gammarus*) esindejad ja kakandilised (lehtsarved (*Idotea spp*), valgelaup-kakand (*Jaera albifrons*)) ja harilik kootvähk (*Corophium volutator*). Detailsem ülevaade liikide esinemissagedustest on esitatud lisa 2 tabelis 1.

Tabel 5.2.1.1. Mereveega üleujutatud liivamadalate elupaigatüübi struktuuri ja funktsioonide soodsa seisundi kriteeriumid ja soodsad võrdlusväärtused ökoloogiliste võõndite kaupa. Toodud kriteeriume ja võrdlusväärtusi tuleb kasutada vastavalt joonistel 5.2.1.1 kuni 5.2.1.4 toodud skeemidele, sest kriteeriumid võivad olla hierarhilise ülesehitusega või peavad olema täidetud erinevate kriteeriumite kombinatsioonid. 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. Toodud võrdlusväärtused on proovipunkti keskmised, kus biomassipõhised näitajad on saadud kolme kordusproovi keskmisena.

Võõndid ja kriteeriumid	Soodne võrdlusväärtus
Taimestikuvõõnd, kõrge soolsus	
Veesiseste kinnitunud kõrgemate taimede ja mändvetikate (<i>Chara spp</i> , <i>Tolypella nidifica</i>) esinemine	Esineb vähemalt üks liik või rühm
Põhjataimestikus domineerivad kas mändvetikad või pikk merihein	Jah
Mitteoportunistlike taimeliikide osakaal katvusest	55%
Põhjaloostikus esinevad teod, karbid ja mittesessiilsed vähid	Kõik rühmad esinevad
Taimestikuvõõnd, madal soolsus	
Veesiseste kinnitunud kõrgemate taimede ja mändvetikate (<i>Chara spp</i> , <i>Tolypella nidifica</i>) esinemine	Esineb vähemalt üks liik või rühm
Põhjataimestikus domineerivad mändvetikad	Jah
Mitteoportunistlike taimeliikide osakaal katvusest	60%
Põhjaloostikus esinevad teod ja mittesessiilsed vähid	Kõik rühmad esinevad
Settes elavate karpide võõnd	
Settes elvate karpide esinemine	Esineb
Keskmise või kõrge tundlikkusega põhjaloostiku liikide esinemine	Esineb vähemalt üks liik*
Kassari lahe lahtine punavetikakooslus	
Kinnitumata punavetikate agariku (<i>Furcellari lumbricalis</i>) ja <i>Coccotylus truncatus</i> esinemine	Mõlemad liigid esinevad
Lahtise vetikakoosluse üldkatvus	40%
Agariku ja <i>C. truncatus</i> keskmine summaarne üldkatvusega korrigeeritud märgkaal	500 g m ⁻²

*Lainetusele väga avatud piirkondades võib puududa muu elustik peale karpide – see ei pruugi tähendada elupaiga halba seisundit vaid seda, et hüdrodünaamiliselt väga aktiivses piirkonnas ei ole võimalised elama muud loomarühmad kui settesse kaevuvad karbid.

MEREVEEGA ÜLEUJUTATUD LIIVAMADALAD (1110) TAIMESTIKUVÖÖND, KÕRGE SOOLSUS



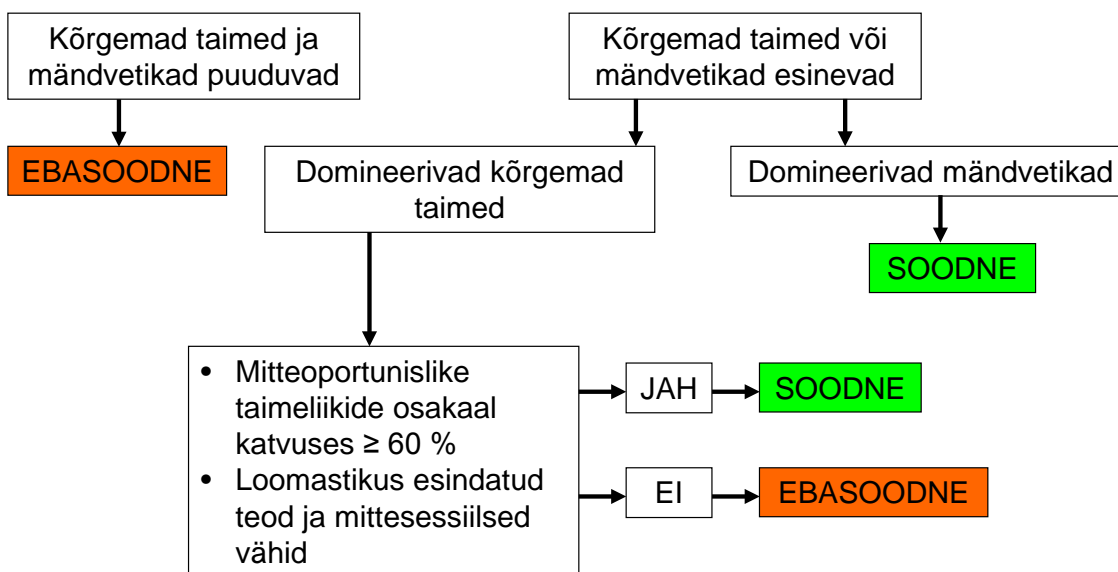
Joonis 5.2.1.1. Kõrge soolsusega piirkondade liivamadalate elupaigatüübi taimestikuvööndi soodsa seisundi kriteeriumite ja soodsate võrdlusväärtuste skeem. Kastid „SOODNE“ ja „EBASOODNE“ tähendavad vastavalt soodsat ja ebasoodsat elupaiga kvaliteeti. Skeemi kasutamiseks peavad olema andmed saadud välitöödelt, kus on rakendatud elupaigatüübile sobivat proovide kogumise meetodikat ning proovide ruumiline paigutus, hulk ja kvaliteet on esinduslikud. Toodud võrdlusväärtused on proovipunkti keskmised, kus biomassipõhised näitajad on saadud kolme kordusproovi keskmisena.

Soodsas seisundis **madala soolsusega piirkondade liivamadalate taimestikuvööndis** esineb alati kõrgemaid taimi ja/või mändvetikaid (joonis 5.2.1.2, tabel 5.2.1.1). Kui taimestikuvööndis domineerivad mändvetikad (*Chara spp*, *Tolypella nidifica*), siis on elupaik soodsas seisundis, sest mändvetikaid peetakse survetegurite suhtes tundlikuteks. Kõrgemate taimede domineerimise korral on seisund soodne, kui mitteoportunistlike taimeliikide katvuse osakaal on vähemalt 60 % ja põhjaloomastikus on esindatud nii teod kui mobiilsed vähid (joonis 5.2.1.2).

Enamlevinud kõrgemad taimed on tähkjas vesikuusk (*Myriophyllum spicatum*), kamm-penikeel (*Stuckenia pectinata*), harilik hanehein (*Zannichellia palustris*) ja kaelus-penikeel (*Potamogeton perfoliatus*). Võrreldes kõrge soolsusega liivamadalatega on madala soolsusega liivamadalatel mändvetikate esinemissagedus sarnane kõrgemate taimede esinemissagedusele. Väga sageli esineb erinevaid niitjaid vetikaid eelkõige rohe- ja punavetikate hulgast (*Cladophora glomerata*, *Polysiphonia fucoides*, *Ceramium tenuicorne* jt).

Võrreldes kõrge soolsusega piirkonnaga on madala soolsusega liivamadalatel settes elavate karpide esinemissagedus tunduvalt madalam. Kõige sagedamini esinevaks karbiks on söödav südakarp (*Cerastoderma glaucum*). Samuti on madalam põhjaloomastiku liigiline mitmekesisus. Oluliseks erinevuseks on ka see, et madalas soolsuses on kõige sagedamini esinevaks taksoniks surusääsklaste (*Chironomidae*) vastsed. Sagedamini esinevateks tigudeks on lamekeermene vesitigu (*Peringia ulvae*) ja vesiking (*Theodoxus fluviatilis*). Sagedasemad mobiilsed vähid on perekonna kirpvähk (*Gammarus*) esindajad, eriti võõrliik *G. tigrinus*. Detailsem ülevaade liikide esinemissagedustest on esitatud lisa 2 tabelis 2.

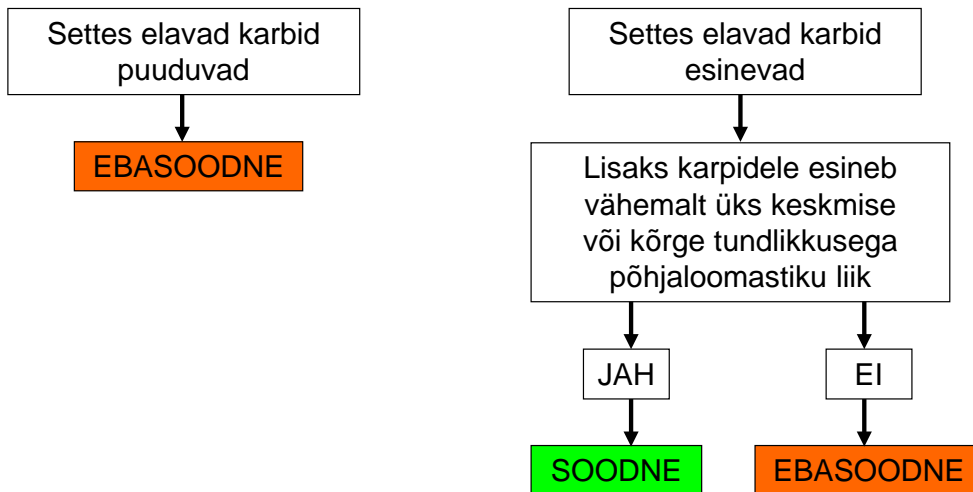
**MEREVEEGA ÜLEUJUTATUD LIIVAMADALAD (1110)
TAIMESTIKUVÖÖND, MADAL SOOLSUS**



Joonis 5.2.1.2. Madala soolsusega piirkondade liivamadalate elupaigatüübi taimestikuvööndi soodsa seisundi kriteeriumite ja soodsate võrdlusväärtuste skeem. Kastid „SOODNE“ ja „EBASOODNE“ tähendavad vastavalt soodsat ja ebasoodsat elupaiga kvaliteeti. Skeemi kasutamiseks peavad olema andmed saadud välitöödelt, kus on rakendatud elupaigatüübile sobivat proovide kogumise meetodikat ning proovide ruumiline paigutus, hulk ja kvaliteet on esinduslikud. Toodud võrdlusväärtused on proovipunkti keskmised, kus biomassipõhised näitajad on saadud kolme kordusproovi keskmisena.

Soodsas seisundis **liivamadalate settes elavate karpide vööndis** on alati esindatud karbid ja lisaks karpidele veel vähemalt üks keskmise või kõrge tundlikkusega takson (joonis 5.2.1.3, tabel 5.2.1.1). Sagedamini esinevateks karbiliikideks on balti lamekarp (*Macoma balthica*) ja söödav südakarp (*Cerastoderma glaucum*). Mittesessiilsetest vähkidest leidub rohkem eelkõige kirpvähilisi nagu harilik kootvähk (*Corophium volutator*) ja perekonna kirpvähk (*Gammarus*) liike. Detailssem ülevaade liikide esinemissagedustest on esitatud lisa 2 tabelis 3. Lainetusele väga avatud piirkondades võib puududa muu elustik peale karpide – see ei pruugi tähendada elupaiga halba seisundit vaid seda, et hüdrodünaamiliselt väga aktiivses piirkonnas ei ole võimelised elama muud loomarühmad kui settesse kaevuvad karbid.

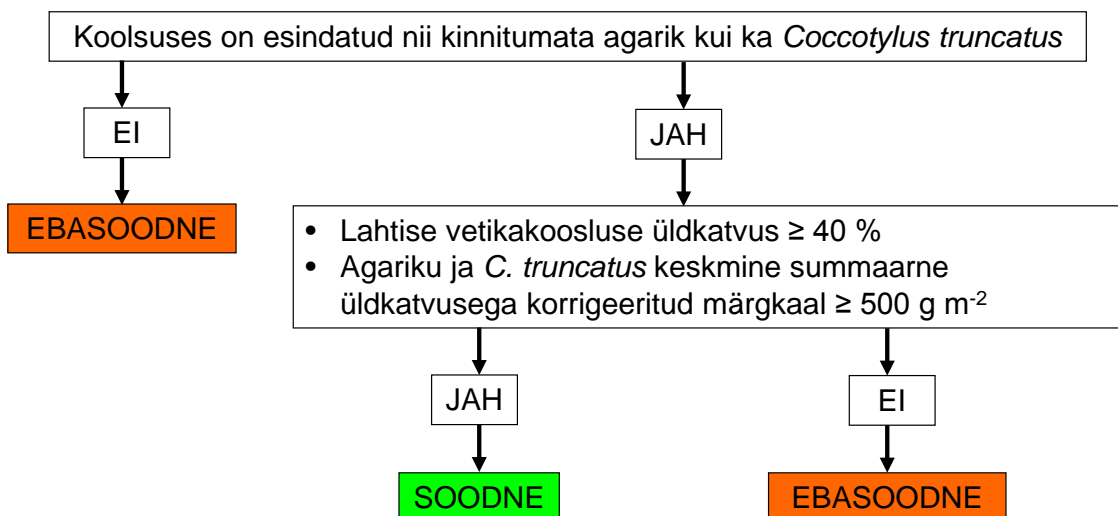
MEREVEEGA ÜLEUJUTATUD LIIVAMADALAD (1110) SETTES ELAVATE KARPIDE VÖÖND



Joonis 5.2.1.3. Liivamadalate elupaigatüübi settes elavate karpide vööndi soodsa seisundi kriteeriumite ja soodsate võrdlusväärtuste skeem. Kastid „SOODNE“ ja „EBASOODNE“ tähendavad vastavalt soodsat ja ebasoodsat elupaiga kvaliteeti. Skeemi kasutamiseks peavad olema andmed saadud välitöödelt, kus on rakendatud elupaigatüübile sobivat proovide kogumise meetodikat ning proovide ruumiline paigutus, hulk ja kvaliteet on esinduslikud. Toodud võrdlusväärtused on proovipunkti keskmised, kus biomassipõhised näitajad on saadud kolme kordusproovi keskmisena.

Liivamadalate elupaigatüübi hulka loetavas **Kassari lahe lahtise punavetikakoosluses** on soodsa seisundi korral esindatud nii kinnitumata agarik kui ka punavetika *Coccolytus truncatus* kinnitumata vorm (joonis 5.2.1.4, tabel 5.2.1.1). Lahtise vetikakoosluse keskmine üldkatvus on vähemalt 40 % ning agariku ja punavetika *C. truncatus* summaarne üldkatvusega korrigeeritud märgkaal on vähemalt 500 g m⁻² (joonis 5.2.1.4).

MEREVEEGA ÜLEUJUTATUD LIIVAMADALAD (1110) KASSARI LAHE LAHTINE PUNAVETIKAKOOSLUS



Joonis 5.2.1.4. Liivamadalate elupaigatüübi Kassari lahe lahtise punavetikakoosluse soodsa seisundi kriteeriumite ja soodsate võrdlusväärtuste skeem. Kastid „SOODNE“ ja „HALB“ tähendavad vastavalt soodsat ja ebasoodsat elupaiga kvaliteeti. Skeemi kasutamiseks peavad olema andmed saadud välitöödelt, kus on rakendatud Kassari lahe fikseeritud proovipunktivõrgustikku ja proovide kogumise meetodikat (TÜ Eesti Mereinstituut 2013).

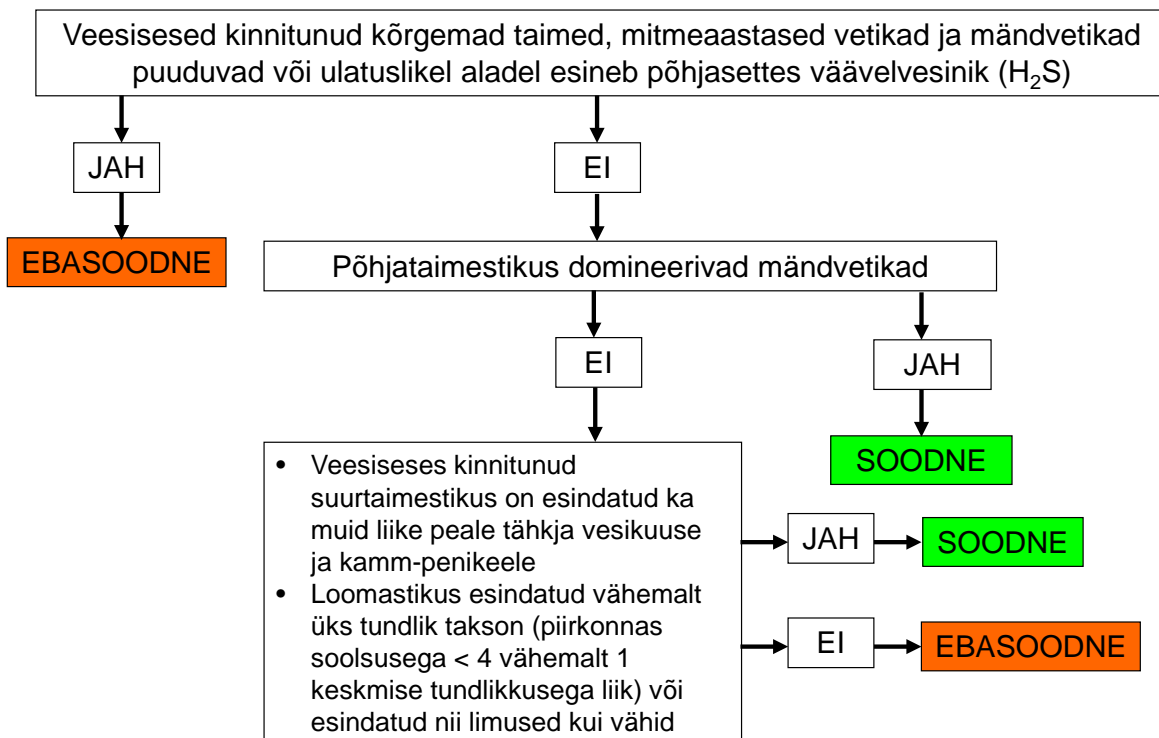
5.2.2. Jõgede lehtersuudmed

Soodsas seisundis jõgede lehtersuudmete elupaigatüübile on omane veesiseste kinnitunud suurtaimede olemasolu. Kui ulatuslikul alal esineb põhjasettes väävelvesinik (H_2S), siis on lehtersuudme seisund ebasoodne (joonis 5.2.2.1, tabel 5.2.2.1). Mändvetikade domineerimise korral põhjataimestikus loetakse kvaliteet soodsaks. Kui veesiseses suurtaimestikus domineerivad kõrgemad taimed, siis on seisund soodne, kui esineb ka muid taimeliike peale tähkja vesikuuse (*Myriophyllum spicatum*) ja kamm-penikeele (*Stuckenia pectinata*) ning põhjaloomastikus on esindatud vähemalt üks kõrge tundlikkusega takson või esindatud nii limused kui vähid (joonis 5.2.2.1, tabel 5.2.2.1). Kõige sagedamini esinevateks limusteks on lamekeermene vesitigu (*Peringia ulvae*), vesiking (*Theodoxus fluviatilis*) ja söödav südakarp (*Cerastoderma glaucum*). Vähkidest esinevad kõige sagedamini perekonna kirpvähk (*Gammarus spp*) liigid ja harilik kootvähk (*Corophium volutator*). Detailsem ülevaade liikide esinemissagedustest on esitatud lisa 2 tabelis 4. Väga madala soolsusega tingimustes (soolsus alla 4) on potentsiaalsete kõrge tundlikkusega loomaliikide arv tunduvalt madalam kui Eesti merealal enamlevinud kõrgema soolsuse tingimustes. Seetõttu võib madala soolsusega suudmepiirkondades soodsa seisundi indikaatoriks lugeda ka keskmise tundlikkusega (vt. tabel 4.1.2.2.1) loomaliikide esinemise.

Tabel 5.2.2.1. Jõgede lehtersuudmete elupaigatüübi struktuuri ja funktsioonide soodsa seisundi kriteeriumid ja soodsad võrdlusväärtused. Toodud kriteeriume ja võrdlusväärtusi tuleb kasutada vastavalt joonisel 5.2.2.1 toodud skeemile, sest kriteeriumid võivad olla hierarhilise ülesehitusega või peavad olema täidetud erinevate kriteeriumite kombinatsioonid. 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. Toodud võrdlusväärtused on proovipunkti keskmised, kus biomassipõhised näitajad on saadud kolme kordusproovi keskmisena.

Kriteeriumid	Soodne võrdlusväärtus
Veesiseste kinnitunud kõrgemate taimede, mitmeaastaste vetikate ja mändvetikate (<i>Chara spp</i> , <i>Tolypella nidifica</i>) esinemine	Esineb vähemalt üks liik või rühm
Väävelvesinik (H ₂ S) põhjasettes	Puudub
Põhjataimestikus domineerivad mändvetikad	Jah
Veesiseses kinnitunud suurtaimestikus on esindatud ka muid liike peale tähkja vesikuuse ja kamm-penikeele	Jah
Kõrge tundlikkusega põhjaloomastiku taksonite arv (piirkonnas soolsusega < 4 keskmise tundlikkusega liikide arv)	1 (1)
Limuste ja vähkide esinemine põhjaloomastikus	Esinevad mõlemad rühmad

JÕGEDE LEHTERSUUDMED (1130)



Joonis 5.2.2.1. Jõgede lehtersuudmete elupaigatüübi soodsa seisundi kriteeriumite ja soodsate võrdlusväärtuste skeem. Kastid „SOODNE“ ja „EBASOODNE“ tähendavad vastavalt soodsat ja ebasoodsat elupaiga kvaliteeti. Skeemi kasutamiseks peavad olema andmed saadud välitöödelt, kus on rakendatud elupaigatüübile sobivat proovide kogumise metoodikat ning proovide ruumiline paigutus, hulk ja kvaliteet on esinduslikud. Toodud võrdlusväärtused on proovipunkti keskmised, kus biomassipõhised näitajad on saadud kolme kordusproovi keskmisena.

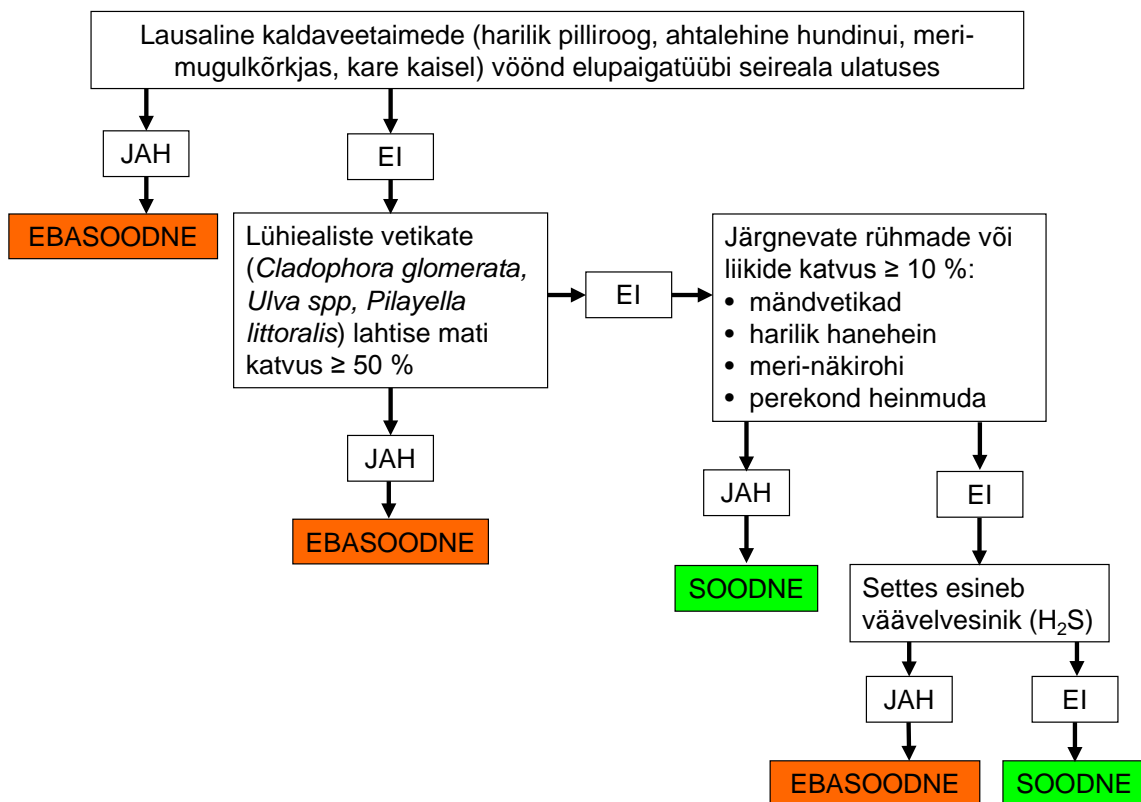
5.2.3. Mõõnaga paljanduvad mudased ja liivased laugmadalikud

Lausaline kaldaveetaimed (harilik pilliroog, ahtalehine hundinui, meri-mugulkõrkjas, kare kaisel) vöönd elupaigatüübi seireala ulatuses on indikatiivne tugevale eutrofeerumisele ja näitab seega ebasoodsat seisundit. Ebasoodsat seisundit näitab ka väävelvesiniku (H₂S) esinemine settes ja lühiealiste vetikate (*Cladophora glomerata*, *Ulva spp*, *Pilayella littoralis*) lahtise matt katvusega $\geq 50\%$ (joonis 5.2.3.1, tabel 5.2.3.1). Mändvetikad (*Chara spp*, *Tolypella nidifica*), harilik hanehein (*Zannichellia palustris*), meri-näkirohi (*Najas marina*) ja perekonna heinmuda liigid (*Ruppia spp*) on suhteliselt tundlikud reostuse suhtes ja seetõttu loetakse seisund soodsaks kui nende liikide või rühmade katvus on vähemalt 10% (joonis 5.2.3.1).

Tabel 5.2.3.1. Mõõnaga paljanduvate mudaste ja liivaste laugmadalike elupaigatüübi struktuuri ja funktsioonide hea seisundi kriteeriumid ja soodsad võrdlusväärtused. Toodud kriteeriume ja võrdlusväärtusi tuleb kasutada vastavalt joonisel 5.2.3.1 toodud skeemile, sest kriteeriumid võivad olla hierarhilise ülesehitusega või peavad olema täidetud erinevate kriteeriumite kombinatsioonid. Kriteeriumite, võrdlusväärtuste ja vastavate skeemide kasutamiseks peavad olema andmed saadud välitöödelt, kus on rakendatud elupaigatüübile sobivat proovide kogumise meetodikat ning proovide ruumiline paigutus, hulk ja kvaliteet on esinduslikud. Toodud võrdlusväärtused on proovipunkti keskmised, kus biomassipõhised näitajad on saadud kolme kordusproovi keskmisena.

Kriteeriumid	Soodne võrdlusväärtus
Väävelvesinik (H ₂ S) põhjasettes	Puudub
Lausaline kaldaveetaimed (harilik pilliroog, ahtalehine hundinui, meri-mugulkõrkjas, kare kaisel) vöönd elupaigatüübi seireala ulatuses	Ei
Lühiealiste vetikate (<i>Cladophora glomerata</i> , <i>Ulva spp</i> , <i>Pilayella littoralis</i>) lahtise mati katvus	< 50 %
Järgnevate taimerühmade või liikide katvus:	$\geq 10 \%$
• mändvetikad (<i>Chara spp</i> , <i>Tolypella nidifica</i>)	
• harilik hanehein (<i>Zannichellia palustris</i>)	
• meri-näkirohi (<i>Najas marina</i>)	
• perekond heinmuda (<i>Ruppia spp</i>)	

MÕÕNAGA PALJANDUVAD MUDASED JA LIIVASED LAUGMADALIKUD (1140)



Joonis 5.2.3.1. Mõõnaga paljanduvate mudaste ja liivaste laugmadalike elupaigatüübi soodsa seisundi kriteeriumite ja soodsate võrdlusväärtuste skeem. Kastid „SOODNE“ ja „EBASOODNE“ tähendavad vastavalt soodsat ja ebasoodsat elupaiga kvaliteeti. Skeemi kasutamiseks peavad olema andmed saadud välitöödelt, kus on rakendatud elupaigatüübile sobivat proovide kogumise meetodikat ning proovide ruumiline paigutus, hulk ja kvaliteet on esinduslikud. Toodud võrdlusväärtused on proovipunkti keskmised, kus biomassipõhised näitajad on saadud kolme kordusproovi keskmisena.

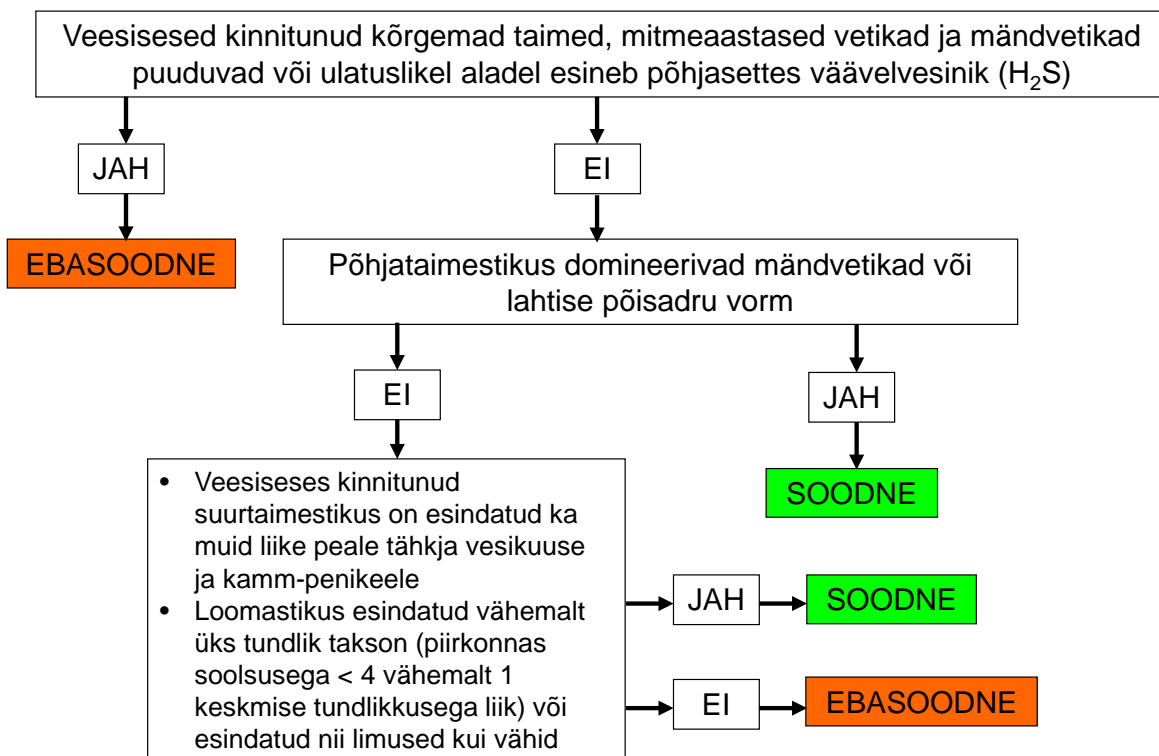
5.2.4. Laiad madalad abajad ja lahed

Soodsas seisundis laiade madalate abajate ja lahtede elupaigatüübile on omane veesisest kinnitunud suurtaimede olemasolu. Kui ulatuslikul alal esineb põhjasettes väävelvesinik (H_2S), siis on elupaiga seisund ebasoodne (joonis 5.2.4.1, tabel 5.2.4.1). Mändvetikate või lahtise põisadru vormi domineerimise korral põhjataimestikus loetakse kvaliteedi seisund soodsaks. Kui veesiseses suurtaimestikus domineerivad kõrgemad taimed, siis on seisund soodne, kui esineb ka muid taimeliike peale tähkja vesikuuse (*Myriophyllum spicatum*) ja kamm-penikeele (*Stuckenia pectinata*) ning põhjaloomastikus on esindatud vähemalt üks kõrge tundlikkusega takson või esindatud nii limused kui vähid (joonis 5.2.4.1). Kõige sagedamini esinevateks limusteks on söödav südakarp (*Cerastoderma glaucum*), vesiking (*Theodoxus fluviatilis*) ja lamekeermene vesitigu (*Peringia ulvae*). Vähikest esinevad kõige sagedamini perekonna kirpvähk (*Gammarus spp*) liigid ja tavaline vesikakand (*Asellus aquaticus*). Detailsem ülevaade liikide esinemissagedustest on esitatud lisa 2 tabelis 5. Väga madala soolsusega tingimustes (soolsus alla 4) on potentsiaalsete kõrge tundlikkusega loomaliikide arv tunduvalt madalam kui Eesti merealal enamlevinud kõrgema soolsuse tingimustes. Seetõttu võib madala soolsusega lahtedes soodsa seisundi indikaatoriks lugeda ka keskmise tundlikkusega (vt. tabel 4.1.2.2.1) loomaliikide esinemise.

Tabel 5.2.4.1. Laiade madalate abajate ja lahtede elupaigatüübi struktuuri ja funktsioonide hea seisundi kriteeriumid ja soodsad võrdlusväärtused. Toodud kriteeriume ja võrdlusväärtusi tuleb kasutada vastavalt joonisel 5.2.4.1 toodud skeemile, sest kriteeriumid võivad olla hierarhilise ülesehitusega või peavad olema täidetud erinevate kriteeriumite kombinatsioonid. Kriteeriumite, võrdlusväärtuste ja vastavate skeemide kasutamiseks peavad olema andmed saadud välitöödelt, kus on rakendatud elupaigatüübile sobivat proovide kogumise meetodikat ning proovide ruumiline paigutus, hulk ja kvaliteet on esinduslikud. Toodud võrdlusväärtused on proovipunkti keskmised, kus biomassipõhised näitajad on saadud kolme kordusproovi keskmisena.

Kriteeriumid	Soodne võrdlusväärtus
Veesiseste kinnitunud kõrgemate taimede, mitmeaastaste vetikate ja mändvetikate (<i>Chara spp</i> , <i>Tolypella nidifica</i>) esinemine	Esineb vähemalt üks liik või rühm
Väävelvesinik (H ₂ S) põhjasettes	Puudub
Põhjataimestikus domineerivad mändvetikad või lahtise põisadru vorm	Jah
Veesiseses kinnitunud suurtaimestikus on esindatud ka muid liike peale tähkja vesikuuse ja kamm-penikeele	Jah
Kõrge tundlikkusega põhjaloomastiku taksonite arv (piirkonnas soolsusega < 4 keskmise tundlikkusega liikide arv)	1 (1)
Limuste ja vähkide esinemine põhjaloomastikus	Esinevad mõlemad rühmad

LAIAD MADALAD ABAJAD JA LAHED (1160)



Joonis 5.2.4.1. Laiade madalate abajate ja lahtede elupaigatüübi soodsa seisundi kriteeriumite ja soodsate võrdlusväärtuste skeem. Kastid „SOODNE“ ja „EBASOODNE“ tähendavad vastavalt soodsat ja ebasoodsat elupaiga kvaliteeti. Skeemi kasutamiseks peavad olema andmed saadud välitöödelt, kus on rakendatud elupaigatüübile sobivat proovide kogumise meetodikat ning proovide ruumiline paigutus, hulk ja kvaliteet on esinduslikud. Toodud võrdlusväärtused on proovipunkti keskmised, kus biomassipõhised näitajad on saadud kolme kordusproovi keskmisena.

5.2.5. Karid

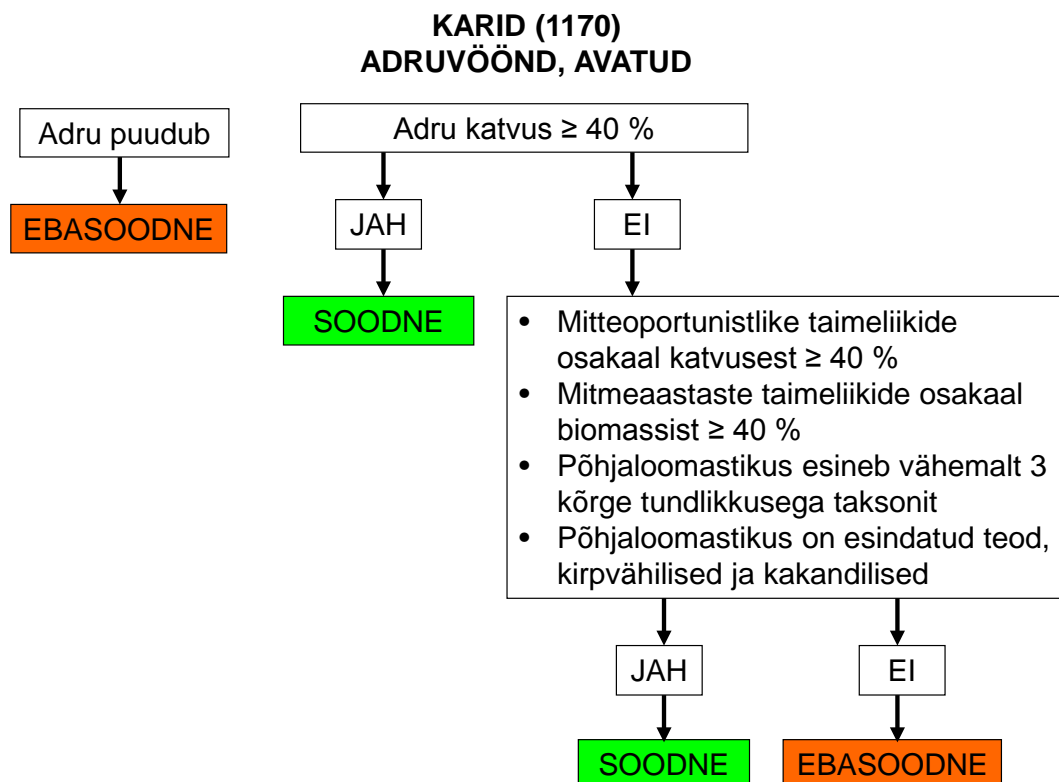
Karide elupaigatüübi struktuuri ja funktsioonide (kvaliteedi) soodsa looduskaitse seisundi kriteeriumid ja neile vastavad võrdlusväärtused on esitatud tabelis 5.2.5.1. Soodsa seisundi kirjeldused ja hindamise skeemid on alljärgnevalt toodud iga karide elupaigatüübi ja lainetusele avatuse klassi kaupa.

Tabel 5.2.5.1. Karide elupaigatüübi struktuuri ja funktsioonide hea seisundi kriteeriumid ja soodsad võrdlusväärtused ökoloogiliste võõndide kaupa. Toodud kriteeriume ja võrdlusväärtusi tuleb kasutada vastavalt joonistel 5.2.5.1 kuni 5.2.5.5 toodud skeemidele, sest kriteeriumid võivad olla hierarhilise ülesehitusega või peavad olema täidetud erinevate kriteeriumite kombinatsioonid. 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. Toodud võrdlusväärtused on proovipunkti keskmised, kus biomassipõhised näitajad on saadud kolme kordusproovi keskmisena.

Võõndid ja kriteeriumid	Soodne võrdlusväärtus
Adruvöönd, avatud	
Adru esinemine	Esineb
Adru katvus	40%
Mitteoportunistlike liikide osakaal katvusest	40%
Mitmeaastaste liikide osakaal biomassist	40%
Kõrge tundlikkusega põhjaloomastiku taksonite arv	3
Tigude, kirpvähiliste ja kakandiliste esinemine	Kõik rühmad esinevad
Adruvöönd, suletud	
Adru katvus	50%
Mitteoportunistlike liikide osakaal katvusest	40%
Mitmeaastaste liikide osakaal biomassist	50%
Kõrge tundlikkusega põhjaloomastiku taksonite arv	3
Tigude, kirpvähiliste ja kakandiliste esinemine	Kõik rühmad esinevad
Punavetikavöönd, avatud	
Punavetikate või mitmeaastaste pruunvetikate esinemine	Esineb vähemalt 1 liik
Agariku katvus	10%
Mitteoportunistlike liikide osakaal katvusest	50%
Mitmeaastaste liikide osakaal biomassist	45%
Kõrge tundlikkusega põhjaloomastiku taksonite arv	2
Tigude, kirpvähiliste ja kakandiliste esinemine	Kõik rühmad esinevad
Punavetikavöönd, suletud	
Punavetikate ja mitmeaastaste pruunvetikate esinemine	Esineb
Agariku katvus	15%
Mitteoportunistlike liikide osakaal katvusest	50%
Mitmeaastaste liikide osakaal biomassist	50%
Tigude, kirpvähiliste ja kakandiliste esinemine	Kõik rühmad esinevad
Rannakarbiöönd	
Rannakarbi, rändkarbi või tõruvähi esinemine	Esineb vähemalt 1 liik
Kõrge tundlikkusega põhjaloomastiku taksonite arv	1*
Tigude, kirpvähiliste või kakandiliste esinemine	Esineb vähemalt 1 liik*

*Lainetusele väga avatud piirkondades ja afootilises võõndis võib puududa muu loomastik peale karpide või tõruvähi – see ei pruugi tähendada elupaiga halba seisundit vaid seda, et hüdrodünaamiliselt väga aktiivses piirkonnas ei ole võimelised elama muud loomarühmad kui karbid ja tõruvähk; afootilises piirkonnas ei esine taimestikuvööndi loomi, mis tugevalt vähendab potentsiaalsete loomaliikide hulka.

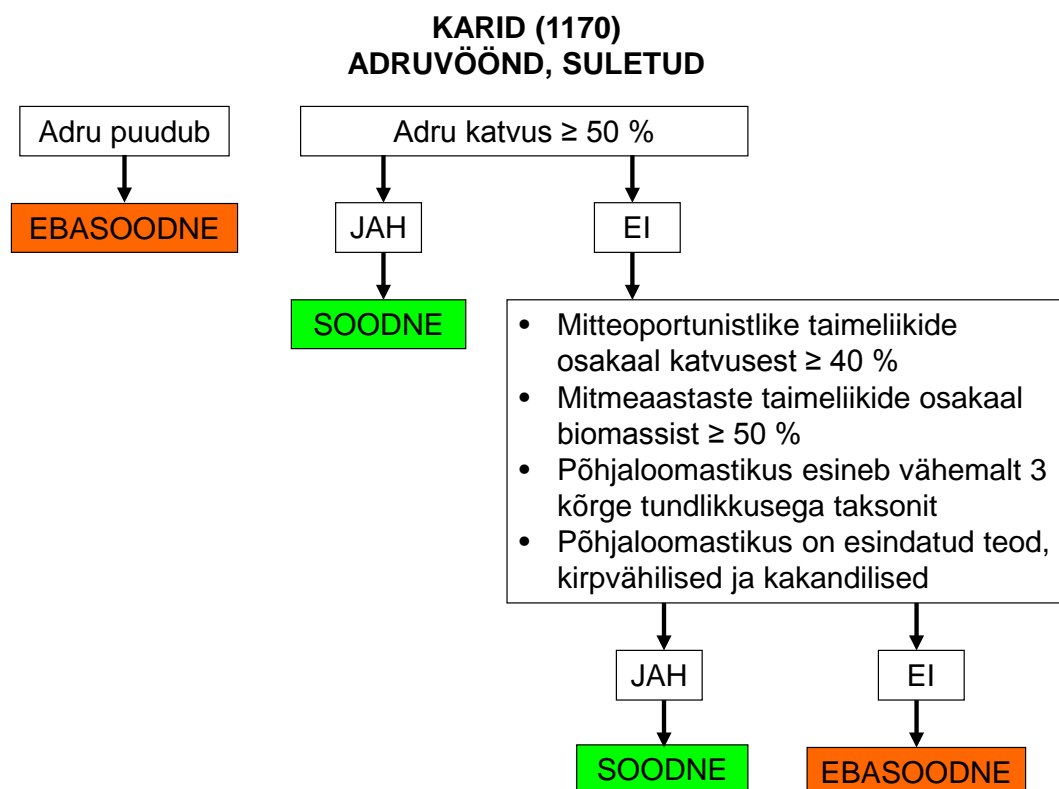
Soodsas seisundis lainetusele **avatud piirkondada karide adruvööndis** esineb alati adru (*F. vesiculosus* või *F. radicans*) (joonis 5.2.5.1, tabel 5.2.5.1). Kui adru katvus on vähemalt 40%, siis on elupaik soodsas seisundis. Mitteoportunistlike vetikate katvus koosluse summaarsest katvusest on vähemalt 40%. Mitmeaastased taimeliigid moodustavad vähemalt 40% taimestiku biomassist. Suurema osa mitmeaastase taimestiku biomassist moodustab enamasti adru, kuid sagedasti esinevad ka *Polysiphonia fucoides*, *Battersia arctica* ning *Furcellaria lumbricalis*. Karide elupaigatüübi adruvööndi põhjaloomastik on liigirikas ja kõrge asustustihedusega. Taimestikuvööndile omaselt domineerivad nii liikide arvu kui biomassi poolest herbivoorid. Adruvööndi sügavamas osas võib biomassis domineerida söödav rannakarp (*Mytilus trossulus*). Soodsas seisundis koosluses on alati esindatud nii teod, kirpvähilised kui kakandilised (joonis 5.2.5.1, tabel 5.2.5.1). Sagedamini esinevateks tigudeks on vesiking (*Theodoxus fluviatilis*) ja lamekeermene vesitigu (*Peringia ulvae*). Peamised kirpvähilised on perekonna kirpvähk (*Gammarus*) esindajad. Enamlevinud kakandilised on perekonna lehtsarv (*Idotea*) liigid ja valgelaup-kakand (*Jaera albifrons*). Soodsas seisundis elupaiga loomastikus esineb alati vähemalt kolm reostuse suhtes kõige tundlikumasse klassi kuuluvat liiki (joonis 5.2.5.1). Detailsem ülevaade liikide esinemissagedustest on esitatud lisa 2 tabelis 6.



Joonis 5.2.5.1. Avatud piirkondada karide elupaigatüübi adruvööndi soodsa seisundi kriteeriumite ja soodsate võrdlusväärtuste skeem. Kastid „SOODNE“ ja „EBASOODNE“ tähendavad vastavalt soodsat ja ebasoodsat elupaiga kvaliteeti. Skeemi kasutamiseks peavad olema andmed saadud välitöödelt, kus on rakendatud elupaigatüübile sobivat proovide kogumise meetodikat ning proovide ruumiline paigutus, hulk ja kvaliteet on esinduslikud. Toodud võrdlusväärtused on proovipunkti keskmised, kus biomassipõhised näitajad on saadud kolme kordusproovi keskmisena.

Soodsas seisundis lainetusele **suletud piirkondade karide adruvööndis** esineb alati adru (*F. vesiculosus* või *F. radicans*) (joonis 5.2.5.2). Kui adru katvus on vähemalt 50%, siis on elupaik soodsas seisundis. Mitteoportunistlike vetikate katvus koosluse summaarsest katvusest on vähemalt 40%. Mitmeaastased liigid moodustavad vähemalt 50% taimestiku

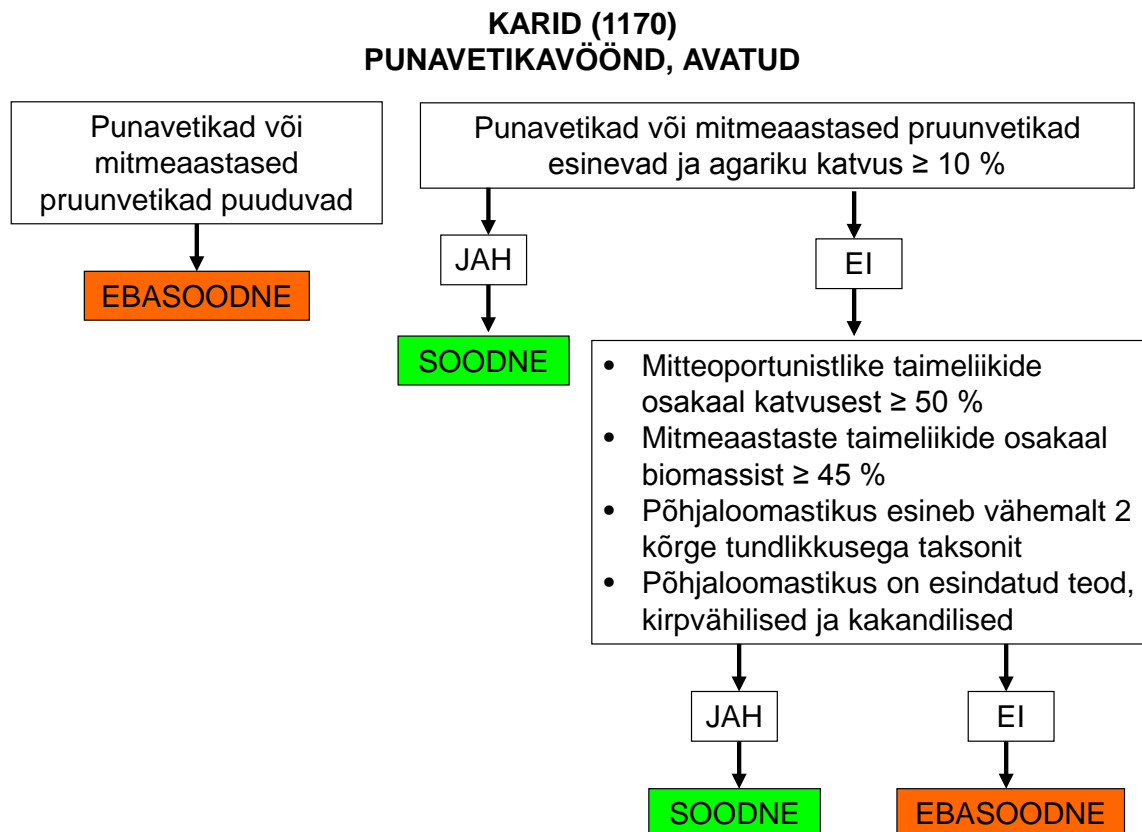
biomassist (joonis 5.2.5.2). Suurema osa mitmeaastase taimestiku biomassist moodustab enamasti adru, kuid sagedasti esinevad ka *Polysiphonia fucoides*, *Battersia arctica* ning *Furcellaria lumbricalis*. Põhjaloostikus on soodsas seisundis koosluses alati esindatud nii teod, kirpvähilised kui kakandilised (joonis 5.2.5.2). Sagedamini esinevateks tigudeks on vesiking (*Theodoxus fluviatilis*) ja lamekeermene vesitigu (*Peringia ulvae*). Peamised kirpvähilised on perekonna kirpvähk (*Gammarus*) esindajad. Enamlevinud kakandilised on perekonna lehtsarv (*Idotea*) liigid ja valgelaup-kakand (*Jaera albifrons*). Soodsas seisundis elupaiga loomastikus esineb alati mitmeid reostuse suhtes kõige tundlikumaid loomaliike (joonis 5.2.5.2). Põhjaloostikuga seotud soodsa seisundi kriteeriumid ja võrdlusväärtused on samad, mis avatud piirkondadel. Mõningaid erinevusi esineb liikide esinemissagedustes (vt. lisa 2 tabelid 6 ja 7).



Joonis 5.2.5.2. Suletud piirkondada karide elupaigatüübi adruvööndi soodsa seisundi kriteeriumite ja soodsate võrdlusväärtuste skeem. Kastid „SOODNE“ ja „EBASOODNE“ tähendavad vastavalt soodsat ja ebasoodsat elupaiga kvaliteeti. Skeemi kasutamiseks peavad olema andmed saadud välitöödelt, kus on rakendatud elupaigatüübile sobivat proovide kogumise meetodikat ning proovide ruumiline paigutus, hulk ja kvaliteet on esinduslikud. Toodud võrdlusväärtused on proovipunkti keskmised, kus biomassipõhised näitajad on saadud kolme kordusproovi keskmisena.

Soodsas seisundis lainetusele **avatud piirkondade karide punavetikavööndis** esinevad agarik (*Furcellaria lumbricalis*), mitmeaastased pruunvetikad (*Fucus vesiculosus* ja/või *Battersia arctica*) või niitjad punavetikad (sagedamini esinevateks liikideks on *Ceramium tenuicorne* ja *Polysiphonia fucoides*). Kui agariku katvus on vähemalt 10%, siis on elupaiga kvaliteet soodsas seisundis. Mitteoportunistlike vetikate katvus koosluse summaarsest katvusest on vähemalt 50%. Mitmeaastased liigid moodustavad vähemalt 45% taimestiku biomassist (joonis 5.2.5.3). Karide elupaigatüübi punavetikavööndi põhjaloostik on liigirikas ja kõrge asustustihedusega. Biomassis domineerib filtreerija söödav rannakarp (*Mytilus trossulus*), mis on ka kõige sagedamini esinevaks loomaliigiks selles vööndis. Liigiline mitmekesisus on kõrgeim herbivooride seas. Soodsas seisundis koosluses on alati

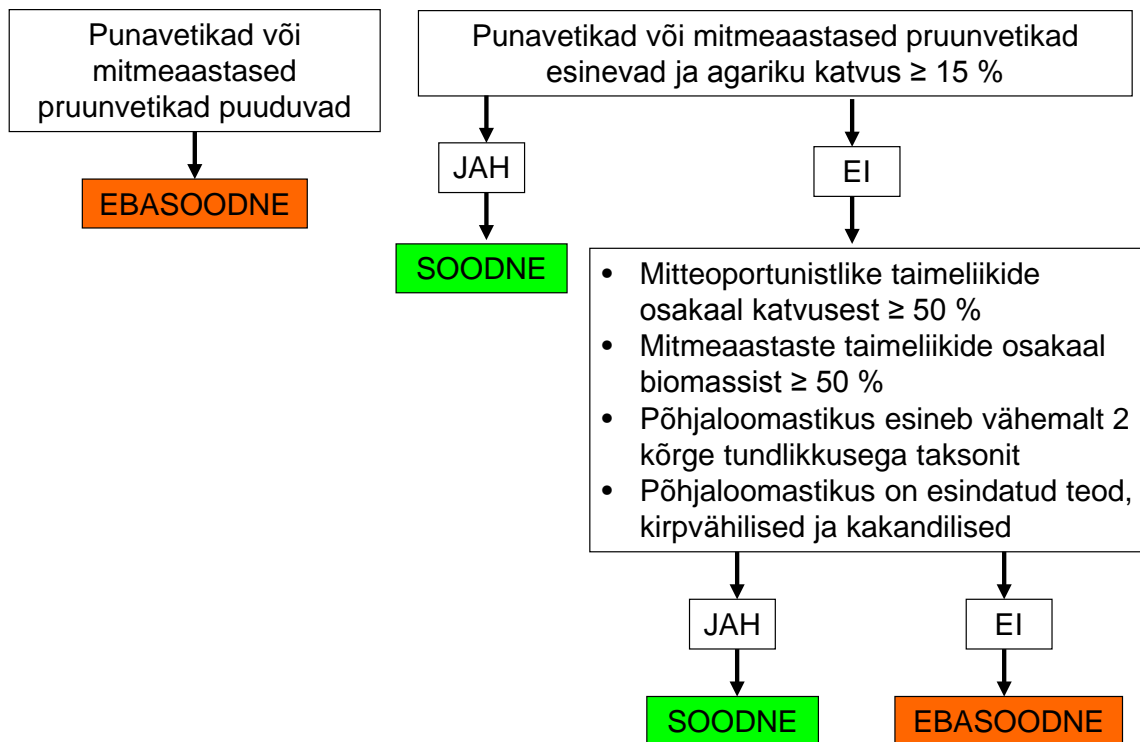
esindatud nii teod, kirpvähilised kui kakandilised (joonis 5.2.5.3). Sagedamini esinevateks tiguks on vesiking (*Theodoxus fluviatilis*) ja lamekeermene vesitigu (*Peringia ulvae*). Peamised kirpvähilised on perekonna kirpvähk (*Gammarus*) esindajad. Enamlevinud kakandiliseks on valgelaup-kakand (*Jaera albifrons*) ja üsna sageli esineb ka perekonna lehtsarv (*Idotea*) liike. Detailsem ülevaade liikide esinemissagedustest on esitatud lisa 2 tabelis 8. Soodsas seisundis elupaiga loomastikus esineb vähemalt kaks erinevat tundlikku loomataksoni (joonis 5.2.5.3).



Joonis 5.2.5.3. Avatud piirkondade karide elupaigatüübi punavetikavööndi soodsa seisundi kriteeriumite ja soodsate võrdlusväärtuste skeem. Kastid „SOODNE“ ja „EBASOODNE“ tähendavad vastavalt soodsat ja ebasoodsat elupaiga kvaliteeti. Skeemi kasutamiseks peavad olema andmed saadud välitöödelt, kus on rakendatud elupaigatüübile sobivat proovide kogumise metoodikat ning proovide ruumiline paigutus, hulk ja kvaliteet on esinduslikud. Toodud võrdlusväärtused on proovipunkti keskmised, kus biomassipõhised näitajad on saadud kolme kordusproovi keskmisena.

Soodsas seisundis lainetusele **suletud piirkondade karide elupaigatüübi punavetikavööndis** esinevad agarik (*Furcellaria lumbricalis*), mitmeaastased pruunvetikad (*Fucus vesiculosus* ja/või *Battersia arctica*) või niitjad punavetikad (sagedamini esinevateks liikideks on *Ceramium tenuicorne* ja *Polysiphonia fucoides*). Kui agariku katvus on vähemalt 10%, siis on elupaiga kvaliteet soodsas seisundis. Mitteoportunistlike vetikate katvus koosluse summaarsest katvusest on vähemalt 50% (joonis 5.2.5.4). Mitmeaastased liigid moodustavad vähemalt 50% taimestiku biomassist. Põhjaloostikus esineb vähemalt 2 kõrge tundlikkusega taksonit ning esindatud on nii teod, kirpvähilised kui kakandilised (joonis 5.2.5.4). Sagedamini esinevad liigid tiguks on vesiking (*Theodoxus fluviatilis*) ja lamekeermene vesitigu (*Peringia ulvae*). Tavalisemad taksonid kirpvähiliste seas on perekonna kirpvähk (*Gammarus spp*) liigid ning sagedamini esinevateks kakandilisteks on valgelaup-kakand (*Jaera albifrons*) ja lehtsarve liigid (*Idotea spp*). Detailsem ülevaade liikide esinemissagedustest on esitatud lisa 2 tabelis 9.

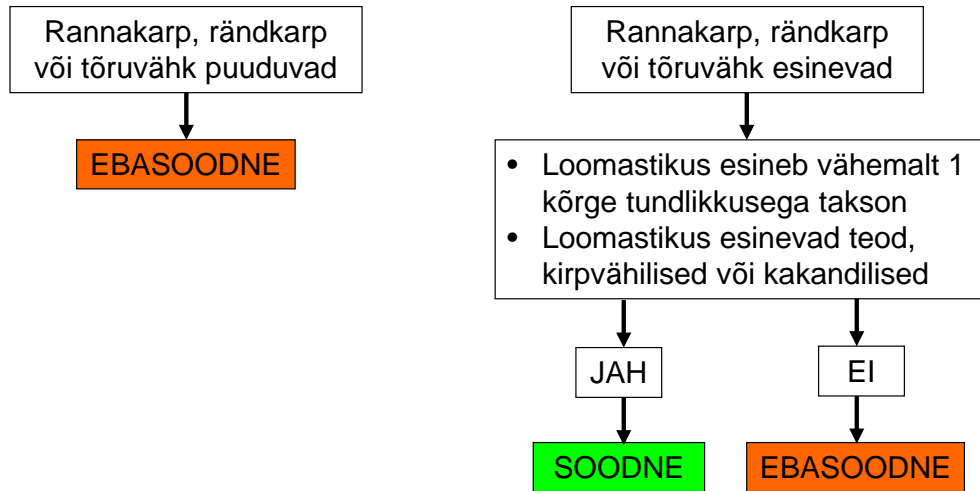
KARID (1170)
PUNAVETIKAVÖÖND, SULETUD



Joonis 5.2.5.4. Suletud piirkondada karide elupaigatüübi punavetikavööndi soodsa seisundi kriteeriumite ja soodsate võrdlusväärtuste skeem. Kastid „SOODNE“ ja „EBASOODNE“ tähendavad vastavalt soodsat ja ebasoodsat elupaiga kvaliteeti. Skeemi kasutamiseks peavad olema andmed saadud välitöödelt, kus on rakendatud elupaigatüübile sobivat proovide kogumise meetodikat ning proovide ruumiline paigutus, hulk ja kvaliteet on esinduslikud. Toodud võrdlusväärtused on proovipunkti keskmised, kus biomassipõhised näitajad on saadud kolme kordusproovi keskmisena.

Karide **rannakarbivööndi** põhjaloostikus domineerivad sessiilsed filtreerijad – söödav rannakarp (*Mytilus trossulus*), tavaline tõruvähk (*Amphibalanus improvisus*) või rändkarp (*Dreissena polymorpha*). Soodsas seisundis koosluses on esindatud vähemalt üks järgmistest rühmadest – teod, kirpvähilised või kakandilised. Sagedamini esinevateks tigudeks on vesiking (*Theodoxus fluviatilis*) ja lamekeermene vesitigu (*Peringia ulvae*). Peamised kirpvähilised on perekonna kirpvähk (*Gammarus*) esindajad. Enamlevinud kakandilised on valgelaup-kakand (*Jaera albifrons*) ja perekonna lehtsarv (*Idotea*) liigid. Detailsem ülevaade liikide esinemissagedustest on esitatud lisa 2 tabelis 10. Soodsas seisundis elupaiga loomastikus esineb vähemalt üks reostuse suhtes kõige tundlikum loomaliik (joonis 5.2.5.5). Lainetusele väga avatud piirkondades ja afootilises vööndis võib puududa muu loomastik peale karpide või tõruvähi – see ei pruugi tähendada elupaiga halba seisundit vaid seda, et hüdrodünaamiliselt väga aktiivses piirkonnas ei ole võimelised elama muud loomarühmad kui karpid ja tõruvähk; afootilises piirkonnas ei esine taimestikuvööndi loomi, mis tugevalt vähendab potentsiaalsete loomaliikide hulka.

KARID (1170) RANNAKARBIVÖÖND



Joonis 5.2.5.5. Karide elupaigatüübi rannakarbibivööndi soodsa seisundi kriteeriumite ja soodsate võrdlusväärtuste skeem. Kastid „SOODNE“ ja „EBASOODNE“ tähendavad vastavalt soodsat ja ebasoodsat elupaiga kvaliteeti. Skeemi kasutamiseks peavad olema andmed saadud välitöödelt, kus on rakendatud elupaigatüübile sobivat proovide kogumise meetodikat ning proovide ruumiline paigutus, hulk ja kvaliteet on esinduslikud. Toodud võrdlusväärtused on proovipunkti keskmised, kus biomassipõhised näitajad on saadud kolme kordusproovi keskmisena.

6. KOKKUVÕTE

Töö kõige olulisemaks tulemuseks on loodusdirektiivi mereliste elupaigatüüpide kvaliteedi (direktiivi tähenduses struktuuri ja funktsioonide) hindamise kriteeriumite ja soodsate võrdlusväärtuste väljatöötamine. Kuna loodusdirektiivi elupaigatüübid on defineeritud üsna laiapiirilisel ning mitmete elupaigatüüpide, eriti karide ja liivamadalate, puhul esineb koosluste varieerumine erinevatel keskkonnagradiientidel, siis töötati välja nende elupaigatüüpide tsoneerimine. Kvaliteedi hindamise kriteeriumid ja vastavad võrdlusväärtused loodi seejärel iga tsooni jaoks eraldi. Potentsiaalsete kvaliteedi kriteeriumitena testiti erinevaid merepõhja taimestiku ja selgrootute indekseid, koosluse muutujaid, tundlike või tüüpiliste liikide olemasolu, liikide/rühmade osakaalusid jne. Lõplikusse kriteeriumite nimekirja valiti kriteeriumid, mis osutusid sobilikuks nii oma ökoloogilise sobivuse kui ka praktilise kasutatavuse seisukohalt. Lisaks elupaikade kvaliteedi kriteeriumitele töötati välja ka levila ja pindala soodsad võrdlusväärtused. Teema tervikliku käsitluse eesmärgil on aruandes ära toodud ka elupaigatüüpide määratlused ja nendega seotud probleemid ning kirjeldatud loodusdirektiivist lähtuvaid üldisi elupaikade looduskaitse seisundi hindamise põhimõtteid.

7. SUMMARY IN ENGLISH

The aim of this report was to develop criteria and favourable reference values for assessing the conservation status of the marine habitats of the annex 1 of Habitats Directive (Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora) in the Estonian marine areas. The habitat types listed in the Habitats Directive are broadly defined and may encompass different communities depending upon distinct environmental gradients. By considering these environmental gradients the habitat types reefs and sandbanks were zoned and the assessment criteria and corresponding favourable reference values were defined separately for each zone. A set of several metrics like phytobenthos/zoobenthos indices, community variables, presence of sensitive or typical species, proportions of functional or taxonomic groups etc were tested as potential criteria for determining habitat quality. The most appropriate criteria were selected for incorporation into the assessment system based on ecological eligibility and practical considerations. In addition to the criteria for assessing the structure and functions of habitats, favourable reference values for ranges and areas were also developed. Additionally, this report provides an overview of the general principles on setting criteria for the favourable conservation status, presents information on the definitions of marine habitat types and examines problems related to the definitions.

KIRJANDUS

- Appelgren K & Mattila J. 2005. Variation in vegetation communities in shallow bays of the northern Baltic Sea. *Aquatic Botany*, 83, 1–13.
- Bonsdorff E & Pearson TH. 1999. Variation in the sublittoral macrozoobenthos of the Baltic Sea along environmental gradients; a functional-group approach. *Australian Journal of Ecology*, 24, 312–326.
- 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.
- Clarke KR & Gorley RN. 2006. Primer v6. User Manual/ Tutorial. Primer-E, Plymouth, UK. 192 pp.
- Clarke KR, Somerfield PJ, Chapman MG. 2006. On resemblance measures for ecological studies, including taxonomic dissimilarities and a zero-adjusted Bray-Curtis coefficient for denuded assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 330, 55–80.
- European Commission. 2007. Guidelines for the establishment of the Natura 2000 network in the marine environment. Application of the Habitats and Bird Directives. http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/marine/docs/marine_guidelines.pdf
- European Commission. 2013. Interpretation manual of European Union habitats. Interpretation Manual - EUR 28. European Commission, DG Environment.
- Evans D & Arvela M. 2011. Assessment and reporting under Article 17 of the Habitats Directive. Explanatory Notes & Guidelines for the period 2007-2012. European Topic Centre on Biological Diversity.
- GRID-Arendal. 2014. International practices on setting criteria for favourable conservation status and baseline status of marine habitats.
- 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.
- Kotta J, Lauringson V, Kaasik A, Kotta I. 2012. Defining the coastal water quality in Estonia based on benthic invertebrate communities. *Estonian Journal of Ecology*, 61, 86–105.
- Kuuppo P, Blauw A, Møhlenberg F, Kaas H, Henriksen P, Krause-Jensen D, Aertebjerg G, Bäck S, Erfemeijer P, Caspar M, Carvalho S & Heiskanen AS. 2006. Nutrients and eutrophication in coastal and transitional waters. In *Indicators and methods for the ecological status assessment under the Water Framework Directive* (Solimini AG, Cardoso AC & Heiskanen AS, eds.). European Communities. 33–80 pp.
- Masing V. 1992. Ökoloogialeksikon. Eesti Entsüklopeediakirjastus, Tallinn. 63 lk.
- Nikolopoulos A & Isæus M. 2008. Wave exposure calculations for the Estonian coast. AquaBiota Water Research.

Nõukogu direktiiv. 1992. Euroopa nõukogu direktiiv 92/43/EMÜ, looduslike elupaikade ning loodusliku taime- ja loomastiku kaitse kohta. <http://www.natura2000.envir.ee/files/doc/loodusdirektiiv.pdf>

Paal J. 2007. Loodusdirektiivi elupaigatüüpide käsiraamat. Teine, parandatud ja täiendatud trükk. Auratrükk, Tallinn. 308 lk.

Paalme T, Kotta J, Kersen P, Martin G, Kukk H & Torn K. 2011. Inter-annual variations in biomass of loose lying algae *Furcellaria*–*Coccotylus* community: The relative importance of local versus regional environmental factors in the West Estonian Archipelago. *Aquatic botany*, 95(2), 146-152.

Pearson TH & Rosenberg R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and marine biology: an annual review*, 16, 229-311.

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.

Schiewer U. 2008. The Baltic Coastal Zones. In: Ecology of the Baltic Coastal Waters. *Ecological Studies*, 197, 23-33.

Schramm W. 1996. The Baltic Sea and Its Transition Zones. Schramm W, Nienhuis PH. (eds.), Marine Benthic vegetation. Recent Changes and the Effects of Eutrophication. *Ecological Studies*, 123, 131-163.

Schubert H & Blindow I (eds.). 2003. Charophytes of the Baltic Sea. BMB Publication No. 19. Koeltz Scientific, Königstein.

Selig U, Eggert A, Schories D, Schubert M, Blümel C & Schubert H. 2007. Ecological classification of macroalgae and angiosperm communities of inner coastal waters in the southern Baltic Sea. *Ecological Indicators*, 7, 665–678.

Shannon CE. 1948. A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal* 27, 379–423.

Steinhardt T, Karez R, Selig U & Schubert H. 2009. The German procedure for the assessment of ecological status in relation to the biological quality element „Macroalgae & Angiosperms“ pursuant to the European Water framework directive (WFD) for inner coastal waters of the Baltic Sea. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge*, 22, 7–42.

Torn K & Martin G. 2011. Assessment method for the ecological status of Estonian coastal waters based on submerged aquatic vegetation. Brebbia CA, Beriatos E. (eds.). Sustainable Development and Planning V. Southampton: WIT Press. 443 – 452 pp.

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.

Torn K, Martin G, Rostin L. 2014. Testing and development of different metrics and indexes describing submerged aquatic vegetation for assessment of the ecological status of semi-enclosed coastal water bodies in the NE Baltic Sea. *Estonian Journal of Ecology*, 63(4), 262 - 281.

TÜ Eesti Mereinstituut. 2013. Kassari lahe tööndusliku punavetikavaru uuringud. Aruanne.
TÜ Eesti Mereinsituut. 2014. Merepõhja elupaikade definitsioonide tõlgendamise juhend.

Zettler ML, Karlsson A, Kontula T, Gruszka P, Laine AO, Herkül K, Schiele K, Maximov A, Haldin J. 2014. Biodiversity gradient in the Baltic Sea: A comprehensive inventory of macrozoobenthos data. *Helgoland Marine Research*, 68(1), 49 - 57.

LISA 1

Põhjaloostiku taksonite funktsioonid liikumisvõime ja toitumistüübi (vajalik NFT2 jaoks) ning nende kombinatsiooni järgi (vajalik NFT1 jaoks)

Takson	Liikuvus	Toitumistüüp (NFT2)	Liikuvuse ja toitumistüübi kombinatsioon (NFT1)
<i>Alderia modesta</i>	madal	herbivoor	madal-herbivoor
<i>Amphibalanus improvisus</i>	madal	filtrerija	madal-filtrerija
<i>Ancylus fluviatilis</i>	madal	herbivoor	madal-herbivoor
<i>Anodonta cygnea</i>	madal	detrivoor	madal-detrivoor
<i>Aphelocheirus aestivalis</i>	kõrge	kiskja	kõrge-kiskja
<i>Apocorophium lacustre</i>	kõrge	detrivoor	kõrge-detrivoor
<i>Argulus sp</i>	madal	kiskja	madal-kiskja
<i>Argyroneta aquatica</i>	kõrge	kiskja	kõrge-kiskja
<i>Armiger crista</i>	madal	herbivoor	madal-herbivoor
<i>Asellus aquaticus</i>	kõrge	herbivoor	kõrge-herbivoor
<i>Astarte borealis</i>	madal	filtrerija	madal-filtrerija
<i>Bathyporeia pilosa</i>	kõrge	detrivoor	kõrge-detrivoor
<i>Bithynia tentaculata</i>	madal	herbivoor	madal-herbivoor
<i>Boccardiella ligerica</i>	kõrge	filtrerija	kõrge-filtrerija
<i>Bylgides sarsi</i>	kõrge	kiskja	kõrge-kiskja
<i>Calliopius laeviusculus</i>	kõrge	detrivoor	kõrge-detrivoor
<i>Cerastoderma glaucum</i>	madal	filtrerija	madal-filtrerija
<i>Ceratopogonidae</i>	kõrge	kiskja	kõrge-kiskja
<i>Chelicorophium curvispinum</i>	kõrge	detrivoor	kõrge-detrivoor
<i>Chironomidae</i>	kõrge	detrivoor	kõrge-detrivoor
<i>Coleoptera</i>	kõrge	kiskja	kõrge-kiskja
<i>Cordylophora caspia</i>	madal	filtrerija	madal-filtrerija
<i>Corixidae</i>	kõrge	kiskja	kõrge-kiskja
<i>Corophiidae juv</i>	kõrge	detrivoor	kõrge-detrivoor
<i>Corophium volutator</i>	kõrge	detrivoor	kõrge-detrivoor
<i>Crangon crangon</i>	kõrge	kiskja	kõrge-kiskja
<i>Cyanophthalma obscura</i>	madal	kiskja	madal-kiskja
<i>Diastylis rathkei</i>	kõrge	detrivoor	kõrge-detrivoor
<i>Diptera</i>	kõrge	kiskja	kõrge-kiskja
<i>Dreissena polymorpha</i>	madal	filtrerija	madal-filtrerija
<i>Echinogammarus stoerensis</i>	kõrge	herbivoor	kõrge-herbivoor
<i>Ecrobia ventrosa</i>	madal	herbivoor	madal-herbivoor
<i>Einhornia crustulenta</i>	madal	filtrerija	madal-filtrerija
<i>Ephemeroptera</i>	kõrge	kiskja	kõrge-kiskja
<i>Erpobdella octoculata</i>	kõrge	kiskja	kõrge-kiskja
<i>Eurydice pulchra</i>	kõrge	kiskja	kõrge-kiskja
<i>Gammarus duebeni</i>	kõrge	herbivoor	kõrge-herbivoor
<i>Gammarus juv</i>	kõrge	herbivoor	kõrge-herbivoor
<i>Gammarus lacustris</i>	kõrge	herbivoor	kõrge-herbivoor
<i>Gammarus locusta</i>	kõrge	herbivoor	kõrge-herbivoor
<i>Gammarus oceanicus</i>	kõrge	herbivoor	kõrge-herbivoor
<i>Gammarus pulex</i>	kõrge	herbivoor	kõrge-herbivoor
<i>Gammarus salinus</i>	kõrge	herbivoor	kõrge-herbivoor
<i>Gammarus sp</i>	kõrge	herbivoor	kõrge-herbivoor
<i>Gammarus zaddachi</i>	kõrge	herbivoor	kõrge-herbivoor
<i>Gammarus tigrinus</i>	kõrge	herbivoor	kõrge-herbivoor

<i>Glossiphonia complanata</i>	kõrge	kiskja	kõrge-kiskja
<i>Glossiphonia heteroclita</i>	kõrge	kiskja	kõrge-kiskja
<i>Glossiphonia paludosa</i>	kõrge	kiskja	kõrge-kiskja
<i>Gonothyræa loveni</i>	madal	filtreerija	madal-filtreerija
<i>Haemopsis sanguisuga</i>	kõrge	kiskja	kõrge-kiskja
<i>Halicryptus spinulosus</i>	kõrge	kiskja	kõrge-kiskja
<i>Hediste diversicolor</i>	kõrge	detrivoor	kõrge-detrivoor
<i>Helobdella stagnalis</i>	kõrge	kiskja	kõrge-kiskja
<i>Hemiclepsis marginata</i>	kõrge	kiskja	kõrge-kiskja
<i>Hemiptera</i>	kõrge	kiskja	kõrge-kiskja
<i>Hippeutis complanatus</i>	madal	herbivoor	madal-herbivoor
<i>Hirudinea</i>	kõrge	kiskja	kõrge-kiskja
<i>Hydracarina</i>	kõrge	kiskja	kõrge-kiskja
<i>Hydrobia sp</i>	madal	herbivoor	madal-herbivoor
<i>Hydrozoa</i>	madal	filtreerija	madal-filtreerija
<i>Idotea balthica</i>	kõrge	herbivoor	kõrge-herbivoor
<i>Idotea chelipes</i>	kõrge	herbivoor	kõrge-herbivoor
<i>Idotea granulosa</i>	kõrge	herbivoor	kõrge-herbivoor
<i>Idotea juv</i>	kõrge	herbivoor	kõrge-herbivoor
<i>Idotea sp</i>	kõrge	herbivoor	kõrge-herbivoor
<i>Jaera albifrons</i>	kõrge	herbivoor	kõrge-herbivoor
<i>Laomedea flexuosa</i>	madal	filtreerija	madal-filtreerija
<i>Laonome spp</i>	kõrge	filtreerija	kõrge-filtreerija
<i>Lepidoptera</i>	kõrge	kiskja	kõrge-kiskja
<i>Leptocheirus pilosus</i>	kõrge	detrivoor	kõrge-detrivoor
<i>Limapontia capitata</i>	madal	herbivoor	madal-herbivoor
<i>Lymnaea sp</i>	madal	herbivoor	madal-herbivoor
<i>Lymnaea spx</i>	madal	herbivoor	madal-herbivoor
<i>Lymnaea stagnalis</i>	madal	herbivoor	madal-herbivoor
<i>Macoma balthica</i>	madal	detrivoor	madal-detrivoor
<i>Manayunkia aestuarina</i>	kõrge	detrivoor	kõrge-detrivoor
<i>Marenzelleria neglecta</i>	kõrge	detrivoor	kõrge-detrivoor
<i>Melita palmata</i>	kõrge	detrivoor	kõrge-detrivoor
<i>Monoporeia affinis</i>	kõrge	detrivoor	kõrge-detrivoor
<i>Mya arenaria</i>	madal	filtreerija	madal-filtreerija
<i>Mysis mixta</i>	kõrge	kiskja	kõrge-kiskja
<i>Mysis relicta</i>	kõrge	kiskja	kõrge-kiskja
<i>Mytilus trossulus</i>	madal	filtreerija	madal-filtreerija
<i>Myxas glutinosa</i>	madal	herbivoor	madal-herbivoor
<i>Nematoda</i>	madal	detrivoor	madal-detrivoor
<i>Neomysis integer</i>	kõrge	kiskja	kõrge-kiskja
<i>Neuroptera</i>	kõrge	kiskja	kõrge-kiskja
<i>Odonata</i>	kõrge	kiskja	kõrge-kiskja
<i>Oligochaeta</i>	madal	detrivoor	madal-detrivoor
<i>Orchestia cavimana</i>	kõrge	detrivoor	kõrge-detrivoor
<i>Ostracoda</i>	madal	detrivoor	madal-detrivoor
<i>Palaemon adspersus</i>	kõrge	herbivoor	kõrge-herbivoor
<i>Palaemon elegans</i>	kõrge	detrivoor	kõrge-detrivoor
<i>Paramysis intermedia</i>	kõrge	kiskja	kõrge-kiskja
<i>Peringia ulvae</i>	madal	herbivoor	madal-herbivoor
<i>Physa fontinalis</i>	madal	herbivoor	madal-herbivoor
<i>Piscicola geometra</i>	kõrge	kiskja	kõrge-kiskja
<i>Pisidium sp</i>	madal	detrivoor	madal-detrivoor
<i>Placobdella costata</i>	kõrge	kiskja	kõrge-kiskja

<i>Planorbarius corneus</i>	madal	herbivoor	madal-herbivoor
<i>Planorbidae</i>	madal	herbivoor	madal-herbivoor
<i>Plecoptera</i>	kõrge	kiskja	kõrge-kiskja
<i>Pontogammarus robustoides</i>	kõrge	detrivoor	kõrge-detrivoor
<i>Pontoporeia femorata</i>	kõrge	detrivoor	kõrge-detrivoor
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	madal	herbivoor	madal-herbivoor
<i>Praunus flexuosus</i>	kõrge	kiskja	kõrge-kiskja
<i>Praunus inermis</i>	kõrge	kiskja	kõrge-kiskja
<i>Praunus sp</i>	kõrge	kiskja	kõrge-kiskja
<i>Pygospio elegans</i>	kõrge	detrivoor	kõrge-detrivoor
<i>Radix auricularia</i>	madal	herbivoor	madal-herbivoor
<i>Radix balthica</i>	madal	herbivoor	madal-herbivoor
<i>Rhithropanopeus harrisi</i>	kõrge	omnivoor	kõrge-omnivoor
<i>Rhithropanopeus juv</i>	kõrge	omnivoor	kõrge-omnivoor
<i>Saduria entomon</i>	kõrge	kiskja	kõrge-kiskja
<i>Scoloplos armiger</i>	madal	detrivoor	madal-detrivoor
<i>Sphaerium sp</i>	madal	detrivoor	madal-detrivoor
<i>Stagnicola palustris</i>	madal	herbivoor	madal-herbivoor
<i>Tenellia adspersa</i>	madal	kiskja	madal-kiskja
<i>Terebellides stroemi</i>	madal	detrivoor	madal-detrivoor
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	madal	herbivoor	madal-herbivoor
<i>Trichoptera</i>	kõrge	kiskja	kõrge-kiskja
<i>Unio crassus</i>	madal	detrivoor	madal-detrivoor
<i>Unio pictorum</i>	madal	detrivoor	madal-detrivoor
<i>Valvata cristata</i>	madal	herbivoor	madal-herbivoor
<i>Valvata macrostoma</i>	madal	herbivoor	madal-herbivoor
<i>Valvata piscinalis</i>	madal	herbivoor	madal-herbivoor
<i>Viviparus viviparus</i>	madal	herbivoor	madal-herbivoor

LISA 2

Loodusdirektiivi elupaigatüüpide põhjataimestiku ja –loomastiku taksonite esinemissagedused ökoloogiliste võõndite ning sooluse ja lainetusele avatuse priikondade kaupa. Esinemissagedused on toodud üle kõigi vastava üksuse proovipunktide, mitte ainult hea kvaliteediga elupaikade proovipunktide kohta. Välja on jäetud taksonid, mille esinemissagedus oli alla 1 %.

Tabel 1. Põhjaelustiku taksonite esinemissagedused kõrge soolusega piirkondade mereveega üleujutatud liivamadalate elupaigatüübi (1110) taimestikuvõõndis.

Põhjaloostiku taksonid	Esinemissagedus (%)	Põhjataimestiku taksonid	Esinemissagedus (%)
<i>Peringia ulvae</i>	91.2	<i>Polysiphonia fucooides</i>	75.9
<i>Cerastoderma glaucum</i>	86.1	<i>Pilayella littoralis</i>	72.2
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	78.7	<i>Cladophora glomerata</i>	71.8
<i>Chironomidae</i>	78.7	<i>Stuckenia pectinata</i>	65.3
<i>Macoma balthica</i>	66.7	<i>Ceramium tenuicorne</i>	61.6
<i>Hediste diversicolor</i>	60.2	<i>Furcellaria lumbricalis</i>	53.7
<i>Gammarus juv</i>	59.7	<i>Myriophyllum spicatum</i>	38.0
<i>Idotea chelipes</i>	55.1	<i>Fucus vesiculosus</i>	37.5
<i>Radix balthica</i>	50.0	<i>Zannichellia palustris</i>	34.3
<i>Gammarus salinus</i>	45.8	<i>Coccotylus truncatus</i>	32.9
<i>Mya arenaria</i>	37.0	<i>Chara aspera</i>	31.9
<i>Gammarus tigrinus</i>	35.6	<i>Tolypella nidifica</i>	31.5
<i>Mytilus trossulus</i>	35.2	<i>Battersia arctica</i>	27.3
<i>Idotea balthica</i>	32.4	<i>Ruppia maritima</i>	25.0
<i>Oligochaeta</i>	30.6	<i>Ulva intestinalis</i>	25.0
<i>Jaera albifrons</i>	26.4	<i>Chara canescens</i>	24.1
<i>Gammarus oceanicus</i>	25.9	<i>Chaetomorpha linum</i>	23.6
<i>Cyanophthalma obscura</i>	25.9	<i>Zostera marina</i>	21.3
<i>Corophium volutator</i>	25.5	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	19.0
<i>Gammarus zaddachi</i>	22.7	<i>Chara connivens</i>	18.1
<i>Trichoptera</i>	19.4	<i>Chara baltica</i>	17.6
<i>Coleoptera</i>	16.7	<i>Cyanobacteria</i>	9.3
<i>Lepidoptera</i>	16.7	<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>	9.3
<i>Leptocheirus pilosus</i>	15.7	<i>Stictyosiphon tortilis</i>	6.0
<i>Odonata</i>	13.0	<i>Rhodomela confervoides</i>	5.1
<i>Idotea sp</i>	10.6	<i>Chorda filum</i>	4.6
<i>Asellus aquaticus</i>	9.3	<i>Leathesia marina</i>	4.6
<i>Donacia sp</i>	6.0	<i>Rhizoclonium riparium</i>	4.6
<i>Cordylophora caspia</i>	5.6	<i>Ceramium virgatum</i>	4.2
<i>Einhornia crustulenta</i>	5.6	<i>Cladophora rupestris</i>	4.2
<i>Amphibalanus improvisus</i>	5.1	<i>Monostroma balticum</i>	3.7
<i>Alderia modesta</i>	4.6	<i>Ulothrix sp</i>	3.7
<i>Laomedea flexuosa</i>	4.6	<i>Chara sp</i>	2.8
<i>Gonothyraea loveni</i>	4.2	<i>Chara horrida</i>	1.9
<i>Lymnaea sp</i>	3.7	<i>Eudesme virescens</i>	1.9
<i>Gammarus locusta</i>	3.7	<i>Fucus vesiculosus lahtine</i>	1.9
<i>Saduria entomon</i>	3.7	<i>Polysiphonia fibrillosa</i>	1.9
<i>Bithynia tentaculata</i>	3.2	<i>Ceratophyllum demersum</i>	1.4
<i>Diptera</i>	3.2	<i>Chara tomentosa</i>	1.4
<i>Praunus flexuosus</i>	2.3	<i>Halosiphon tomentosus</i>	1.4

<i>Bathyporeia pilosa</i>	2.3	<i>Percursaria percursa</i>	1.4
<i>Crangon crangon</i>	1.9		
<i>Neomysis integer</i>	1.9		
<i>Palaemon adspersus</i>	1.9		
<i>Marenzelleria neglecta</i>	1.9		
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	1.4		
Hydrozoa	1.4		
<i>Piscicola geometra</i>	1.4		

Tabel 2. Põhjaelustiku taksonite esinemissagedused madala soolsusega piirkondade mereveega üleujutatud liivamadalate elupaigatüübi (1110) taimestikuvööndis.

Põhjaloostiku taksonid	Esinemissagedus (%)	Põhjataimestiku taksonid	Esinemissagedus (%)
<i>Chironomidae</i>	88.7	<i>Cladophora glomerata</i>	84.8
<i>Gammarus juv</i>	72.8	<i>Myriophyllum spicatum</i>	71.5
<i>Peringia ulvae</i>	70.9	<i>Stuckenia pectinata</i>	62.3
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	64.9	<i>Chara aspera</i>	60.3
<i>Gammarus tigrinus</i>	60.9	<i>Polysiphonia fucoides</i>	54.3
<i>Cerastoderma glaucum</i>	55.6	<i>Pilayella littoralis</i>	29.1
<i>Gammarus salinus</i>	36.4	<i>Ceramium tenuicorne</i>	44.4
<i>Idotea chelipes</i>	35.8	<i>Zannichellia palustris</i>	44.4
<i>Coleoptera</i>	31.8	<i>Ulva intestinalis</i>	39.7
<i>Trichoptera</i>	31.8	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	37.7
<i>Lepidoptera</i>	31.1	<i>Chara canescens</i>	36.4
<i>Macoma balthica</i>	29.1	<i>Chaetomorpha linum</i>	29.1
<i>Radix balthica</i>	27.8	<i>Fucus vesiculosus</i>	27.2
<i>Hediste diversicolor</i>	27.8	<i>Furcellaria lumbricalis</i>	26.5
<i>Leptocheirus pilosus</i>	22.5	<i>Tolypella nidifica</i>	25.8
<i>Odonata</i>	21.9	<i>Cyanobacteria</i>	21.2
<i>Jaera albifrons</i>	19.2	<i>Chara connivens</i>	19.9
<i>Mya arenaria</i>	17.9	<i>Chara baltica</i>	19.2
<i>Cyanophthalma obscura</i>	16.6	<i>Ruppia maritima</i>	15.9
<i>Dreissena polymorpha</i>	15.9	<i>Battersia arctica</i>	14.6
<i>Cordylophora caspia</i>	15.2	<i>Coccotylus truncatus</i>	13.2
<i>Corophium volutator</i>	10.6	<i>Cladophora rupestris</i>	11.3
<i>Bithynia tentaculata</i>	9.9	<i>Rhizoclonium riparium</i>	7.9
<i>Idotea balthica</i>	9.9	<i>Ulothrix sp</i>	7.3
<i>Oligochaeta</i>	9.9	<i>Polysiphonia fibrillosa</i>	5.3
<i>Gammarus zaddachi</i>	8.6	<i>Zostera marina</i>	5.3
<i>Laomedea flexuosa</i>	7.3	<i>Urospora penicilliformis</i>	5.3
<i>Alderia modesta</i>	6.0	<i>Najas marina</i>	4.6
<i>Mytilus trossulus</i>	6.0	<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>	4.0
<i>Neomysis integer</i>	6.0	<i>Leathesia marina</i>	4.0
<i>Idotea sp</i>	5.3	<i>Ceratophyllum demersum</i>	3.3
<i>Diptera</i>	5.3	<i>Fucus radicans</i>	3.3
<i>Gammarus oceanicus</i>	4.6	<i>Stictyosiphon tortilis</i>	3.3
		<i>Fucus vesiculosus lahtine</i>	
<i>Einhornia crustulenta</i>	4.6	<i>vorm</i>	2.6
<i>Amphibalanus improvisus</i>	4.0	<i>Percursaria percursa</i>	2.6
<i>Palaemon adspersus</i>	3.3	<i>Chara tomentosa</i>	2.0
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	2.6	<i>Monostroma balticum</i>	2.0
Hydrozoa	2.6	<i>Ceramium virgatum</i>	1.3
<i>Ephemeroptera</i>	2.6	<i>Chara sp</i>	1.3

<i>Lymnaea sp</i>	2.0	<i>Chorda filum</i>	1.3
<i>Idotea juv</i>	2.0		
<i>Corixidae</i>	2.0		
<i>Crangon crangon</i>	2.0		
<i>Donacia sp</i>	2.0		
<i>Piscicola geometra</i>	2.0		
<i>Bathyporeia pilosa</i>	2.0		
<i>Asellus aquaticus</i>	1.3		
<i>Idotea granulosa</i>	1.3		
<i>Gonothyraea loveni</i>	1.3		
<i>Plecoptera</i>	1.3		
<i>Saduria entomon</i>	1.3		

Tabel 3. Põhjaelustiku taksonite esinemissagedused mereveega üleujutatud liivamadalate elupaigatüübi (1110) settes elavate karpide võondis.

Põhjaloostiku taksonid	Esinemissagedus (%)	Põhjataimestiku taksonid	Esinemissagedus (%)
<i>Macoma balthica</i>	90.0	<i>Polysiphonia fucooides</i>	35.4
<i>Cerastoderma glaucum</i>	67.0	<i>Pilayella littoralis</i>	29.3
<i>Peringia ulvae</i>	62.5	<i>Furcellaria lumbricalis</i>	24.8
<i>Hediste diversicolor</i>	56.8	<i>Ceramium tenuicorne</i>	20.3
<i>Mya arenaria</i>	47.5	<i>Cladophora glomerata</i>	20.0
<i>Oligochaeta</i>	38.6	<i>Battersia arctica</i>	18.3
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	33.7	<i>Coccotylus truncatus</i>	16.8
<i>Chironomidae</i>	32.3	<i>Stuckenia pectinata</i>	13.4
<i>Mytilus trossulus</i>	29.4	<i>Myriophyllum spicatum</i>	12.8
<i>Corophium volutator</i>	29.0	<i>Fucus vesiculosus</i>	11.5
<i>Gammarus juv</i>	17.9	<i>Tolypella nidifica</i>	8.7
<i>Marenzelleria neglecta</i>	13.7	<i>Ruppia maritima</i>	8.1
<i>Gammarus salinus</i>	13.1	<i>Zannichellia palustris</i>	7.7
<i>Radix balthica</i>	11.2	<i>Ulva intestinalis</i>	7.5
<i>Idotea chelipes</i>	10.8	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	5.4
<i>Saduria entomon</i>	8.9	<i>Zostera marina</i>	5.4
<i>Bathyporeia pilosa</i>	8.0	<i>Stictyosiphon tortilis</i>	4.2
<i>Idotea balthica</i>	7.0	<i>Chara aspera</i>	4.1
<i>Cyanophthalma obscura</i>	6.9	<i>Rhodomela confervoides</i>	3.9
<i>Gammarus tigrinus</i>	6.5	<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>	3.8
<i>Jaera albifrons</i>	6.5	<i>Chara connivens</i>	3.2
<i>Amphibalanus improvisus</i>	6.4	<i>Chaetomorpha linum</i>	2.9
<i>Gammarus oceanicus</i>	5.3	<i>Polysiphonia fibrillosa</i>	2.4
<i>Monoporeia affinis</i>	5.3	<i>Ceramium virgatum</i>	2.1
<i>Halicryptus spinulosus</i>	5.2	<i>Cladophora rupestris</i>	2.0
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	4.6	<i>Rhizoclonium riparium</i>	1.9
<i>Odonata</i>	4.4	<i>Chara canescens</i>	1.8
<i>Asellus aquaticus</i>	4.2	<i>Urospora penicilliformis</i>	1.1
<i>Bithynia tentaculata</i>	4.0	<i>Chara baltica</i>	1.1
<i>Trichoptera</i>	3.7		
<i>Gammarus zaddachi</i>	1.7		
<i>Leptocheirus pilosus</i>	1.7		
<i>Coleoptera</i>	1.2		
<i>Lymnaea sp</i>	1.1		

Tabel 4. Põhjaelustiku taksonite esinemissagedused jõgede lehtersuudmete elupaigatüübis (1130).

Põhjaloostiku taksonid	Esinemissagedus (%)	Põhjajaimestiku taksonid	Esinemissagedus (%)
<i>Chironomidae</i>	73.0	<i>Cladophora glomerata</i>	83.8
<i>Gammarus juv</i>	66.2	<i>Chara aspera</i>	64.9
<i>Peringia ulvae</i>	64.9	<i>Furcellaria lumbricalis</i>	60.8
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	59.5	<i>Polysiphonia fucoides</i>	59.5
<i>Cerastoderma glaucum</i>	52.7	<i>Battersia arctica</i>	48.6
<i>Macoma balthica</i>	45.9	<i>Pilayella littoralis</i>	41.9
<i>Gammarus tigrinus</i>	44.6	<i>Chaetomorpha linum</i>	37.8
<i>Hediste diversicolor</i>	35.1	<i>Ceramium tenuicorne</i>	35.1
<i>Oligochaeta</i>	32.4	<i>Cladophora rupestris</i>	35.1
<i>Corophium volutator</i>	32.4	<i>Myriophyllum spicatum</i>	29.7
<i>Mya arenaria</i>	31.1	<i>Tolypella nidifica</i>	28.4
<i>Gammarus salinus</i>	24.3	<i>Chara connivens</i>	23.0
<i>Trichoptera</i>	23.0	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	21.6
<i>Bithynia tentaculata</i>	21.6	<i>Stuckenia pectinata</i>	20.3
<i>Jaera albifrons</i>	20.3	<i>Chara canescens</i>	18.9
<i>Radix balthica</i>	17.6	<i>Fucus vesiculosus</i>	18.9
<i>Coleoptera</i>	17.6	<i>Zannichellia palustris</i>	16.2
<i>Cordylophora caspia</i>	13.5	<i>Ruppia maritima</i>	13.5
<i>Odonata</i>	13.5	<i>Najas marina</i>	12.2
<i>Idotea chelipes</i>	12.2	<i>Coccotylus truncatus</i>	9.5
<i>Lepidoptera</i>	12.2	<i>Cyanobacteria</i>	9.5
<i>Leptocheirus pilosus</i>	12.2	<i>Fontinalis sp</i>	8.1
<i>Gammarus oceanicus</i>	6.8	<i>Ulva intestinalis</i>	8.1
<i>Gammarus zaddachi</i>	6.8	<i>Chara baltica</i>	5.4
<i>Mytilus trossulus</i>	6.8	<i>Rhizoclonium riparium</i>	5.4
<i>Cyanophthalma obscura</i>	6.8	<i>Ulothrix sp</i>	5.4
<i>Neomysis integer</i>	5.4	<i>Zostera marina</i>	4.1
<i>Marenzelleria neglecta</i>	5.4	<i>Ceramium virgatum</i>	2.7
<i>Crangon crangon</i>	4.1	<i>Ceratophyllum demersum</i>	2.7
<i>Hirudinea</i>	4.1	<i>Chara sp</i>	2.7
<i>Saduria entomon</i>	4.1	<i>Chara tomentosa</i>	2.7
<i>Asellus aquaticus</i>	2.7	<i>Polysiphonia fibrillosa</i>	2.7
<i>Idotea sp</i>	2.7	<i>Stictyosiphon tortilis</i>	2.7
<i>Einhornia crustulenta</i>	2.7	<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>	1.4
<i>Gonothyrea loveni</i>	2.7	<i>Furcellaria lahtine vorm</i>	1.4
<i>Ceratopogonidae</i>	2.7	<i>Monostroma balticum</i>	1.4
<i>Diptera</i>	2.7		
<i>Erpobdella octoculata</i>	2.7		
<i>Lymnaea sp</i>	1.4		
<i>Hydrozoa</i>	1.4		
<i>Argulus sp</i>	1.4		
<i>Ephemeroptera</i>	1.4		
<i>Halicryptus spinulosus</i>	1.4		

Tabel 5. Põhjaelustiku taksonite esinemissagedused laiade madalate abajate ja lahtede elupaigatüübis (1160).

Põhjaloostiku taksonid	Esinemissagedus (%)	Põhjataimestiku taksonid	Esinemissagedus (%)
<i>Chironomidae</i>	95.4	<i>Cladophora glomerata</i>	52.8
<i>Cerastoderma glaucum</i>	57.4	<i>Stuckenia pectinata</i>	50.9
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	50.0	<i>Myriophyllum spicatum</i>	48.1
<i>Peringia ulvae</i>	48.1	<i>Chara aspera</i>	43.5
<i>Gammarus tigrinus</i>	40.7	<i>Polysiphonia fucoides</i>	26.9
<i>Radix balthica</i>	38.0	<i>Ceramium tenuicorne</i>	24.1
<i>Gammarus juv</i>	35.2	<i>Chara connivens</i>	23.1
<i>Hediste diversicolor</i>	25.0	<i>Chara canescens</i>	21.3
<i>Asellus aquaticus</i>	23.1	<i>Fucus vesiculosus</i>	20.4
<i>Bithynia tentaculata</i>	21.3	<i>Ulva intestinalis</i>	20.4
<i>Coleoptera</i>	21.3	<i>Zannichellia palustris</i>	19.4
<i>Macoma balthica</i>	21.3	<i>Chaetomorpha linum</i>	17.6
<i>Trichoptera</i>	18.5	<i>Pilayella littoralis</i>	17.6
<i>Idotea chelipes</i>	16.7	<i>Rhizoclonium riparium</i>	17.6
<i>Gammarus salinus</i>	13.9	<i>Furcellaria lumbricalis</i>	16.7
<i>Odonata</i>	13.9	<i>Chara baltica</i>	13.0
<i>Gammarus zaddachi</i>	12.0	<i>Ruppia maritima</i>	11.1
<i>Mya arenaria</i>	11.1	<i>Cyanobacteria</i>	10.2
<i>Idotea balthica</i>	10.2	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	10.2
<i>Lepidoptera</i>	9.3	<i>Chara tomentosa</i>	9.3
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	8.3	<i>Coccotylus truncatus</i>	9.3
<i>Diptera</i>	7.4	<i>Monostroma balticum</i>	9.3
<i>Oligochaeta</i>	7.4	<i>Tolypella nidifica</i>	9.3
<i>Lymnaea sp</i>	6.5	<i>Najas marina</i>	7.4
<i>Corophium volutator</i>	6.5	<i>Battersia arctica</i>	5.6
<i>Cyanophthalma obscura</i>	5.6	<i>Cladophora rupestris</i>	3.7
<i>Planorbidae</i>	2.8	<i>Percursaria percura</i>	3.7
<i>Gammarus oceanicus</i>	2.8	<i>Polysiphonia fibrillosa</i>	3.7
<i>Mytilus trossulus</i>	2.8	<i>Stictyosiphon tortilis</i>	3.7
<i>Marenzelleria neglecta</i>	2.8	<i>Ceratophyllum demersum</i>	2.8
<i>Alderia modesta</i>	1.9	<i>Chara horrida</i>	2.8
<i>Physa fontinalis</i>	1.9	<i>Chorda filum</i>	2.8
<i>Donacia sp</i>	1.9	<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>	2.8
		<i>Urospora penicilliformis</i>	2.8
		<i>Fontinalis sp</i>	1.9
		<i>Fucus vesiculosus lahtine</i>	1.9
		<i>Zostera marina</i>	1.9

Tabel 6. Põhjaelustiku taksonite esinemissagedused lainetusele avatud piirkondade karide elupaigatüübi (1170) adruvööndis.

Põhjaloostiku taksonid	Esinemissagedus (%)	Põhjataimestiku taksonid	Esinemissagedus (%)
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	99.3	<i>Fucus vesiculosus</i>	100
<i>Gammarus juv</i>	94.9	<i>Pilayella littoralis</i>	99.7
<i>Gammarus salinus</i>	89.7	<i>Ceramium tenuicorne</i>	89.7
<i>Chironomidae</i>	87.5	<i>Cladophora glomerata</i>	86.8
<i>Gammarus oceanicus</i>	86.8	<i>Polysiphonia fucoides</i>	64.7
<i>Mytilus trossulus</i>	86.8	<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>	49.3
<i>Idotea chelipes</i>	83.1	<i>Battersia arctica</i>	31.6
<i>Idotea balthica</i>	82.4	<i>Elachista fucicola</i>	26.5
<i>Jaera albifrons</i>	81.6	<i>Furcellaria lumbricalis</i>	25.7
<i>Peringia ulvae</i>	80.1	<i>Chorda filum</i>	21.3
<i>Radix balthica</i>	62.5	<i>Zannichellia palustris</i>	19.9
<i>Gammarus zaddachi</i>	56.6	<i>Ceramium virgatum</i>	16.9
<i>Cyanophthalma obscura</i>	52.9	<i>Cladophora rupestris</i>	16.2
<i>Hediste diversicolor</i>	52.2	<i>Stictyosiphon tortilis</i>	16.2
<i>Cerastoderma glaucum</i>	47.1	<i>Ulva intestinalis</i>	14.7
<i>Macoma balthica</i>	30.9	<i>Stuckenia pectinata</i>	11.0
<i>Oligochaeta</i>	27.2	<i>Coccotylus truncatus</i>	10.3
<i>Idotea sp</i>	25.0	<i>Ectocarpus siliculosus</i>	7.4
<i>Leptocheirus pilosus</i>	24.3	<i>Rhodomela confervoides</i>	5.9
<i>Amphibalanus improvisus</i>	22.1	<i>Zostera marina</i>	5.1
<i>Mya arenaria</i>	20.6	<i>Chara aspera</i>	4.4
<i>Alderia modesta</i>	17.6	<i>Halosiphon tomentosus</i>	4.4
<i>Gammarus tigrinus</i>	14.7	<i>Tolypella nidifica</i>	4.4
<i>Gammarus locusta</i>	13.2	<i>Polysiphonia fibrillosa</i>	3.7
<i>Corophium volutator</i>	13.2	<i>Chara baltica</i>	2.9
<i>Palaemon adspersus</i>	7.4	<i>Eudesme virescens</i>	2.9
<i>Einhornia crustulenta</i>	6.6	<i>Myriophyllum spicatum</i>	2.2
<i>Trichoptera</i>	5.9	<i>Ruppia maritima</i>	2.2
<i>Piscicola geometra</i>	5.1	<i>Chara canescens</i>	1.5
<i>Lepidoptera</i>	4.4	<i>Cyanobacteria</i>	1.5
<i>Neomysis integer</i>	3.7	<i>Ulothrix sp</i>	1.5
<i>Calliopius laeviusculus</i>	3.7		
<i>Idotea granulosa</i>	2.9		
<i>Idotea juv</i>	2.9		
<i>Dreissena polymorpha</i>	2.2		
<i>Hydrozoa</i>	2.2		
<i>Coleoptera</i>	2.2		
<i>Melita palmata</i>	2.2		
<i>Bithynia tentaculata</i>	1.5		
<i>Gammarus duebeni</i>	1.5		
<i>Argulus sp</i>	1.5		
<i>Palaemon elegans</i>	1.5		
<i>Praunus inermis</i>	1.5		
<i>Manayunkia aestuarina</i>	1.5		
<i>Pygospio elegans</i>	1.5		

Tabel 7. Põhjaelustiku taksonite esinemissagedused lainetusele suletud piirkondade karide elupaigatüübi (1170) adruvööndis.

Põhjaloomastiku taksonid	Esinemissagedus (%)	Põhjataimestiku taksonid	Esinemissagedus (%)
<i>Gammarus juv</i>	96.2	<i>Fucus vesiculosus</i>	100
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	90.6	<i>Pilayella littoralis</i>	99.6
<i>Gammarus oceanicus</i>	87.1	<i>Cladophora glomerata</i>	89.2
Chironomidae	86.4	<i>Ceramium tenuicorne</i>	87.8
<i>Idotea balthica</i>	85.4	<i>Polysiphonia fucoides</i>	64.5
<i>Gammarus salinus</i>	84.0	<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>	53.3
<i>Jaera albifrons</i>	79.4	<i>Battersia arctica</i>	48.1
<i>Idotea chelipes</i>	75.3	<i>Furcellaria lumbricalis</i>	33.8
<i>Mytilus trossulus</i>	70.4	<i>Elachista fucicola</i>	33.4
<i>Peringia ulvae</i>	62.4	<i>Ulva intestinalis</i>	24.7
<i>Gammarus zaddachi</i>	59.9	<i>Cladophora rupestris</i>	21.6
<i>Radix balthica</i>	55.7	<i>Zannichellia palustris</i>	19.9
<i>Amphibalanus improvisus</i>	34.5	<i>Chorda filum</i>	19.5
<i>Hediste diversicolor</i>	30.0	<i>Stuckenia pectinata</i>	17.1
<i>Cyanophthalma obscura</i>	28.6	<i>Stictyosiphon tortilis</i>	12.9
<i>Cerastoderma glaucum</i>	27.9	<i>Polysiphonia fibrillosa</i>	10.8
<i>Macoma balthica</i>	27.2	<i>Coccotylus truncatus</i>	10.1
<i>Oligochaeta</i>	21.3	<i>Rhodomela confervoides</i>	8.7
<i>Idotea sp</i>	16.0	<i>Tolypella nidifica</i>	8.7
<i>Mya arenaria</i>	13.9	<i>Ruppia maritima</i>	8.0
<i>Corophium volutator</i>	12.2	<i>Myriophyllum spicatum</i>	7.0
<i>Gammarus tigrinus</i>	10.8	<i>Chara aspera</i>	5.6
<i>Leptocheirus pilosus</i>	8.0	<i>Ceramium virgatum</i>	4.5
<i>Alderia modesta</i>	6.6	<i>Ectocarpus siliculosus</i>	4.5
<i>Idotea juv</i>	6.6	<i>Chara canescens</i>	2.8
Trichoptera	6.3	<i>Eudesme virescens</i>	2.8
<i>Einhornia crustulenta</i>	4.9	<i>Rhizoclonium riparium</i>	2.4
Lepidoptera	4.9	<i>Halosiphon tomentosus</i>	2.1
<i>Palaemon adspersus</i>	4.2	<i>Chaetomorpha linum</i>	1.7
<i>Piscicola geometra</i>	4.2	<i>Chara baltica</i>	1.7
<i>Gammarus locusta</i>	3.5	<i>Potamogeton perfoliatus</i>	1.7
<i>Cordylophora caspia</i>	3.5	<i>Leathesia marina</i>	1.4
<i>Argulus sp</i>	3.5	<i>Zostera marina</i>	1.4
<i>Idotea granulosa</i>	3.1	<i>Cyanobacteria</i>	1.0
<i>Praunus inermis</i>	3.1		
<i>Laomedea flexuosa</i>	2.1		
<i>Praunus flexuosus</i>	2.1		
<i>Bithynia tentaculata</i>	1.7		
<i>Gammarus duebeni</i>	1.7		
<i>Dreissena polymorpha</i>	1.7		
<i>Lymnaea sp</i>	1.4		
Coleoptera	1.4		
<i>Mysis mixta</i>	1.4		
<i>Neomysis integer</i>	1.4		
<i>Palaemon elegans</i>	1.4		
<i>Saduria entomon</i>	1.4		
<i>Physa fontinalis</i>	1.0		
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	1.0		
<i>Asellus aquaticus</i>	1.0		
<i>Gammarus sp</i>	1.0		
Diptera	1.0		
<i>Calliopius laeviusculus</i>	1.0		

Tabel 8. Põhjaelustiku taksonite esinemissagedused lainetusele avatud piirkondade karide elupaigatüübi (1170) punavetikavööndis.

Põhjaloomastiku taksonid	Esinemissagedus (%)	Põhjataimestiku taksonid	Esinemissagedus (%)
<i>Mytilus trossulus</i>	93.7	<i>Ceramium tenuicorne</i>	88.2
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	91.1	<i>Polysiphonia fucoides</i>	83.5
<i>Gammarus juv</i>	90.3	<i>Pilayella littoralis</i>	83.1
<i>Jaera albifrons</i>	82.7	<i>Furcellaria lumbricalis</i>	78.1
<i>Chironomidae</i>	74.3	<i>Battersia arctica</i>	67.9
<i>Peringia ulvae</i>	73.0	<i>Cladophora glomerata</i>	49.4
<i>Gammarus salinus</i>	73.0	<i>Rhodomela confervoides</i>	48.5
<i>Amphibalanus improvisus</i>	65.0	<i>Coccotylus truncatus</i>	30.0
<i>Cerastoderma glaucum</i>	48.1	<i>Stictyosiphon tortilis</i>	25.7
<i>Gammarus oceanicus</i>	46.0	<i>Ceramium virgatum</i>	24.1
<i>Idotea chelipes</i>	41.4	<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>	24.1
<i>Hediste diversicolor</i>	36.3	<i>Chorda filum</i>	8.0
<i>Idotea balthica</i>	35.0	<i>Ectocarpus siliculosus</i>	5.9
<i>Macoma balthica</i>	32.5	<i>Fucus vesiculosus</i>	5.5
<i>Mya arenaria</i>	27.0	<i>Cladophora rupestris</i>	5.1
<i>Radix balthica</i>	25.3	<i>Halosiphon tomentosus</i>	5.1
<i>Cyanophthalma obscura</i>	24.5	<i>Chaetomorpha linum</i>	4.6
<i>Gammarus zaddachi</i>	24.1	<i>Ulva intestinalis</i>	4.6
<i>Leptocheirus pilosus</i>	23.6	<i>Polysiphonia fibrillosa</i>	4.2
<i>Laomedea flexuosa</i>	21.1	<i>Zannichellia palustris</i>	4.2
<i>Corophium volutator</i>	19.0	<i>Stuckenia pectinata</i>	3.4
<i>Idotea sp</i>	16.0	<i>Eudesme virescens</i>	3.0
<i>Einhornia crustulenta</i>	13.5	<i>Aglaothamnion roseum</i>	2.5
<i>Praunus inermis</i>	11.8	<i>Tolypella nidifica</i>	2.5
<i>Calliopius laeviusculus</i>	11.4	<i>Ruppia maritima</i>	2.1
<i>Piscicola geometra</i>	11.0	<i>Myriophyllum spicatum</i>	1.7
<i>Dreissena polymorpha</i>	10.5	<i>Rhizoclonium riparium</i>	1.7
<i>Oligochaeta</i>	10.1	<i>Zostera marina</i>	1.3
<i>Saduria entomon</i>	8.0		
<i>Alderia modesta</i>	6.8		
<i>Asellus aquaticus</i>	6.8		
<i>Gammarus locusta</i>	6.3		
<i>Neomysis integer</i>	5.5		
<i>Hydrozoa</i>	4.6		
<i>Cordylophora caspia</i>	3.8		
<i>Bylgides sarsi</i>	3.4		
<i>Palaemon adspersus</i>	3.4		
<i>Praunus flexuosus</i>	3.0		
<i>Melita palmata</i>	3.0		
<i>Gammarus tigrinus</i>	2.1		
<i>Trichoptera</i>	2.1		
<i>Gonothyraea loveni</i>	1.7		
<i>Praunus sp</i>	1.7		
<i>Gammarus duebeni</i>	1.3		
<i>Crangon crangon</i>	1.3		
<i>Hirudinea</i>	1.3		
<i>Lepidoptera</i>	1.3		

Tabel 9. Põhjaelustiku taksonite esinemissagedused lainetusele suletud piirkondade karide elupaigatüübi (1170) punavetikavööndis.

Põhjaloomastiku taksonid	Esinemissagedus (%)	Põhjataimestiku taksonid	Esinemissagedus (%)
<i>Mytilus trossulus</i>	98.8	<i>Battersia arctica</i>	91.6
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	95.2	<i>Polysiphonia fucoides</i>	91.6
<i>Gammarus juv</i>	92.8	<i>Ceramium tenuicorne</i>	90.4
<i>Gammarus salinus</i>	91.6	<i>Furcellaria lumbricalis</i>	80.7
<i>Jaera albifrons</i>	91.6	<i>Pilayella littoralis</i>	79.5
<i>Chironomidae</i>	84.3	<i>Cladophora glomerata</i>	73.5
<i>Peringia ulvae</i>	81.9	<i>Rhodomela confervoides</i>	42.2
<i>Amphibalanus improvisus</i>	77.1	<i>Coccotylus truncatus</i>	25.3
<i>Idotea balthica</i>	66.3	<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>	22.9
<i>Gammarus oceanicus</i>	61.4	<i>Stictyosiphon tortilis</i>	19.3
<i>Idotea chelipes</i>	56.6	<i>Cladophora rupestris</i>	18.1
<i>Macoma balthica</i>	50.6	<i>Fucus vesiculosus</i>	16.9
<i>Radix balthica</i>	49.4	<i>Polysiphonia fibrillosa</i>	15.7
<i>Gammarus zaddachi</i>	39.8	<i>Ceramium virgatum</i>	13.3
<i>Cerastoderma glaucum</i>	39.8	<i>Ulva intestinalis</i>	8.4
<i>Corophium volutator</i>	39.8	<i>Chorda filum</i>	7.2
<i>Mya arenaria</i>	30.1	<i>Ectocarpus siliculosus</i>	6.0
<i>Hediste diversicolor</i>	22.9	<i>Stuckenia pectinata</i>	6.0
<i>Idotea sp</i>	19.3	<i>Zannichellia palustris</i>	4.8
<i>Leptocheirus pilosus</i>	15.7	<i>Halosiphon tomentosus</i>	3.6
<i>Cyanophthalma obscura</i>	14.5	<i>Myriophyllum spicatum</i>	3.6
<i>Saduria entomon</i>	13.3	<i>Tolypella nidifica</i>	3.6
<i>Trichoptera</i>	13.3	<i>Aglaothamnion roseum</i>	2.4
<i>Einhornia crustulenta</i>	12.0	<i>Elachista fucicola</i>	2.4
<i>Alderia modesta</i>	10.8	<i>Rhizoclonium riparium</i>	2.4
<i>Asellus aquaticus</i>	9.6	<i>Zostera marina</i>	2.4
<i>Oligochaeta</i>	9.6	<i>Chaetomorpha linum</i>	1.2
<i>Piscicola geometra</i>	8.4	<i>Chara aspera</i>	1.2
<i>Bithynia tentaculata</i>	7.2	<i>Eudesme virescens</i>	1.2
<i>Dreissena polymorpha</i>	6.0	<i>Fontinalis sp</i>	1.2
<i>Gammarus locusta</i>	4.8	<i>Rhodochorton purpureum</i>	1.2
<i>Idotea juv</i>	4.8	<i>Ruppia maritima</i>	1.2
<i>Laomedea flexuosa</i>	4.8	<i>Ulothrix sp</i>	1.2
<i>Neomysis integer</i>	4.8		
<i>Praunus inermis</i>	4.8		
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	3.6		
<i>Hydrozoa</i>	3.6		
<i>Marenzelleria neglecta</i>	3.6		
<i>Gammarus tigrinus</i>	2.4		
<i>Cordylophora caspia</i>	2.4		
<i>Lepidoptera</i>	2.4		
<i>Praunus flexuosus</i>	2.4		
<i>Praunus sp</i>	2.4		
<i>Planorbarius corneus</i>	1.2		
<i>Echinogammarus stoerensis</i>	1.2		
<i>Gammarus sp</i>	1.2		
<i>Gonothyraea loveni</i>	1.2		

<i>Tenellia adspersa</i>	1.2
<i>Coleoptera</i>	1.2
<i>Crangon crangon</i>	1.2
<i>Hemimysis anomala</i>	1.2
<i>Hirudinea</i>	1.2
<i>Mysis mixta</i>	1.2
<i>Palaemon adspersus</i>	1.2
<i>Calliopius laeviusculus</i>	1.2

Tabel 10. Põhjaelustiku taksonite esinemissagedused lainetusele suletud piirkondade karide elupaigatüübi (1170) rannakarbivööndis.

Põhjaloostiku taksonid	Esinemissagedus (%)	Põhjataimestiku taksonid	Esinemissagedus (%)
<i>Mytilus trossulus</i>	95.5	<i>Ceramium tenuicorne</i>	78.8
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	92.4	<i>Pilayella littoralis</i>	77.3
<i>Gammarus juv</i>	92.4	<i>Battersia arctica</i>	74.2
<i>Jaera albifrons</i>	87.9	<i>Polysiphonia fucoides</i>	48.5
<i>Amphibalanus improvisus</i>	87.9	<i>Cladophora glomerata</i>	36.4
<i>Gammarus salinus</i>	78.8	<i>Rhodomela confervoides</i>	31.8
<i>Chironomidae</i>	75.8	<i>Furcellaria lumbricalis</i>	28.8
<i>Peringia ulvae</i>	68.2	<i>Cladophora rupestris</i>	18.2
<i>Macoma balthica</i>	48.5	<i>Ceramium virgatum</i>	15.2
<i>Hediste diversicolor</i>	45.5	<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>	15.2
<i>Gammarus zaddachi</i>	40.9	<i>Stictyosiphon tortilis</i>	12.1
<i>Gammarus oceanicus</i>	36.4	<i>Fucus vesiculosus</i>	10.6
<i>Radix balthica</i>	31.8	<i>Ulva intestinalis</i>	10.6
<i>Idotea balthica</i>	31.8	<i>Chorda filum</i>	9.1
<i>Cerastoderma glaucum</i>	30.3	<i>Coccotylus truncatus</i>	6.1
<i>Idotea chelipes</i>	25.8	<i>Ectocarpus siliculosus</i>	4.5
<i>Corophium volutator</i>	25.8	<i>Elachista fucicola</i>	4.5
<i>Mya arenaria</i>	24.2	<i>Eudesme virescens</i>	4.5
<i>Laomedea flexuosa</i>	19.7	<i>Halosiphon tomentosus</i>	4.5
<i>Oligochaeta</i>	19.7	<i>Polysiphonia fibrillosa</i>	4.5
<i>Saduria entomon</i>	15.2	<i>Chara aspera</i>	3.0
<i>Cyanophthalma obscura</i>	12.1	<i>Rhodochorton purpureum</i>	3.0
<i>Calliopius laeviusculus</i>	12.1	<i>Aglaothamnion roseum</i>	1.5
<i>Idotea sp</i>	7.6	<i>Chaetomorpha linum</i>	1.5
<i>Einhornia crustulenta</i>	7.6	<i>Chara baltica</i>	1.5
<i>Leptocheirus pilosus</i>	7.6	<i>Monostroma balticum</i>	1.5
<i>Dreissena polymorpha</i>	6.1	<i>Punctaria tenuissima</i>	1.5
<i>Trichoptera</i>	6.1		
<i>Alderia modesta</i>	4.5		
<i>Cordylophora caspia</i>	4.5		
<i>Praunus inermis</i>	4.5		
<i>Asellus aquaticus</i>	3.0		
<i>Echinogammarus stoerensis</i>	3.0		
<i>Gammarus tigrinus</i>	3.0		
<i>Crangon crangon</i>	3.0		
<i>Neomysis integer</i>	3.0		
<i>Melita palmata</i>	3.0		
<i>Bithynia tentaculata</i>	1.5		
<i>Physa fontinalis</i>	1.5		
<i>Gammarus locusta</i>	1.5		

<i>Gonothyraea loveni</i>	1.5
<i>Hydrozoa</i>	1.5
<i>Bylgides sarsi</i>	1.5
<i>Mysis mixta</i>	1.5
<i>Palaemon adspersus</i>	1.5
<i>Piscicola geometra</i>	1.5
<i>Praunus sp</i>	1.5
<i>Chelicorophium curvispinum</i>	1.5
<i>Monoporeia affinis</i>	1.5