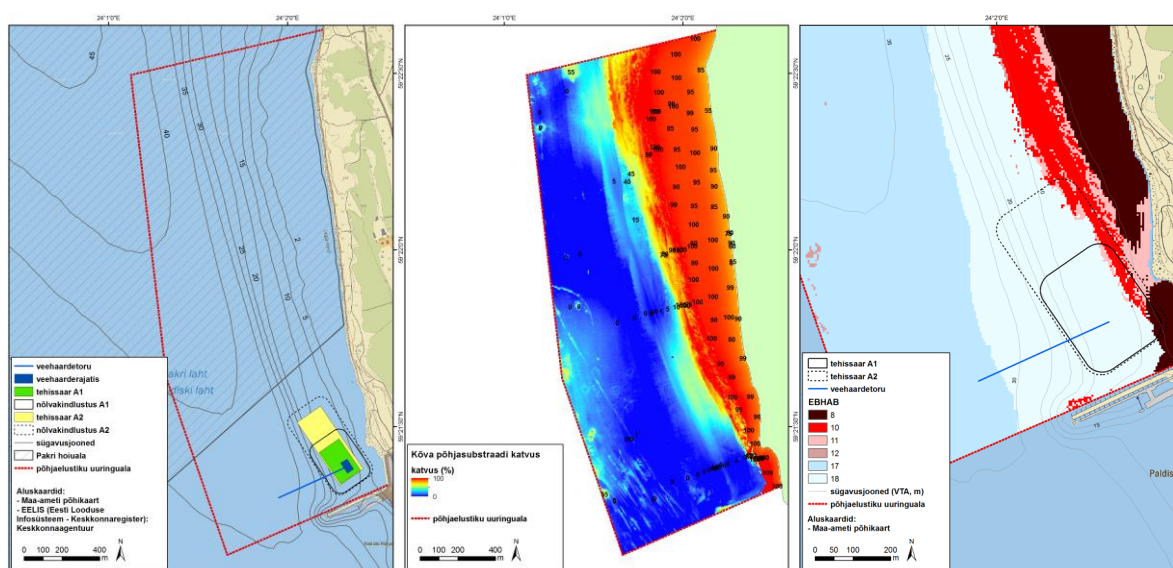


# Kavandatava Paldiski pump-hüdroakumulatsioonijaama veehaarde piirkonna mereelustiku uuring ja mõju hinnang

Aruande versioon 5, 19. detsember 2017



Tellijä: Skepast&Puhkim OÜ

Vastutav täitja: Georg Martin

# SISUKORD

1. SISSEJUHATUS .....	4
2. MATERJAL JA METOODIKA .....	5
2.1. Uuringuala .....	5
2.2. Välitööd proovipunktides .....	7
2.3. Kaartide loomise meetodid.....	9
2.3.1. Modelleerimismeetodid ja ruumianalüüsid .....	9
2.3.2. Sonariga merepõhja kaardistamise vajadus ja tööpõhimõtted .....	12
2.3.3. Sonariandmete kogumine ja töötlemine .....	13
2.4. Merepõhja elupaikade klassifikatsioon .....	15
2.4.1. EBHAB .....	15
2.4.2. EL loodusdirektiivi elupaigatüübid.....	16
3. VÄLIUURINGUTE TULEMUSED.....	18
3.1. Sonariandmed .....	18
3.2. Merepõhja substraat .....	23
3.3. Merepõhja elustik.....	26
3.4. Merepõhja elupaigad .....	42
3.4.1. EBHAB .....	42
3.4.2. EL loodusdirektiivi elupaigatüübid.....	44
4. MÕJUDE HINNANGUD.....	47
4.1. Võimalik mõju merepõhjaelustikule .....	47
4.1.1. Ehitamise etapp.....	47
4.1.2. Käitamise etapp.....	53
4.2. Natura hinnang Pakri loodusala kaitse-eesmärgiks olevatele merekeskkonna elupaigatüüpidele.....	61
4.2.1. Ehitamise etapp.....	62
4.2.2. Käitamise etapp.....	63
4.3. Võimaliku mõju zoo- ja ihtüoplanktonile PHAJ käitamise etapis .....	66
4.3.1. Zooplankton.....	67
4.3.2. Ihtüoplankton.....	69
KIRJANDUS.....	73
LISA 1. Allveefotod uuringualalt.....	76
LISA 2. EBHAB infolehed .....	79
8. Mõõdukalt avatud kõvad põhjad põisadru ( <i>Fucus</i> spp.) kooslustega.....	79
10. Mõõdukalt avatud kõvad põhjad karpide kooslustega .....	81
11. Mõõdukalt avatud kõvad põhjad kindla liigilise domineerimiseta footilises tsoonis .....	83
12. Mõõdukalt avatud kõvad põhjad kindla liigilise domineerimiseta afootilises tsoonis .....	85
17. Mõõdukalt avatud pehmed põhjad karpide kooslustega .....	86
18. Mõõdukalt avatud pehmed põhjad kindla liigilise domineerimiseta .....	88

LISA 3. Vee ja heljumi liikumise mudelid (OÜ Corson) .....	89
--	----

# 1. SISSEJUHATUS

Energiasalv Pakri OÜ kavandab Paldiski linna rajada pump-hüdroakumulatsioonijaama (PHAJ). See koosneb maa-alusest, graniidikihis asuvast reservuaarist (maht 5 milj. m<sup>3</sup>), seda maapinnaga ja mereveehaardega ühendavatest šahtidest ning maismaal paiknevatest muudest objektidest (juhtimiskeskus, alajaam jms). Veehaarderajatisena ehitatakse merre Paldiski põhjasadama muulist põhjapoole tehissaar. Tehissaarest rajatakse umbes 300 m pikkune torustik kuni umbes 30 m sügavuseni merest vee võtmiseks ja väljutamiseks. Vee võtmine ja merre tagasipumpamine toimub maksimaalse vooluhulgaga kuni 120 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>.

Käesoleva töö eesmärkideks oli:

- teostada kavandatava PHAJ piirkonnas merepõhjaelustiku ja põhjaelupaikade inventuur;
- inventuuri tulemuste põhjal anda hinnang kavandatava tegevuse võimaliku mõju kohta merepõhjaelustikule ja Natura asjakohane hinnang Pakri loodusala kaitse-eesmärgiks olevatele merekeskkonna elupaigatüüpidele:
  - ehitamise etapis;
  - käitamise etapis.
- anda hinnang kavandatava veehaarde võimaliku mõju kohta zoo- ja ihtüoplanktonile PHAJ käitamise etapis.

Töö viidi läbi Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituudi töötajate poolt:

Kristjan Herkül, Georg Martin – aruande koostamine;

Arno Põllumäe, Tenno Drevs, Henn Ojaveer – konsultatsioonid zoo- ja ihtüoplanktoni osas;

Silvie Lainela – konsultatsioonid hüdrokeemia osas;

Teemar Püss, Greta Reialu, Martin Teeveer, Kaire Kaljurand, Priit Kersen, Kristjan Herkül – välitööd;

Tiia Möller – videoproovide analüüs;

Anneliis Peterson, Imbi Esko, Sten Miller, Elise Perle, Anastasiia Kovtun-Kante, Ivan

Kuprijanov – biomassiproovide analüüs.

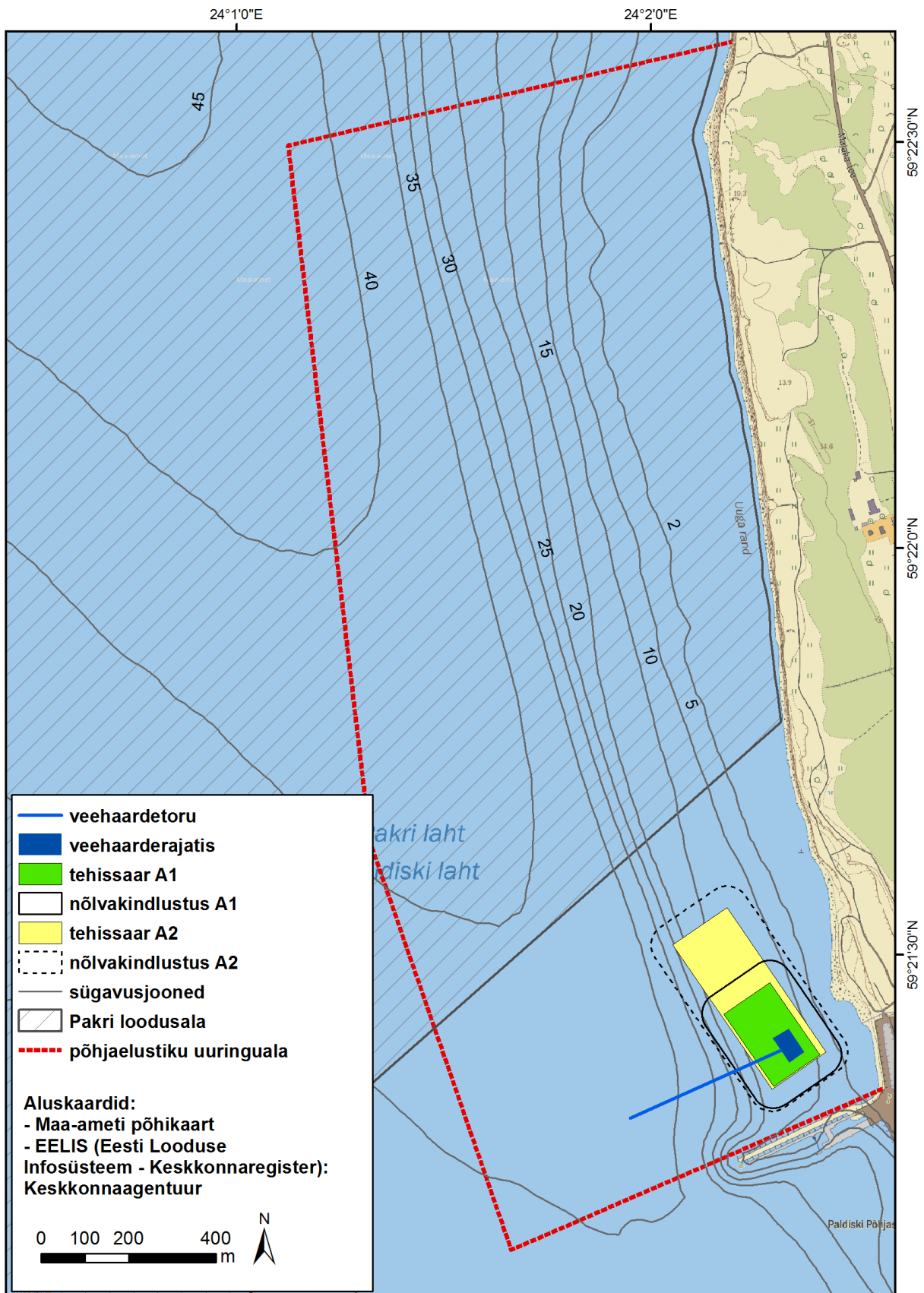
## 2. MATERJAL JA METOODIKA

### 2.1. Uuringuala

Uuringuala asus Pakri lahes Paldiski põhjasadama muulist põhjapool (joonis 2.1.1). Uuringuala pindala oli 2,4 km<sup>2</sup>. Uuringuala põhja-lõunasuunaline ulatus oli ligikaudu 2,5 km ning ida-läänesuunaline ligikaudu 1 km.

Uuringualale on iseloomulik põhjasuunas laienev rannaäärne madalaveeline (0 – 2 m) platoo ja järsk veealune rannanõlv sügavusvahemikus ligikaudu 5 kuni 30 m. Kõige sügavam on vesi uuringuala loodenurgas ulatudes üle 40 m. Planeeritav tehissaar jääb uuringuala lõunaossa ja olenevalt alternatiivvariandist jääb sügavusvahemikku ligikaudu 1–30 m. Veehaardetorude otsad paiknevad ligikaudu 32 m sügavuse kohal.

Planeeritavate rajatiste vahetus läheduses asub Pakri loodusala (keskkonnaregistri kood RAH0000006), mille ruumipiiride sisse jäävad Pakri hoiuala (KLO2000167) ja Pakri maastikukaitseala (KLO1000113) (joonis 2.1.1).



Joonis 2.1.1. Uuringuala paiknemine. Tehisaarte veetaluste nõlvakindlustuste polügoonid on hinnangulised ja on saadud eskiisprojekti joonistes toodud maksimaalsete nõlva ulatustega puhvrite (50 m) loomisel tehisaarte veepealse osa polügoonide ümber.

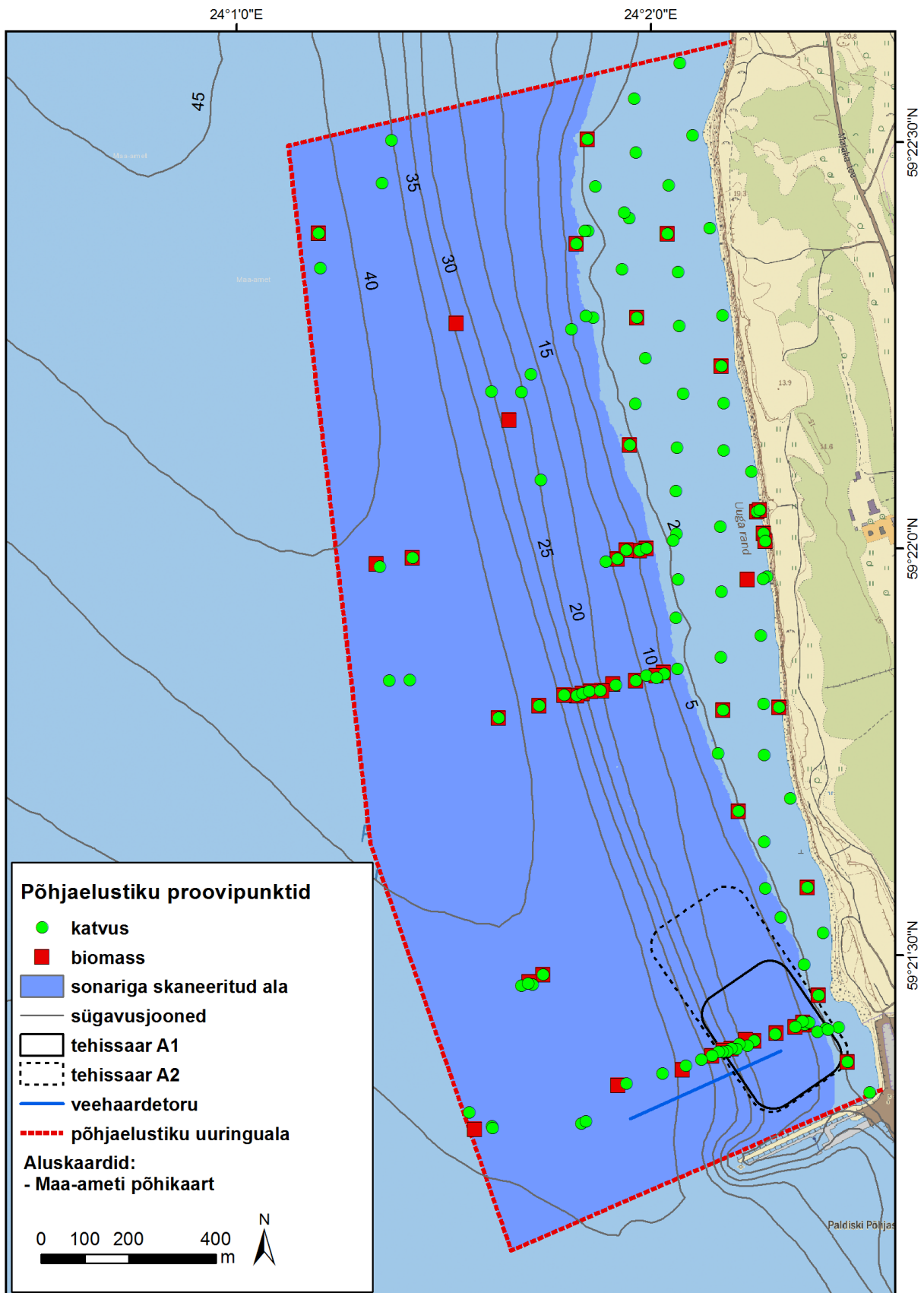
## 2.2. Välitööd proovipunktides

Andmed põhjasubstraadi ja põhjaelustiku parameetrite kirjeldamiseks koguti ajavahemikul 25.–29.09.2017. a. Merepõhja substraaditüüpide ning põhjataimestiku ja –loomastiku katvuse hindamiseks kasutati valdavalt allveevideosüsteemi (nn *drop*-kaamera), mis koosneb veealusest videokaamerast ning paadis olevast salvestusseadmest ja ekraanist. Katvushinnanguid saadi ka punktides, kus sukeldujad kogusid biomassiproove. Igas proovipunktis salvestatud videolõigud analüüsiti hiljem visuaalselt arvutimonitorilt vaadatuna. Videopildilt hinnati põhjataimestiku üldkatvus, põhjataimestiku ja –loomastiku liikide/rühmade katvused ja põhjasubstraadi tüüpide katvused protsentuaalselt. Sukeldujate teostatud katvushinnangud kanti väliprotokollis vahetult proovipunktis. Katvushinnangute puhul tuleb silmas pidada, et tuvastada on võimalik ainult suuremõõtmelisi taimi ja loomi ja seetõttu on võimalik kirjeldada eelkõige koosluse dominantliike.

Biomassiproovid kõvadelt põhjadelt koguti sukeldujate abil ja pehmetelt põhjadelt Ekman-tüüpi põhjaammutajatega (proovivõtu pindala 0,023 m<sup>2</sup>). Sukeldujad kasutasid proovi kogumiseks 20 × 20 cm küljepikkustega metallraami (proovivõtu pindala 0,04 m<sup>2</sup>), mille üle külje külge on kinnitatud võrgust kott (võrgu silma Ø < 0,25 mm). Raam asetati põhja pinnale ja kogu raami sisse jääv põhjataimestik ja –loomastik koguti võrgust kotti. Nii raamiga kui ka põhjaammutajaga koguti proovid ühes korduses ehk üks proov proovipunkti kohta. Kogutud proovid pesti merel nailonsõeltel, mille võrgusilma diameeter on 0,25 mm, et eemaldada peenliiv ja muda. Välitöödel pakiti proovid kilekottidesse, varustati etiketidega ning säilitati -20°C juures kuni nende laboratoorse analüüsini.

Proovipunkti külastamisel merel märgiti väliprotokollis punkti geograafilised koordinaadid. Kuna proovipunktis viibimisel esineb peaaegu alati teatud määral triivi, siis videosalvestuse ajal märgiti üles nii videosalvestuse algus- kui lõpukoordinaadid. Koordinaadid saadi Garmin GPSmap 62s ja 64s GPS-seadmete või Trimble GeoExplorer 6000 differentsiaal-GNSS-seadme abil. Trimble differentsiaal-GNSS-seadet kasutati sonari pildis eristuvate väiksemate merepõhja nähtuste videosalvestuste täpsemaks georefereerimiseks.

Katvushinnangud teostati kokku 110 proovipunktis (joonis 2.2.1). Kuna mõningates proovipunktides teostatud videosalvestused eraldati merepõhja selgete üleminekute tõttu kaheks eraldi punktiks, siis andmebaasikirjeid katvushinnangutest oli kokku 123. Biomassiproove koguti 51 proovipunktist (joonis 2.2.1).



Joonis 2.2.1. Põhjaelustiku proovipunktide paiknemine uuringualal.



Biomassiproovide analüüs toimus TÜ Eesti Mereinstituudi merebioloogia osakonna akrediteeritud laboris (Eesti Akrediteerimiskeskuse tunnistus L179) vastavalt kvaliteedisüsteemi juhenditele. Analüüsi meetodid on kooskõlas HELCOM-i soovitusetega (HELCOM 2015). Laboris proovid sulatati ja eristati kõik põhjaelustiku organismid liigiti või madalaima võimaliku taksonoomilise tasemeni kasutades vajadusel mikroskoobe ja erinevaid määrajaid. Kirpvähkide *Gammarus* noorjärgud (kehapikkus < 5 mm) määrati perekonna, surusääsklaste vastsed (*Chironomidae*) sugukonna ja väheharjasussid (*Oligochaeta*) alamklassi tasemeni. Ülejäänud taksonid määrati liigini. Iga loomaliigi biomass kuivkaaluna määrati pärast kuivatamist vähemalt 48 h 60 °C juures ja iga taimeliigi biomass kuivkaaluna pärast vähemalt kahe nädalast kuivatamist 60 °C juures. Põhjaelustiku liikide biomass kuivkaalus arvutati ümber 1 m<sup>2</sup> kohta. Kõik katvus- ja biomassandmed sisestati TÜ Eesti Mereinstituudi põhjaelustiku andmebaasi.

## 2.3. Kaartide loomise meetodid

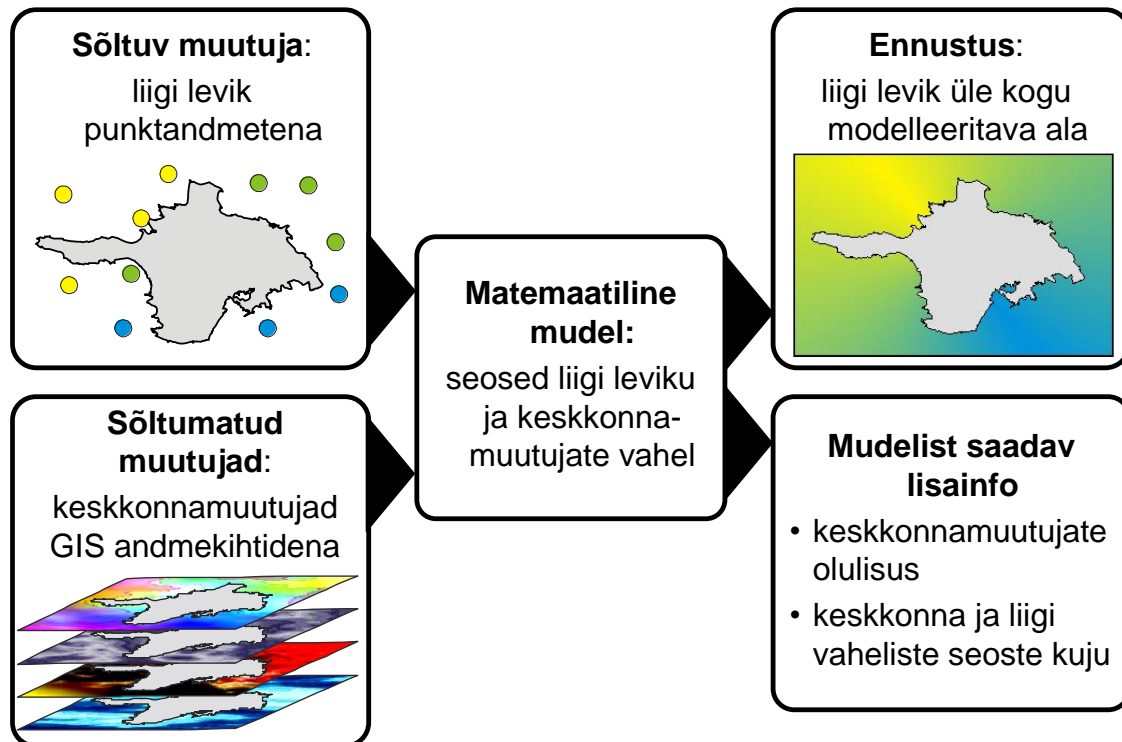
Proovipunktidest kogutud merepõhja substraadi ja elustiku punktandmed (peatükk 2.2) laiendati üle kõigi uuringupolügoonide pindandmeteks (raster). Punktandmetest pindandmete loomine toimus kahel erineval modelleerimise viisil:

- Ligikaudu 3 m madalamal alal, kus sonarit ei olnud võimalik kasutada, kasutati modelleerimise sõltumatute muutujate sisendina Veeteede Ameti sügavusandmeid, kaugust rannajoonest ja geograafilisi koordinaate.
- Ligikaudu 3 m sügavamal kasutati mitmekiirelise sonariga kogutud andmeid – sügavust ja tagasihajunud helilaine intensiivsust – mida kasutati modelleerimisel sõltumatute muutujate sisendina.

### 2.3.1. Modelleerimismeetodid ja ruumianalüüsid

Liikide (või ka substraaditüüpide, elupaikade) leviku ennustav modelleerimine kujutab endast matemaatilist protseduuri, kus leitakse seosed liikide esinemise (või katvuse, biomassi) ja sõltumatute keskkonnamuutujate vahel ning nende seoste abil ennustatakse liikide levikut piirkondades, kust puuduvad vaatlused liikide kohta (joonis 2.3.1.1). Sõltumatuteks muutujateks kutsutakse mudelis muutujaid, mille väärtus mudelis ei sõltu ühestki teisest muutujast. Käesolevas töös olid sõltumatuteks muutujateks sonaripõhised andmed sonariga skaneeritud alal (vt peatükk 2.3.3) või sügavus, kaugus rannajoonest ja geograafilised koordinaadid sonariga katmata madalal alal. Sõltuvaks muutujaks kutsutakse mudelis tunnust,

mida soovitakse modelleerida ja mille väärtus mudelis on seotud sõltumatute muutujate väärtustega. Sõltuvateks muutujateks olid antud töös substraaditüüpide katvused, põhjaelustiku tunnusliikide/rühmade katvused ja/või biomassid ning põhjaelustiku mitmekesisuse ja ohtruse näitajad.



Joonis 2.3.1.1. Liikide (või ka abiootiliste elupaigamuutujate) ruumilise leviku modelleerimise tööpõhimõtte skeem.

Matemaatilise mudeli lihtsaimaks näiteks on lineaarne regressioon, kus kahe tunnuse vahelist seost kirjeldatakse sirge joonena. Käesolevas töös kasutati keerukamaid mudeleid, mis võimaldavad formaliseerida erineva kujuga seoseid. Varasemate tööde (nt. Elith et al 2006, TÜ Eesti Mereinstituut 2014b, Peterson & Herkül 2017) põhjal on teade, et tänapäevased mitteparameetriselised ning masinõppe algoritmid võimaldavad väga kõrge ennustusvõimega mudelite loomist. Mudelite ennustusvõime on sageli väga sarnane erinevate hästi toimivate mudelite puhul ning lõpliku mudeli valikul võib osutuda määravaks mudelennustuse visuaalne eksperthinnang. Käesolevas töös kasutati alljärgnevalt kirjeldatud modelleerimisalgoritme.

Üldistatud aditiivsed mudelid (**GAM**, *generalized additive models*) on mitteparameetriseline meetod, mis võimaldab erineva kujuga seoste mittelineaarset modelleerimist silumisfunktsiooni abil (Wood 2011). Silumisfunktsiooni arvutamine toimus üldistatud ristvalideerimise meetodil (GCV, *generalized cross-validation*). Mudeli ülesobitumise (*overfitting*) vältimiseks

piirati sõltumatute muutujate silumisfunktsiooni vabadusastmete arv maksimaalselt viiele. Algoritmis lubati automaatselt sõltumatute muutujate valikut mudelisse.

Juhumets (**RF**, *random forest*) on ansamblimeetod, mille puhul luuakse suur hulk otsuste puid kasutades iga puu loomisel tagasipanekuga juhuvalimit (*bootstrap*) tunnustest ja vaatlustest (Remm et al 2012). Seejärel kombineeritakse lõpptulemuseks parima ennustusvõimega otsuste puud. Ennustamisel saadakse lõplik ennustatava muutuja väärtus üksikute puude tulemuste keskmistamisel, kui tegemist on pideva tunnusega või hääletamise teel, kui tegemist on faktortunnusega. Kirjanduse andmeil saavutatakse stabiilseid tulemusi vähemalt 500 puuga (Liaw and Wiener 2002). Käesolevas töös määrati puude arvuks 1000.

Kõik mudelarvutused viidi läbi vabavaralises statistikatarkvaras R 3.4.1 (The R Foundation for Statistical Computing 2017). GAM ja RF meetodite jaoks kasutati vastavalt järgmisi R-i pakette: *mgcv* (Wood 2017) ja *randomForest* (Breiman et al 2015). Nii GAM kui RF mudelite puhul katsetati erinevate sisendandmete ja GAM puhul ka mudeli vabadusastmetega mudelite versioone. Lõplik valik erinevate mudelitüüpide ja versioonide osas teostati eksperthinnanguna, mille käigus hinnati mudelennustuste kokkulangevust proovipunktide andmetega ja üldiste ruumimustrite ökoloogilist relevantsust.

Mudelite loomiseks loodi kalibratsiooniandmestik, milles iga proovipunkti kohta oli üks rida ja veergudes andmed nii proovianalüüsist (substraaditüüpide katvused, liikide katvused, biomassid) kui sonaripõhised andmed (sügavus, tagasihajumine, nõlvakalle) sonariga skaneeritud alal ja Veeteede Ameti sügavus ja kaugus rannajoonest sonariga katmata ala kohta. Kalibratsiooniandmestiku alusel modelleeriti seosed proovipunkti andmete ja sonariandmete vahel. Lisaks kalibratsiooniandmestikule loodi ennustusandmestik, mis hõlmas kogu uuringuala ulatuse. Ennustusandmestiku jaoks loodi 5 m sammuga punktivõrgustik üle kõigi uuringualade ja igas punktis leiti kõigi keskkonnamuutujate väärtused. Kasutades kalibratsiooniandmestiku põhjal loodud mudeleid arvutati iga ennustusandmestiku punkti jaoks substraadi ja elusiku muutujate väärtused, millest omakorda loodi geoinfosüsteemis *ArcGIS* rasterkihid ruudu suurusega 5 m.

Kirjeldatud meetodikat kasutades modelleeriti järgmiste merepõhja muutujate ruumiline levik uuringualal:

- liiva katvus;
- kõva põhjasubstraadi (kivid, kalju) summaarne katvus;
- põisardu katvus;
- niitjate vetikate katvus;

- epifauna (põhjasubstraadi pinnal elavate loomade) katvus;
- infauna (põhjasubstraadi sees elavate) karpide levik faktortunnusena (esinemine: biomass  $\geq 10 \text{ gm}^{-2}$ ; puudumine: biomass  $< 10 \text{ gm}^{-2}$ );
- karide elupaigatüübi tunnusliikide summaarne katvus;
- taimeliikide arv biomassiandmete põhjal;
- loomaliikide arv biomassiandmete põhjal;
- põhjaelustiku (taimed ja loomad kokku) liikide arv biomassiandmete põhjal;
- põhjaloomastiku summaarne biomass;
- põhjataimestiku üldkatvus.

Toodud muutujate valik oli tingitud järgnevatest vajadustest:

- Modelleerida Loodusdirektiivi elupaigatüüpide levikut. Proovipunktide andmete eelanalüüsil selgus, et uuringupiirkonnas on võimalik ainult karide elupaigatüübi (kood 1170) esinemine, sest liivamadalate (1110) esinemiseks vajalike kriteeriumite (substraat, tunnusliigid, footiline merepõhi) kokkulangevusi ei esinenud.
- Modelleerida EBHAB klassifikatsiooni elupaikade levikut.
- Modelleerida põhjaelustiku mitmekesisuse ja ohtruse üldisi levikumustreid, et toetada mõjude hinnangut.

### 2.3.2. Sonariga merepõhja kaardistamise vajadus ja tööpõhimõtted

Merepõhja elustiku ja elupaikade kaardistamisel kasutati lisaks proovipunktipõhisele materjali kogumisel ka mitmekiirelist sonarit. Senini Eestis läbi viidud punktipõhise kaardistamise peamine puudus seisneb selles, et punktidevahlise ala kohta ei ole teadmisi ja seetõttu ei ole võimalda tuvastada merepõhja elustiku ja elupaikade leviku tegelikke mustreid ja inimtegevuse jälgede ulatust. Täieliku ruumilise katvusega kaartide saamiseks on seni kasutatud interpoleerimist, st. proovipunktidega katmata merealadele arvutatakse merepõhja omaduste ja elustiku parameetrite väärtused matemaatiliselt interpoleerimise teel. Sonari kasutamine võimaldab võrreldes tavapärase ainult merepõhja punktvaatlustel põhineva kaardistamisega väga palju suuremat täpsust: võrreldes interpoleerimisega võimaldavad sonariga kogutud andmed äärmiselt palju täpsemalt ennustada elustiku ja elupaikade levikut reaalsete merepõhja punktvaatluste vahelisel alal.

Sonari tööpõhimõtte seisneb aja mõõtmises helilaine väljumisest kuni veekogu põhjalt tagasi peegeldunud laine registreerimiseni sonaris, mille kaudu arvutatakse vahemaa ehk sügavus. Vahemaa arvutamise eelduseks on heli levimise kiiruse andmed, mida salvestatakse eraldi

sensoritega. Lisaks heli tagasipeegeldumise ajale salvestab sonar ka peegelduse tugevuse. Seega on sonariga võimalik koguda kahte tüüpi andmeid – sügavus ja tagasipeegeldunud akustilise signaali intensiivsus (edaspidi „tagasihajumine“). Sügavus on merepõhja elustiku ja elupaikade kaardistamisel kõige olulisem keskkonnamuutuja kahel põhjusel: 1) kõikide taimeliikide ja paljude loomaliikide levik on seotud sügavusega, 2) sügavusandmetest on võimalik arvutada merepõhja nõlvakaldeid ja konarlikkust, mis peegeldavad merepõhja substraadi omadusi ja läbi selle elustiku ja elupaikade levikut. Tagasihajumine võimaldab hinnata merepõhja omadusi, sest helilaine sumbumine ja peegelduse tugevus sõltub substraadi materjalist ja pinna struktuurist. Tagasihajumine on tugevam kõvalt substraadilt (nt. paeplaat) ja nõrgem pehmelt substraadilt (nt. liiv).

Käesolevas töös modelleeriti sonaripõhiste andmete alusel merepõhja substraadi ja elustiku võtmeliikide ning liigrikkuse levikut uuringualal. Leviku ennustamiseks kasutati matemaatilist modelleerimist, kus sõltumatuteks muutujateks olid sonaripõhised andmed (sügavus, tagasihajumine, sügavusest arvatud merepõhja kalle) ja sõltuvateks muutujateks põhja substraadi ja elustiku leviku punktandmed, mis pärinesid merepõhja videovaatlustest. Seega matemaatiliste mudelite abil loodi seosed sonariandmete ja merepõhja vaatluste info vahel ning nende seoste abil ennustati merepõhja omadusi ja liikide levikut nendel aladel, kus puudusid reaalsed merepõhja vaatlused, aga mis olid kaetud sonarimõõdistamistega.

Detailsema ülevaate sonari kasutamisest merepõhja elustiku ja elupaikade kaardistamisel annab Keskkonnainvesteeringute Keskuse rahastatud projekti „Sonarisüsteemi rakendamise meetodika loomine merepõhja elupaikade ja füüsikaliste omaduste kaardistamiseks“ käigus valminud aruanne (TÜ Eesti Mereinstituut 2014a). Käesolevas töös on rakendatud nimetatud projekti käigus väljatöötatud meetodeid.

### 2.3.3. Sonariandmete kogumine ja töötlemine

Välitööd mitmekiirelise sonariga *Reson SeaBat 7101-Flow* viidi läbi 19. septembril 2017. a. Sonar on paigaldatud TÜ Eesti Mereinstituudi uurimislaevale *AluDevil 33* (joonis 2.3.3.1). Sonariga mõõdistamine teostati ainult uuringuala sügavamas piirkonnas (sügavus > 3 m), sest madalamas vees töö korral ei ole võimalik piisava meresõidu ohutuse tagamine (kivid, vrakid jm teadmata takistused, lainetuse mõju). Sonariga skaneeritud ala pindala oli 1,86 km<sup>2</sup> (joonis 2.2.1) ja selle ala piires oli skaneeringu katvus 100%.



Joonis 2.3.3.1. TÜ Eesti Mereinstituudi uurimislaevale AluDevil 33. Vööris sonari *Reson SeaBat 7101-Flow* pea transpordiasendis.

Sonariga kogutud andmete esmane töötlemine, sealhulgas sügavusmudeli ja tagasihajumise mudeli loomine, toimusid tarkvaras *Reson PDS2000*. Toorandmetest sügavusmudeli loomisel kasutati CUBE (*Combined Uncertainty and Bathymetric Estimator*) meetodit (Calder & Mayer 2003). Tagasihajumise radiomeetriline parandamine (väljundvõimsusest, võimendustegurist, impulsi pikkusest, sügavusest, kiire langemisenurgast jm teguritest tingitud erinevuste kompenseerimine) ja mosaiikimine viidi läbi *PDS2000* lisamooduli *Backscatter Processing* abil, milles rakendatakse *Geocoder* algoritme (Fonseca & Calder 2005). Valminud sügavuse ja tagasihajumise andmestikud viidi geoinfosüsteemi *ArcGIS*, kus sügavusmudeli andmete põhjal arvutati merepõhja nõlva kalle. Merepõhja substraadi omaduste ja liikide leviku modelleerimiseks kasutati kolme sonaripõhist andmekihti: sügavus, tagasihajumine, nõlva kalle. Matemaatiliste mudelite loomiseks kasutati sisendandmetena merepõhja vaatlustest ja biomassiproovidest saadud informatsiooni ning eelmainitud kolme sonaripõhist andmekihti. Igas proovipunkti asukohas arvutati  $5 \times 5$  m ruudus (proovipunkt asus ruudu keskel) sügavuse, tagasihajumise ja nõlvakalde keskmised väärtused. Selle tulemusel saadi mudelitele kalibratsiooniandmestik, kus iga proovipunkti kohta on üks rida ja veergudes andmed nii proovianalüüsist (substraaditüüpide katvused, liikide katvused, biomassid) kui sonaripõhistest andmekihtidest. Lisaks kalibratsiooniandmestikule loodi ennustusandmestik, mis hõlmas kogu sonariga skaneeritud mereala ning kus igas  $5 \times 5$  m ruudus oli arvutatud keskmine sügavus, tagasihajumine ja nõlvakalle. Kalibratsiooniandmestiku alusel modelleeriti seosed proovianalüüsist ja sonariandmete vahel kasutades juhumetsa (*random forest*, RF) ja üldistatud aditiivsete mudelite (*generalized additive models*, GAM) meetodeid (vt peatükk 2.3.1). Pärast

matemaatiliste mudelite loomist kasutati ennustusandmestikku, et mudeli abil prognoosida liikide ja substraadiomaduste levikut üle kogu sonariga skaneeritud mereala.

## 2.4. Merepõhja elupaikade klassifikatsioon

### 2.4.1. EBHAB

EBHAB (*Eastern Baltic marine benthic habitats*) on elupaikade klassifikatsioon on EL LIFE-Loodus programmi projekti „Merekaitsealad Läänemere idaosas“ raames loodud süsteem, mis peab silmas Läänemere idaosas rannikumerealade inventeerimise vajadusi. Elupaikade klassifitseerimine EBHAB süsteemis põhineb kolmel peamisel komponendil:

- avatus lainetusele;
- põhjasubstraat;
- põhjaelustiku dominantliik või –rühm.

Lisaks nimetatud komponentidele eristatakse kahte elupaika ka selle järgi, kas elupaik asub footilises tsoonis või afootilises tsoonis. Eristatud on 25 elupaika, millest vastavalt projekti „Merekaitsealad Läänemere idaosas“ määratlusele 18 leiduvad Eesti rannikumeres. Ülevaate EBHAB süsteemi Eestis leiduvatest elupaikadest annab tabel 2.4.1.1.

Tabel 2.4.1.1. EBHAB merepõhja elupaikade klassifikatsiooni Eesti mereala elupaikade ülevaade. Tabeli äärtel on horisontaalsis lainetusele avatuse klassid ja vertikaalsis põhjasubstraadi klassid. Number tähistab elupaiga numbrit ja numbri taga on domineeriv põhjaelustiku liik või rühm.

	VARJATUD	MÕÕDUKALT AVATUD
KÕVA	1. põisadru 2. karbid ja tõruvähk 3. ilma kindla liigilise domineerimiseta	8. põisadru 9. agarik 10. karbid 11. ilma kindla liigilise domineerimiseta footilises tsoonis 12. ilma kindla liigilise domineerimiseta afootilises tsoonis
PEHME	4. õistaimed (va. pikk merihein) 5. mändvetikad 6. karbid 7. ilma kindla liigilise domineerimiseta	13. pikk merihein 14. õistaimed (va. pikk merihein) 15. mändvetikad 16. agarik 17. karbid 18. ilma kindla liigilise domineerimiseta

EBHAB elupaikade üldised määramise kriteeriumid on toodud alljärgnevalt. Rohkem infot leiab aruandest „Merepõhja elupaikade definitsioonide tõlgendamise juhend“ (TÜ Eesti Mereinstituut 2014b).

#### Avatus lainetusele:

– ≤ 75 000 – varjatud merealad.

– > 75 000 – avatud merealad.

Avatus lainetusele vastab Nikolopoulos & Isæus (2008) mudelarvutusele, andmekiht asub TÜ Eesti Mereinstituudi geoandmebaasis. Vastavalt kohalikele oludele konkreetse uurimispiirkonnas võib piire nihutada, kui see on põhjendatud koosluste ja abiootilise keskkonna omapäraga.

Substraat: Selleks, et tegemist oleks kas kõva- või pehmepõhjalise elupaigaga on vastavalt kõvade või pehmete substraaditüüpide summaarne osakaal > 50%.

– Kõvad substraaditüübid on setted, mille  $\varnothing \geq 64$  mm, sh. munakad, kivid, rahnud, paeplaat, kalju.

– Pehmed substraaditüübid on setted, mille  $\varnothing < 64$  mm, sh. kruus, liiv, savi, muda.

Pehmed substraaditüübid merepõhja elupaikade tähenduses on sellised, millele ei saa kinnituda mitmeaastased suurvetikad, kuna nad ei paku aasta lõikes stabiilset kasvupinnast.

Tunnusliigid: Elupaika määravate liikide nimekiri.

Tunnusliikide summaarne katvus: Kõikide antud elupaigale iseloomulike tunnusliikide katvus kokku peab olema  $\geq 10\%$ . Juhul kui tunnusliigid puuduvad, on tegemist kindla liigilise domineerimiseta elupaikadega.

Footilisus (ainult elupaikade 11 ja 12 omavaheliseks eristamiseks):

– footiline – põhja jõuab piisavalt valgust, et saaksid kasvada taimed

– afootiline – põhja ei jõua piisavalt valgust taimede kasvuks

Kui uuringupiirkonnas ei ole võimalik määrata footilise tsooni ulatust, siis kasutada „Eesti territoriaalmere merepõhja elupaikade ja liikide leviku modelleerimine“ raames modelleeritud footilise tsooni leviku andmekihti või kirjanduse allikaid.

## 2.4.2. EL loodusdirektiivi elupaigatüübid

Euroopa Liidus on looduskaitseks oluliseks peetavad elupaigatüübid loendatud 1992. a. vastu võetud 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. Loodusdirektiivi lisa 1 koondab endas elupaigatüüpe nii maismaalt, merest kui mageveekogudest. Loodusdirektiivi lisa 1 on kokku kaheksa merega seotud elupaigatüüpi, mis kuuluvad jaotusesse 11 „avamere ja loodete alad“. Vastavalt Paal (2007) Loodusdirektiivi elupaigatüüpide käsiraamatule esineb nendest Eestis kuus elupaigatüüpi (sulgudes loodusdirektiivi lisa 1 kood):

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



Loodusdirektiivi elupaigatüüpide definitsioonid on Euroopa Komisjoni poolt välja antud juhendmaterjalides (European Commission 2013) väga üldist laadi ja vähedetailed jättes võimalusi erinevatele interpretatsioonidele. Aruandes „Merepõhja elupaikade definitsioonide tõlgendamise juhend“ (TÜ Eesti Mereinstituut 2014b) on toodud praktiliste definitsioonide ettepanekud kuidas loodusdirektiivi elupaigatüüpe eristada merepõhja inventuurides. Toodud definitsioone on kasutatud ka käesolevas töös. Proovipunktides teostatud katvushinnangute ja biomassiproovide eelanalüüsist selgus, et vastavalt merepõhja elupaikade definitsioonide tõlgendamise juhendis toodud kriteeriumitele, oli antud uuringupiirkonnas võimalik ainult karide elupaigatüübi esinemine. Liivamadalate kriteeriumid ei olnud täidetud kuna uuringualal ei esinenud footilises tsoonis liiva domineerimisega alasid, kus liivamadalate tunnustaimede summaarne katvus või infuna karpide biomass ületaksid lävendit. Seetõttu teostati käesolevas töös ainult karide elupaigatüübi leviku kaardistamine kasutades karide määratlemisel järgmisi kriteeriume.

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 %. Taimeliikide puhul ei lähe arvesse lahtised vetikad.

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; arvesse ei lähe lahtised vetikad.

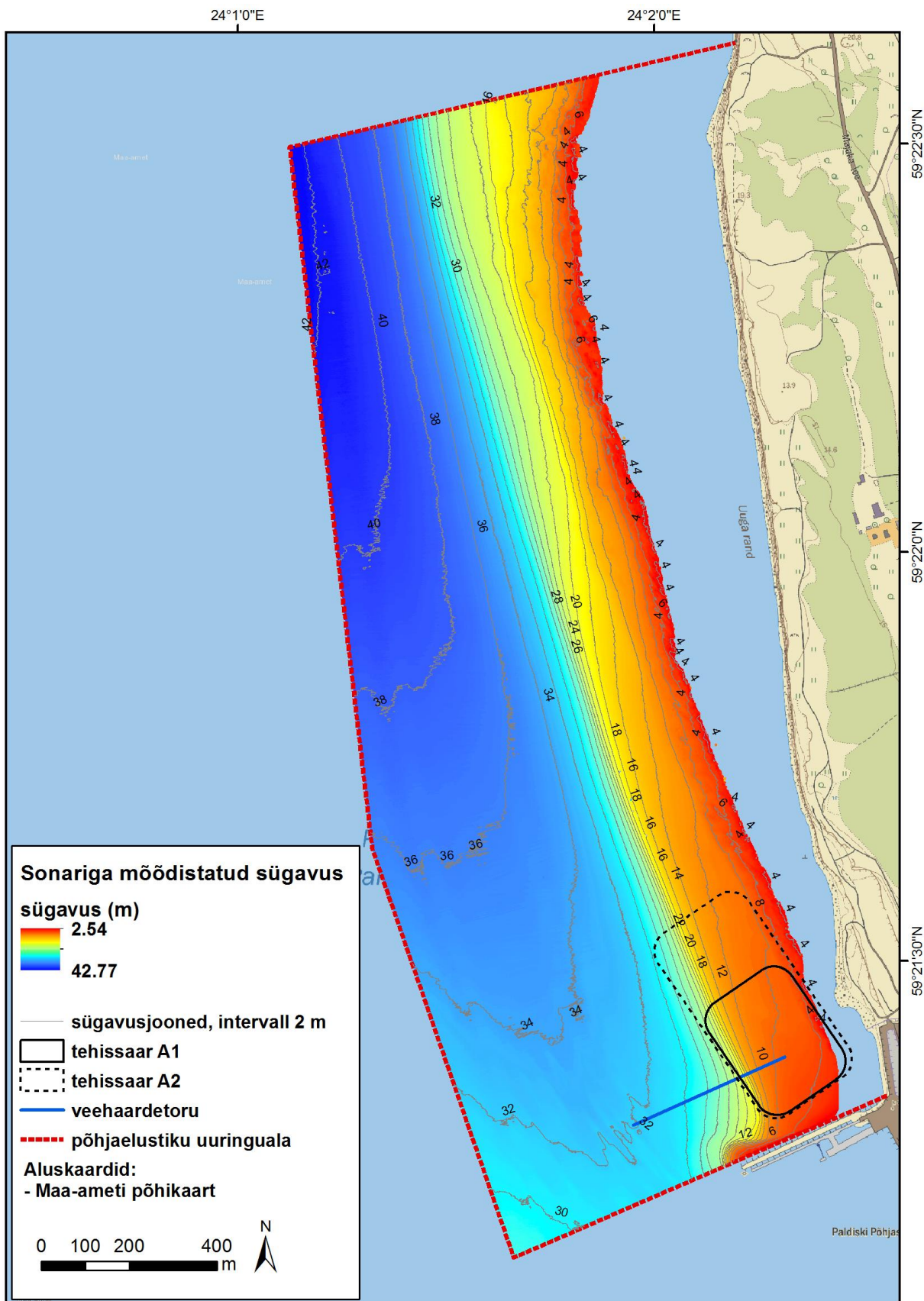
## 3. VÄLIUURINGUTE TULEMUSED

### 3.1. Sonariandmed

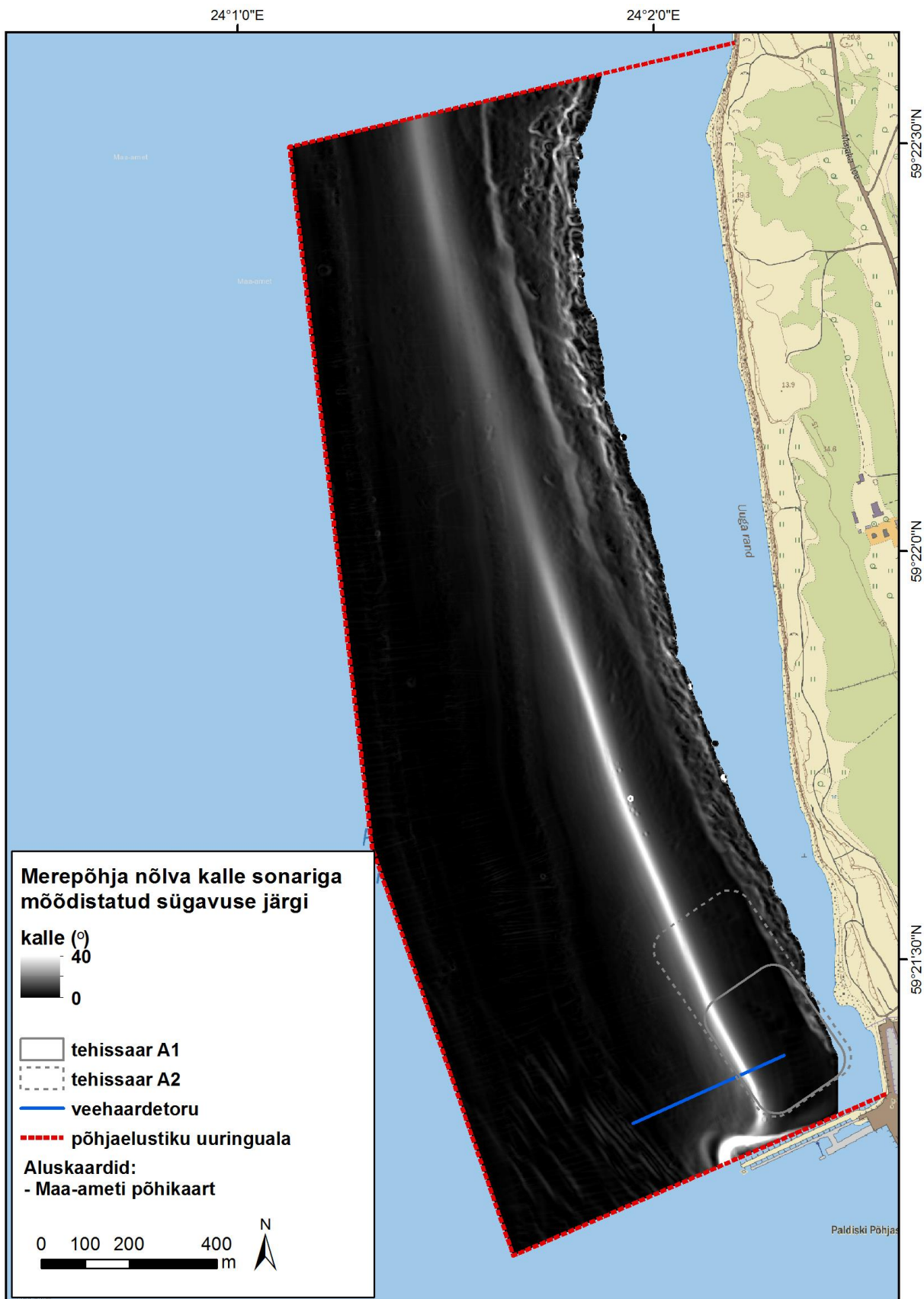
Sonariga skaneeritud alal olid sügavused vahemikus 2,5 kuni 42,8 m (joonis 3.1.1). Sügavusmudelist ja selle aluse arvutatud nõlvakallate kihist (joonis 3.1.2) nähtub, et rannajoonelt algav madal platoo levib kuni ligikaudu sügavuseni 5 m sügavuseni, millele järgneb kivine nõlv ja sügavuse suurenemine kuni ligikaudu 10–12 meetrini. Järgmisel järsul nõlval, mis selgemalt eristub uuringuala lõunaosas (joonis 3.1.2) langeb sügavus ligikaudu 15 meetrilt 30 meetrile. Erinevalt esimesest nõlvast, on teine nõlv sileda pinnareljeefiga.

Tagasihajumise andmekihilt on selgesti eristatavad kaks peamist põhjatüüpi: kõrge varieeruvusega („krobeline“) madal ala ja ühtlase madala tagasihajumisega sügavam ala (joonis 3.1.3). Sügavama ala piires on eristatavad heledamad jooned ja ringikujulised moodustised. Ringikujulised moodustised osutusid merepõhja videovaatluste tulemusel kõvemate substraaditüüpidega (kivid, kruus) aladeks mudase ala taustal, mis võivad olla kaadatud materjali laigud. Kõrgema tagasihajumisega laik põhjasadama muuli otsast loode suunas on videovaatluste põhjal (lisa 1 joonis 6) ilmselt seotud bakterimatiga mudasel põhjal kuid ilma spetsiaalsete põhjaprofiili proovideta ei saa seda kindlalt väita kuna alternatiivselt võis intensiivsema peegelduse põhjustada ka muda all paiknev tugevamate setete kiht. Potentsiaalsete inimtekkeliste moodustiste nimekiri on toodud tabelis 3.1.1.

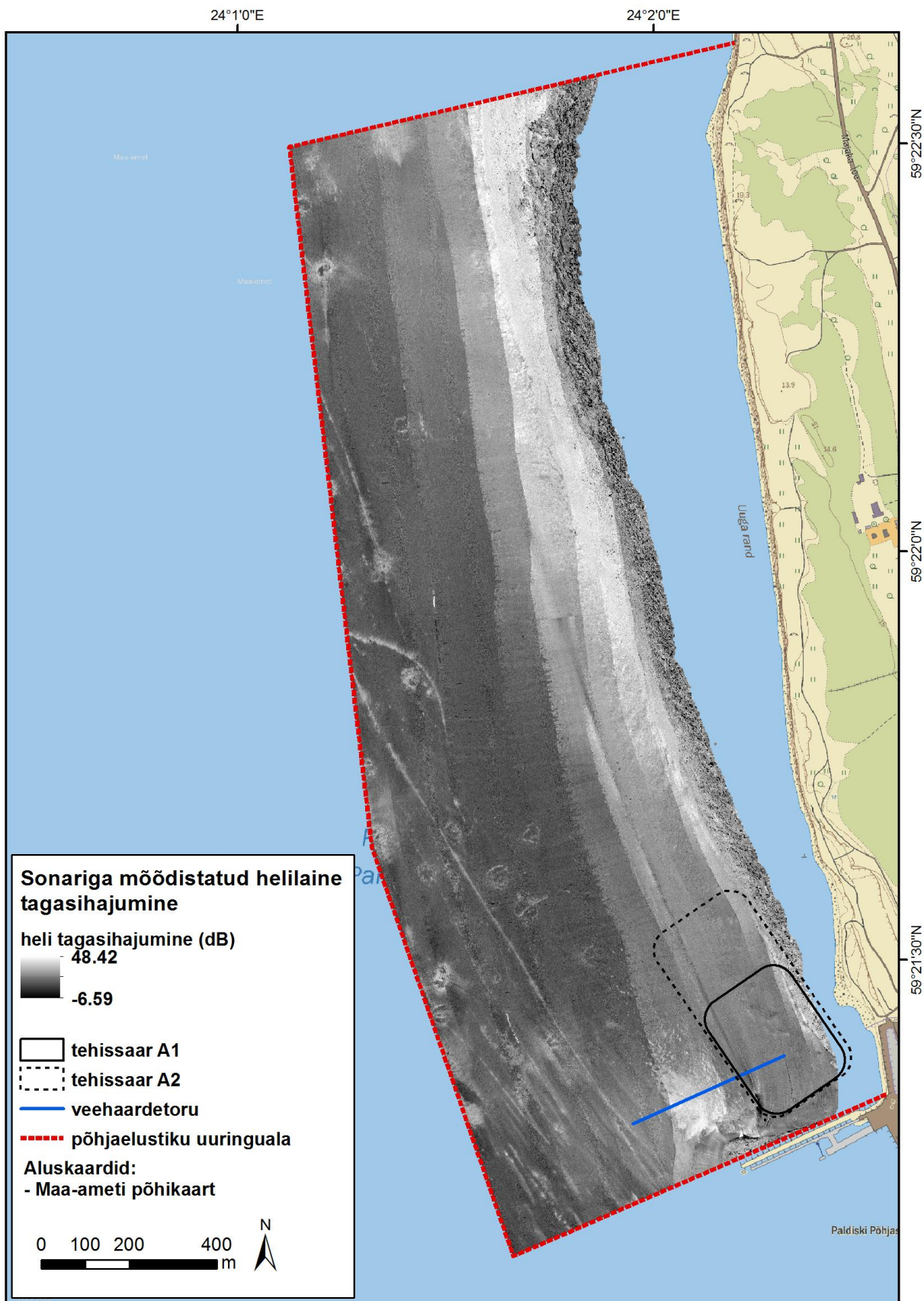
Sügavuse, nõlvakalde ja tagasihajumise (joonised 3.1.1–3.1.3) andmekihte kasutati põhjasubstraadi ning elustiku ja elupaikade leviku modelleerimise sisendina.



Joonis 3.1.1. Sonariga mõõdistatud sügavus.



Joonis 3.1.2. Sonariga mõõdistatud sügavusest arvatud nõlva kalle.



Joonis 3.1.3. Sonariga mõõdistatud helilaine tagasihajumine.

Tabel 3.1.1. Võimalikud inimtekkelised moodustised mere põhjas, mis olid eristatavad sonariandmete põhjal. X ja Y on geograafilised koordinaadid WGS 1984 koordinaatsüsteemis. Kaugused on mõõdetud suurema tehissaare variandi ligikaudse veealuse osa lähimast punktist.

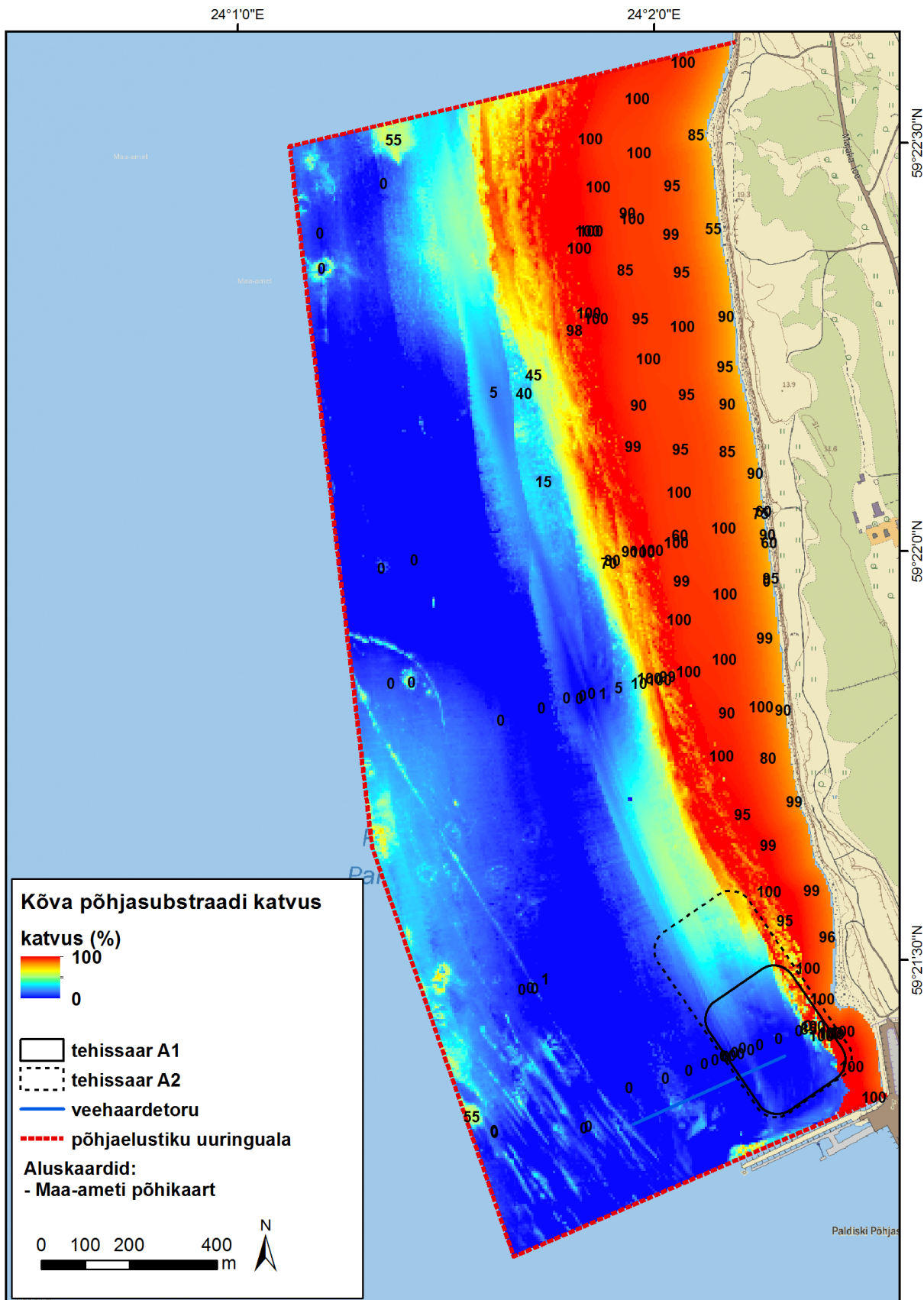
ID	X	Y	Kaugus (m)	Kirjeldus
1	24.03408	59.35413	230	Merepõhja pinnast kõrgem moodustis; pikkus 10 m, laius 3 m
2	24.02485	59.35720	500	Tagasihajumises nähtav, reljeefis eristamatu või halvasti eristatav ringikujuline moodustis läbimõelduga 40-60 m, võimalik, et kaadatud materjali või lõhkamise jälg
3	24.02483	59.35796	500	Tagasihajumises nähtav, reljeefis eristamatu või halvasti eristatav ringikujuline moodustis läbimõelduga 40-60 m, võimalik, et kaadatud materjali või lõhkamise jälg
4	24.02822	59.35939	300	Tagasihajumises nähtav, reljeefis eristamatu või halvasti eristatav ringikujuline moodustis läbimõelduga 40-60 m, võimalik, et kaadatud materjali või lõhkamise jälg
5	24.02711	59.36003	390	Tagasihajumises nähtav, reljeefis eristamatu või halvasti eristatav ringikujuline moodustis läbimõelduga 40-60 m, võimalik, et kaadatud materjali või lõhkamise jälg
6	24.02850	59.36084	360	Tagasihajumises nähtav, reljeefis eristamatu või halvasti eristatav ringikujuline moodustis läbimõelduga 40-60 m, võimalik, et kaadatud materjali või lõhkamise jälg
7	24.02428	59.36011	540	Tagasihajumises nähtav, reljeefis eristamatu või halvasti eristatav ringikujuline moodustis läbimõelduga 40-60 m, võimalik, et kaadatud materjali või lõhkamise jälg
8	24.02365	59.36407	810	Tagasihajumises nähtav, reljeefis eristamatu või halvasti eristatav ringikujuline moodustis läbimõelduga 40-60 m, võimalik, et kaadatud materjali või lõhkamise jälg

## 3.2. Merepõhja substraat

Merepõhja substraadi muutujatena modelleeriti kõvade substraaditüüpid (kivid, kalju) summaarset katvust ja liiva katvust, mis on vajalikud EBHAB elupaikade ja loodusdirektiivi elupaigatüüpide määratlemiseks.

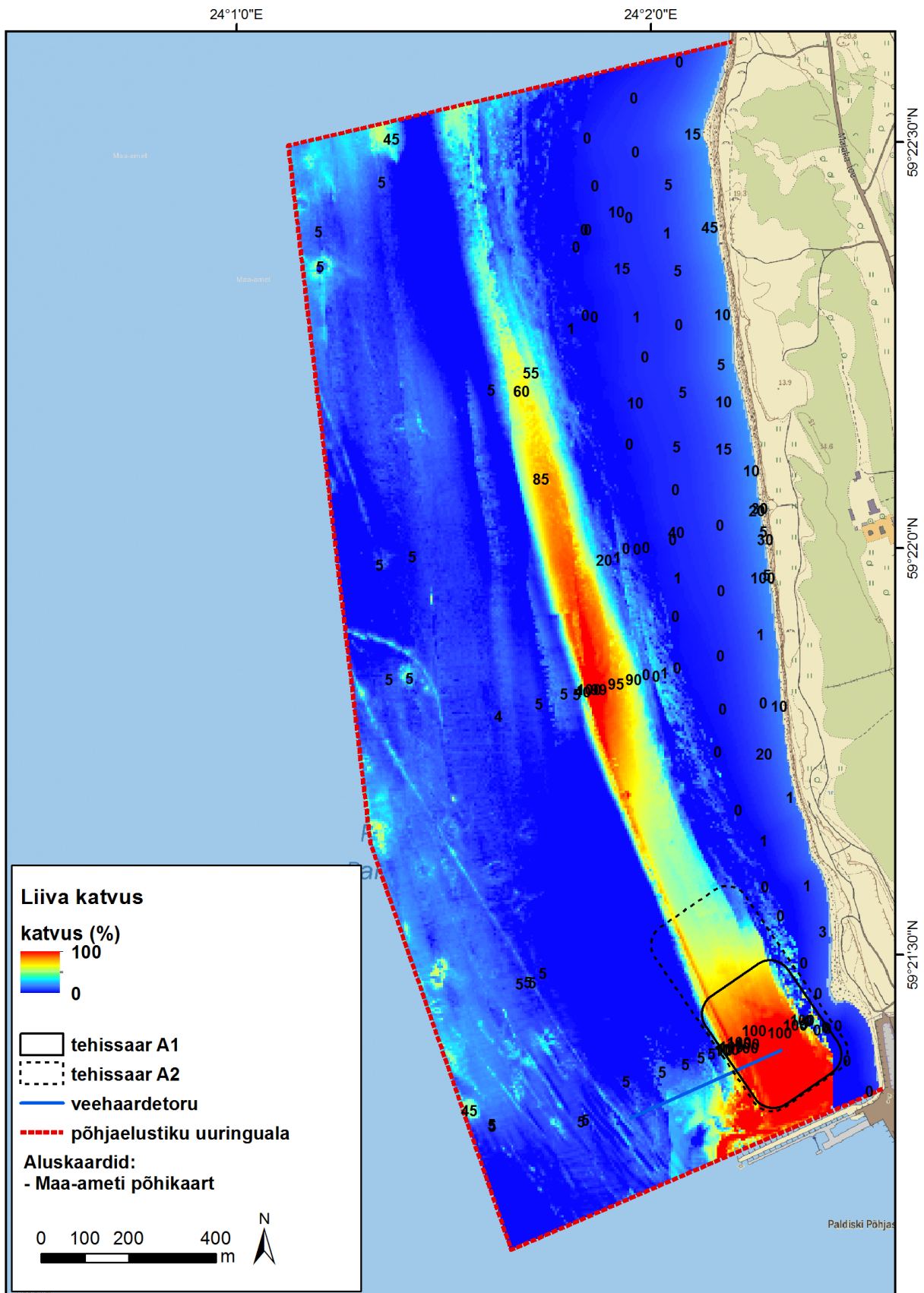
Kõva põhjasubstraadi levik oli väga tugevalt seotud uuringuala sügavuse ja reljeefiga: kogu madalal rannaäärsel platool kuni ligikaudu 8 m sügavuseni uuringuala lõunaosas ja 20 m sügavuseni uuringuala põhjaosas domineeris kõva põhi (joonis 3.2.1). Üksikuid kõrgema kõvade substraaditüüpidega laikusid esines ka sügavamal alal ja need olid eristatavad tänu sonari helilaine tagasihajumise andmekihile (joonis 3.1.3). Kõvapõhjalise platoo serv on hästi jälgitav kõigis sonaripõhistes andmekihtides (joonised 3.1.1–3.1.3).

Liiva domineerimine põhjasubstraadis oli seotud põhja-lõunasuunalise vööndiga sügavusvahemikus ligikaudu 15–20 m (joonis 3.2.2). Madalamal asendus liiva domineerimine kivide ja kalju domineerimisega ja sügavamal muda domineerimisega.



Joonis 3.2.1. Kõva põhjasubstraadi katvus uuringualal. Rasterpind on saadud modelleerimise tulemusel. Numbrid näitavad väärtusi proovipunktides.





Joonis 3.2.2. Liiva katvus uuringualal. Rasterpind on saadud modelleerimise tulemusel. Numbrid näitavad väärtusi proovipunktides.

### 3.3. Merepõhja elustik

Katvushinnangutes tuvastati kokku 12 põhjataimestiku ja 2 põhjaloomastiku taksonit (tabel 3.3.1). Enamlevinud taimeliikideks olid põisadru (*Fucus vesiculosus*), rohevetikas *Cladophora glomerata*, punavetikas *Ceramium tenuicorne* ja pruunvetikate grupp *Pilayella littoralis/Ectocarpus siliculosus* (liikide eristamine võimalik ainult mikroskoobi abil), mida kõiki esines rohkem kui 40% proovipunktides. Põisadru oli ka kõrgeima keskmise ja maksimaalse katvusega liik, millele keskmise katvuse poolest järgnes punavetikas *Polysiphonia fucoides* (lisa 1 joonis 4). Kahest katvushinnangutes tuvastatud loomaliigist, tavalisest tõruvähist (*Amphibalanus improvisus*; lisa 1 joonis 5) ja söödavast rannakarbist (*Mytilus trossulus*), oli esimene märkimisväärselt kõrgema esinemissageduse ja katvusega (tabel 3.3.1).

Uuringuala madalal rannaäärsel kivise põhjaga platool leidis üksikuid pehmema settega täitunud lohke ja vagusid, millel kasvas õistaimi harilikku haneheina (*Zannichellia palustris*, lisa 1 joonis 3) ja kamm-penikeelt (*Stuckenia pectinata*).

Tabel 3.3.1. Põhjaelustiku liikide esinemine, sügavuse miinimum ja maksimumväärtused ning katvuse keskmised ja maksimumväärtused katvushinnangute põhjal. Keskmise katvus on arvatud ainult nende proovide põhjal, milles vastav liik esines.

takson	esinemine (%)	sügavus, miinimum (m)	sügavus, maksimum (m)	katvus, keskmine (%)	katvus, maksimum (%)
<b>taimestik</b>					
<i>Battersia arctica</i>	6.5	4.2	11	7.8	20
<i>Ceramium tenuicorne</i>	43.9	0.4	5.6	9.6	30
<i>Chorda filum</i>	35.8	0.1	6	14.8	70
<i>Cladophora glomerata</i>	48.0	0.1	3.4	21.3	90
<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>	10.6	0.4	1.5	10.1	30
<i>Fucus vesiculosus</i>	48.0	0.3	3.4	51.6	100
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	4.1	4.2	6.7	5.2	10
<i>Pilayella/Ectocarpus</i>	40.7	0.4	4.2	19.5	80
<i>Polysiphonia fucoides</i>	27.6	0.5	10.2	36.6	90
<i>Stuckenia pectinata</i>	4.1	0.1	0.5	4.2	5
<i>Zannichellia palustris</i>	11.4	0.1	1.7	12.9	50
<i>Ulva intestinalis</i>	6.5	1.8	4.4	5.8	10
<b>loomastik</b>					
<i>Amphibalanus improvisus</i>	27.6	0.7	35.9	14.0	65
<i>Mytilus trossulus</i>	4.9	1.5	31.2	3.0	5

Biomassiproovidest leiti kokku 15 põhjataimestiku ja 30 põhjaloomastiku taksonit (tabel 3.3.2; perekonna tasemeni määratud juveniilseid loomi pole eeltoodud taksonite arvu juures

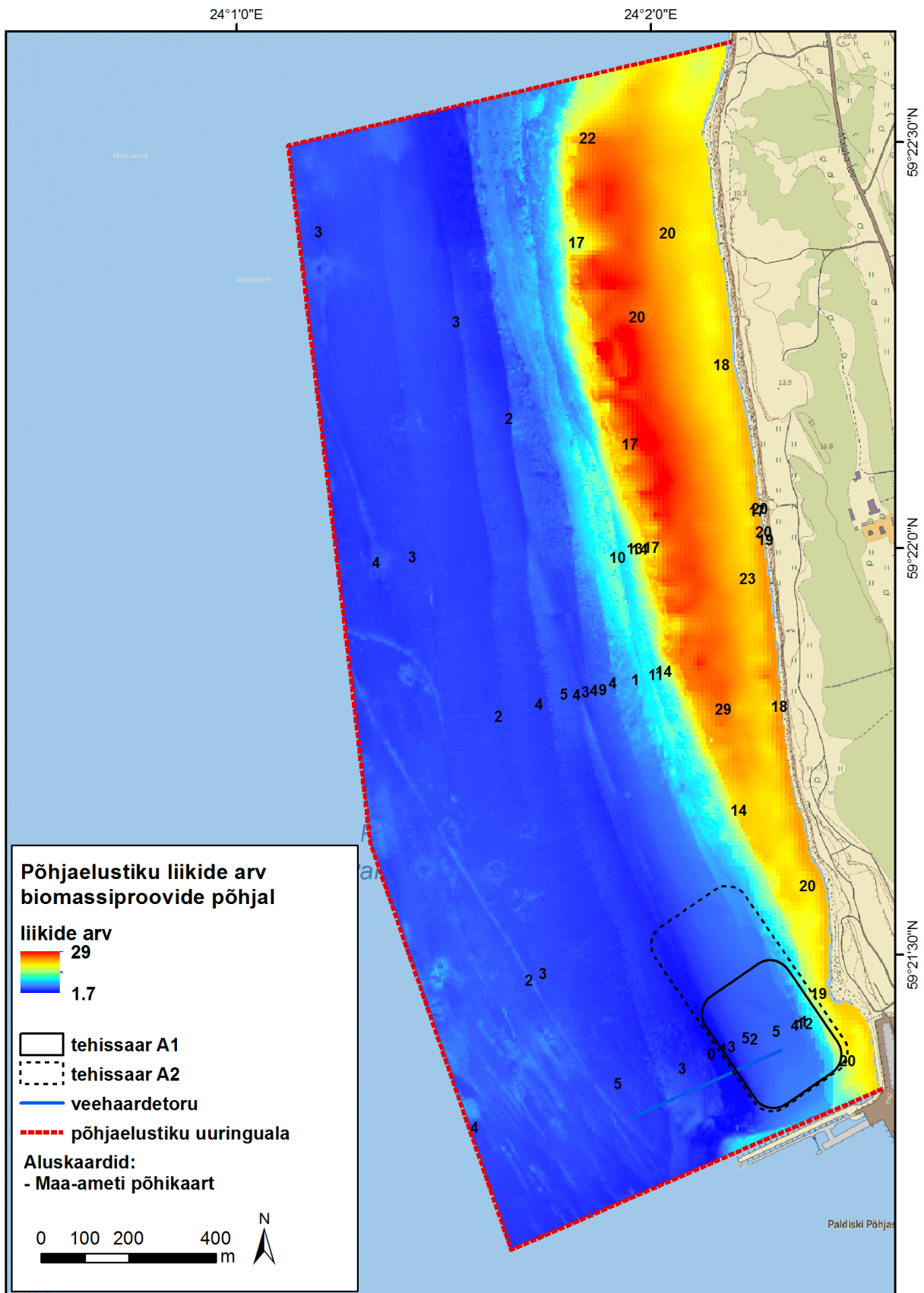
arvestatud). Enamlevinud taimeliikideks olid punavetikad *Polysiphonia fucoides* ja *Ceramium tenuicorne* ning rohevetikas *Cladophora glomerata*. Kõrgeimad taimestiku biomassid olid seotud põisadru, agariku (*Furcellaria lubricalis*; esinemine ainult ühes punktis aga kõrge biomassiga) ja punavetikaga *P. fucoides*. Loomaliikidest olid rohkem kui pooltes proovipunktides esindatud balti lamekarp (*Macoma baltica*), väheharjasussid (*Oligochaeta*), söödav rannakarp (*Mytilus trossulus*) ja surusääskede vastsed (*Chironomidae*). Võrdluses katvushinnangutega on silmatorkav söödava rannakarbi suur esinemissagedus, mida võib seletada asjaoluga, et rannakarbi katvused olid enamasti sedavõrd madalad (< 1 %), et jäid videosalvestustes alla määramispiiri. Suurima keskmise ja maksimaalse biomassiga oli balti lamekarp, millele järgnesid tavaline tõruvähk ja söödav rannakarp (tabel 3.3.2).

Tabel 3.3.2. Põhjaelustiku liikide esinemine, sügavuse miinimum ja maksimumväärtused ning biomassi keskmised ja maksimumväärtused biomassiproovide põhjal. Keskmise biomass on arvutatud ainult nende proovide põhjal, milles vastav liik esines.

<b>takson</b>	<b>esinemine (%)</b>	<b>sügavus, miinimum (m)</b>	<b>sügavus, maksimum (m)</b>	<b>biomass, keskmine (g m<sup>-2</sup>)</b>	<b>biomass, maksimum (g m<sup>-2</sup>)</b>
<b>taimestik</b>					
<i>Battersia arctica</i>	23.5	0.7	10.4	0.9717	2.8525
<i>Ceramium tenuicorne</i>	37.3	0.1	10.4	7.7468	63.09
<i>Chorda filum</i>	7.8	0.5	4.4	7.2969	20.21
<i>Cladophora glomerata</i>	35.3	0.1	8.8	22.4707	107.315
<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>	21.6	0.1	1.5	3.3048	29.7775
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	15.7	1	8.8	12.2359	50.61
<i>Elachista fucicola</i>	19.6	0.1	1.9	7.1733	28.1
<i>Fucus vesiculosus</i>	27.5	0.3	2.9	171.7704	857.1575
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	2.0	2.3	2.3	159.0025	159.0025
<i>Pilayella littoralis</i>	17.6	0.1	0.8	20.0461	57.19
<i>Polysiphonia fucoides</i>	45.1	0.1	10.4	46.7034	158.3425
<i>Rhodomela confervoides</i>	2.0	8.8	8.8	0.0850	0.085
<i>Stuckenia pectinata</i>	3.9	0.3	0.5	45.2975	56.7525
<i>Zannichellia palustris</i>	3.9	0.5	0.8	19.0200	23.7025
<i>Ulva spp</i>	27.5	0.1	8.8	0.4245	3.72
<b>loomastik</b>					
<i>Amphibalanus improvisus</i>	43.1	0.4	15.4	22.6385	84.875
<i>Cerastoderma glaucum</i>	3.9	1	15.4	0.1509	0.2967
<i>Chironomidae</i>	52.9	0.1	33.9	0.0555	0.3175
<i>Corophium volutator</i>	3.9	6	10.4	0.0125	0.02
<i>Cyanophthalma obscura</i>	2.0	4.2	4.2	0.0975	0.0975
<i>Gammarus juv</i>	47.1	0.1	10.4	0.3043	1.455
<i>Gammarus oceanicus</i>	7.8	1	2.9	0.2144	0.32
<i>Gammarus salinus</i>	31.4	0.1	6	0.0916	0.3675
<i>Gammarus zaddachi</i>	35.3	0.1	6	0.3876	1.2475

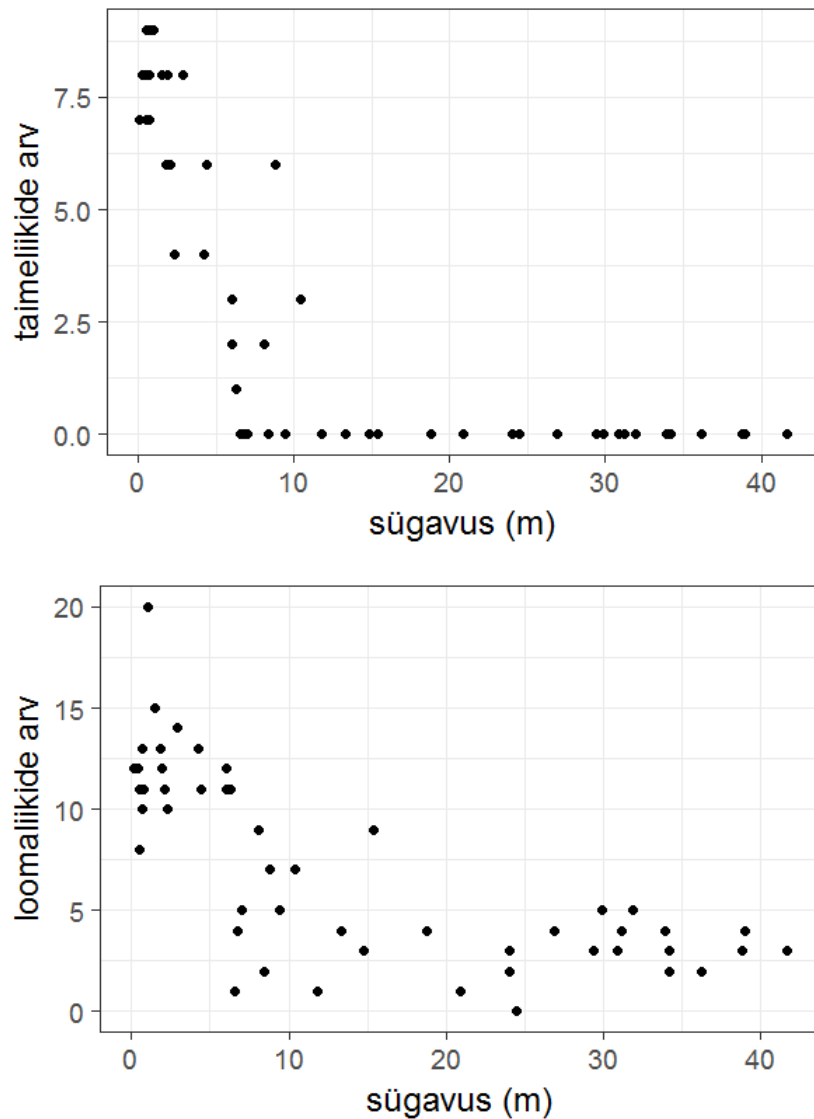
<i>Gammarus tigrinus</i>	5.9	0.1	0.8	0.0150	0.0225
<i>Gonothyrea loveni</i>	3.9	15.4	29.4	0.0108	0.0172
<i>Halicryptus spinulosus</i>	3.9	30.9	39	0.2021	0.3784
<i>Hediste diversicolor</i>	7.8	1	15.4	0.0157	0.0325
<i>Heterotanais oerstedii</i>	37.3	0.1	10.4	0.0489	0.1475
<i>Idotea balthica</i>	9.8	0.7	2.9	0.2215	0.4525
<i>Idotea chelipes</i>	35.3	0.1	6.3	0.3149	0.8475
<i>Idotea granulosa</i>	9.8	0.5	1	1.3380	4.825
<i>Idotea juv</i>	17.6	0.1	1.5	0.1286	0.4775
<i>Jaera albifrons</i>	41.2	0.1	8.1	0.0983	0.655
<i>Leptocheirus pilosus</i>	9.8	1.9	15.4	0.0079	0.0225
<i>Limapontia capitata</i>	39.2	0.1	29.9	0.0409	0.24
<i>Macoma balthica</i>	66.7	0.8	41.7	45.4940	351.4648
<i>Marenzelleria neglecta</i>	31.4	6.7	41.7	0.0422	0.2537
<i>Monoporeia affinis</i>	2.0	31.2	31.2	0.0516	0.0516
<i>Mya arenaria</i>	27.5	0.3	31.9	0.1624	0.6125
<i>Mytilus trossulus</i>	52.9	0.1	18.8	1.7301	9.1425
<i>Neomysis integer</i>	2.0	26.9	26.9	0.0774	0.0774
<i>Oligochaeta</i>	56.9	0.1	41.7	0.0305	0.2021
<i>Peringia ulvae</i>	11.8	1.5	14.8	0.1564	0.5075
<i>Piscicola geometra</i>	2.0	0.5	0.5	0.0275	0.0275
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	11.8	0.5	31.9	0.2797	0.54
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	2.0	0.7	0.7	0.1925	0.1925

Põhjaelustiku liigirikkus oli tugevalt seotud uuringuala üldise topograafiaga: liigirikkus oli märkimisväärselt kõrgem madalal kivisel platool võrreldes platoost sügavamale jäävate aladega (joonis 3.3.1).

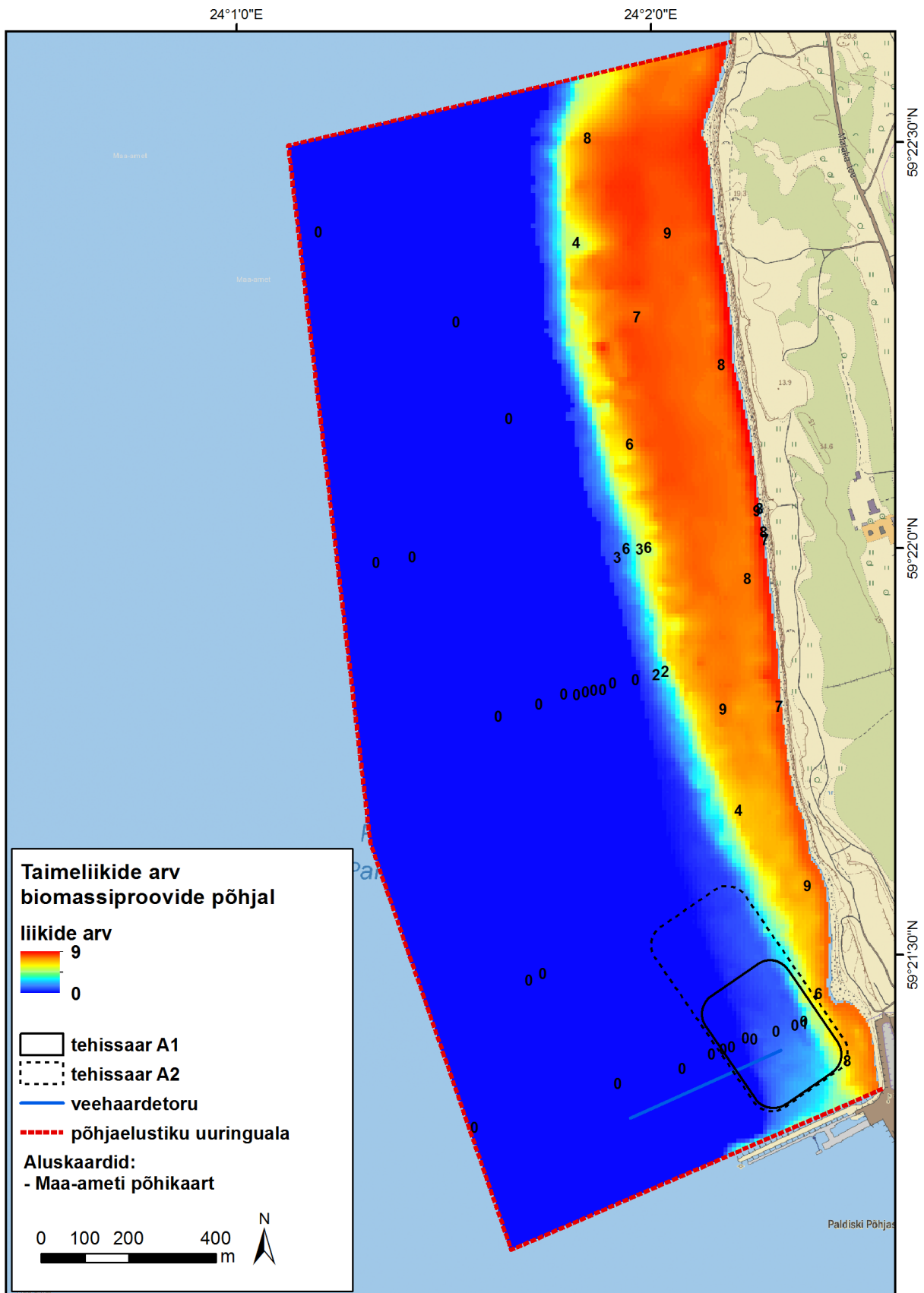


Joonis 3.3.1. Põhjaelustiku liikide arv uuringualal. Rasterpind on saadud modelleerimise tulemusel. Numbrid näitavad väärtusi proovipunktides.

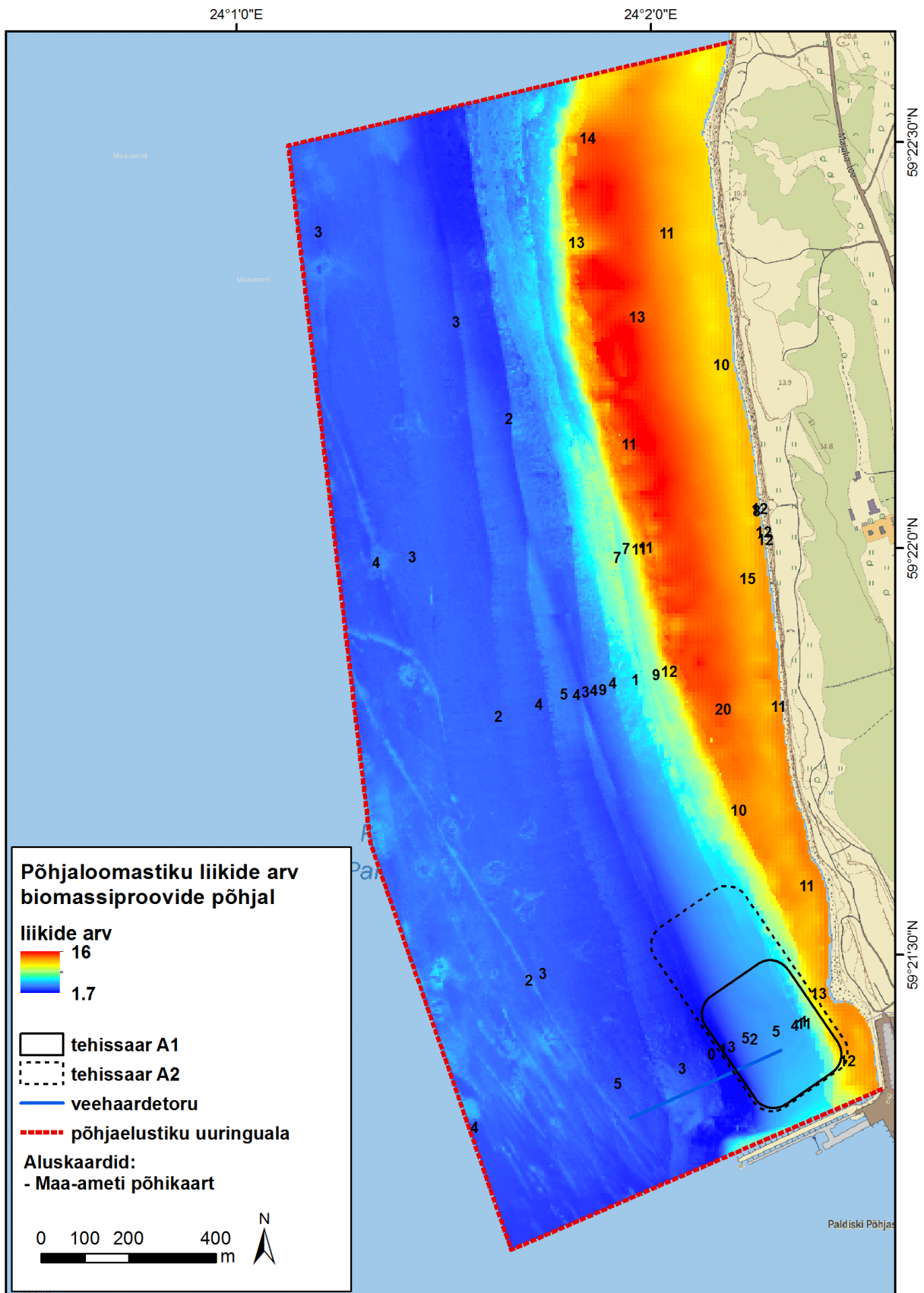
Nii taimestiku kui loomastiku levik oli tugevas seoses sügavusega, olles kõrgeim vahemikus 0–5 m (joonis 3.3.2). Põhjataimestiku levik uuringualal lõppes 11 m sügavusega, mis langes üldiselt kokku ka kõvapõhjalise platoo ulatusega (joonis 3.3.3). Kuna platoo laieneb uuringuala põhjaosa suunas, siis on ka liigirikkamate põhjataimestiku (joonis 3.3.3) ja –loomastiku-koosluste (joonis 3.3.4) levikuala suurem ala põhjaosas.



Joonis 3.3.2. Põhjataimestiku (ülemine) ja põhjaloomastiku (alumine) liigirikkuse seose sügavusega biomassiproovide põhjal.



Joonis 3.3.3. Põhjataimestiku liikide arv uuringualal. Rasterpind on saadud modelleerimise tulemusel. Numbrid näitavad väärtusi proovipunktides.



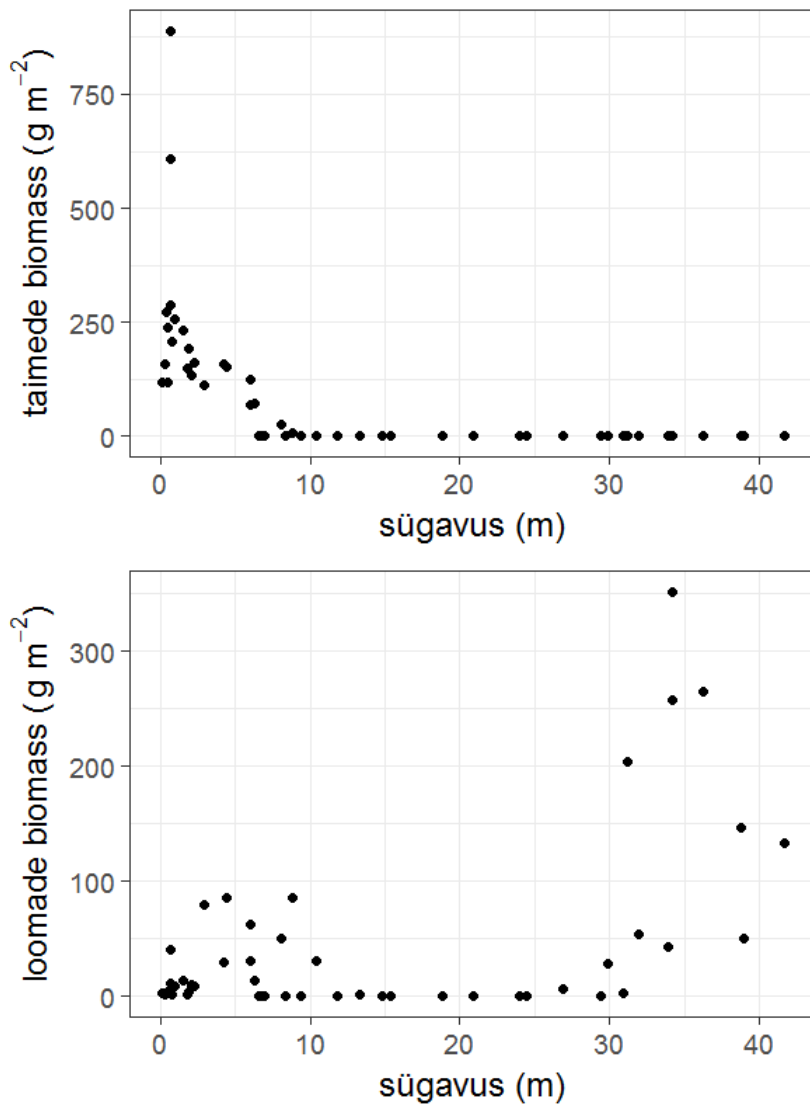
Joonis 3.3.4. Põhjaloomastiku liikide arv uuringualal. Rasterpind on saadud modelleerimise tulemusel. Numbrid näitavad väärtusi proovipunktides.



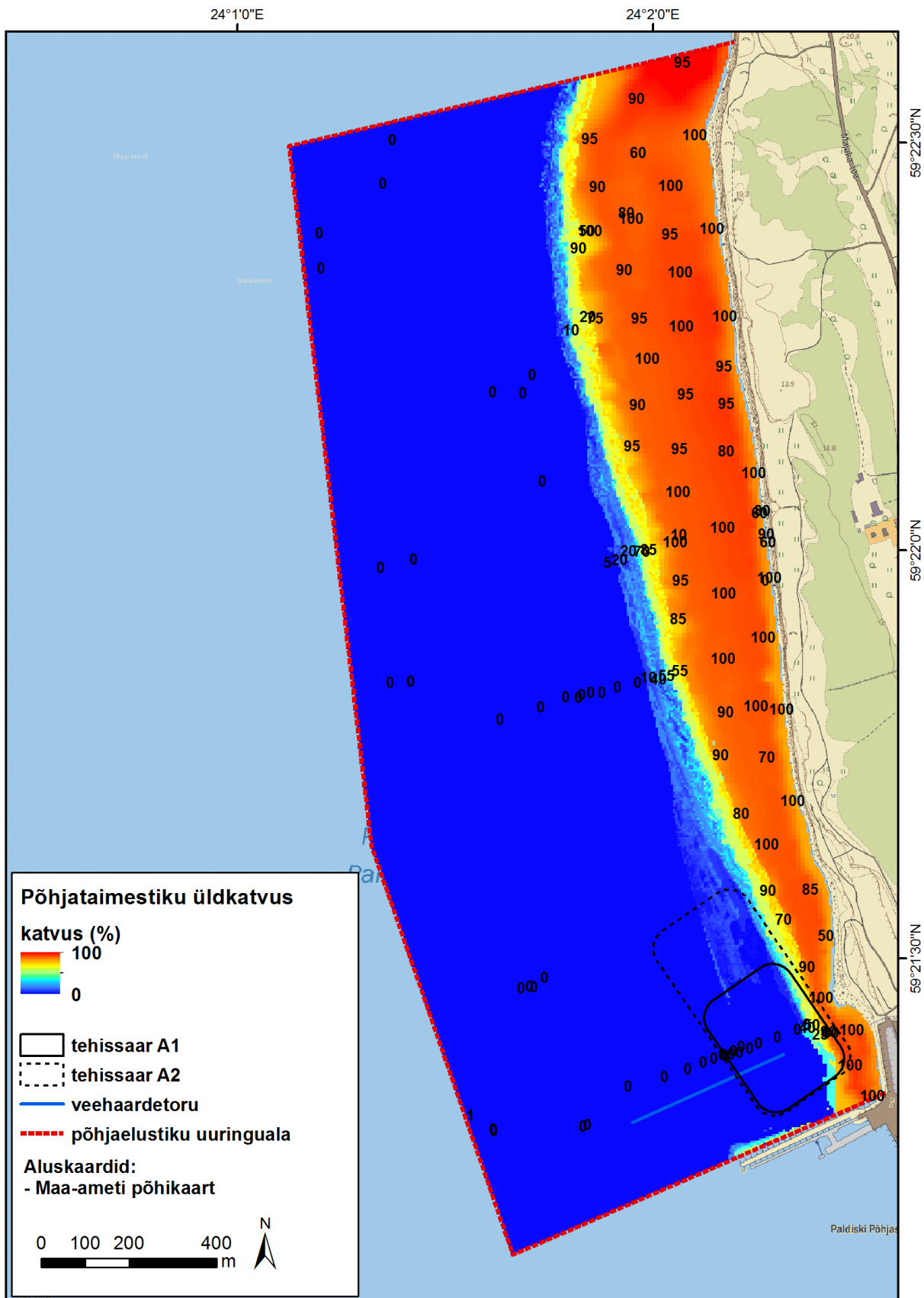
Põhjataimestiku puhul oli taimestiku summaarse biomassi seos sügavusega sarnane liikide arvu seosega sügavusega aga põhjaloomastiku puhul sellist sarnasust ei olnud (joonis 3.3.5). Põhjaloostiku puhul olid maksimaalsed summaarsed biomassid seotud suuremate sügavustega (> 30 m), kus esines rohkelt balti lamekarpi. Põhjaloostiku summaarsel biomassil oli sügavusgradiendil kolm selgelt eristuvat vööndit:

- mõõdukad biomassid madalas taimestikuvööndis (0–10 m);
- väga madalad biomassid keskmistel sügavustel (10–30 m), mis olid seotud järsu ja liivase merepõhja nõlvaga;
- kõrged biomassid sügaval (30–40 m) tasasel ja mudasel põhjal (joonis 3.3.5).

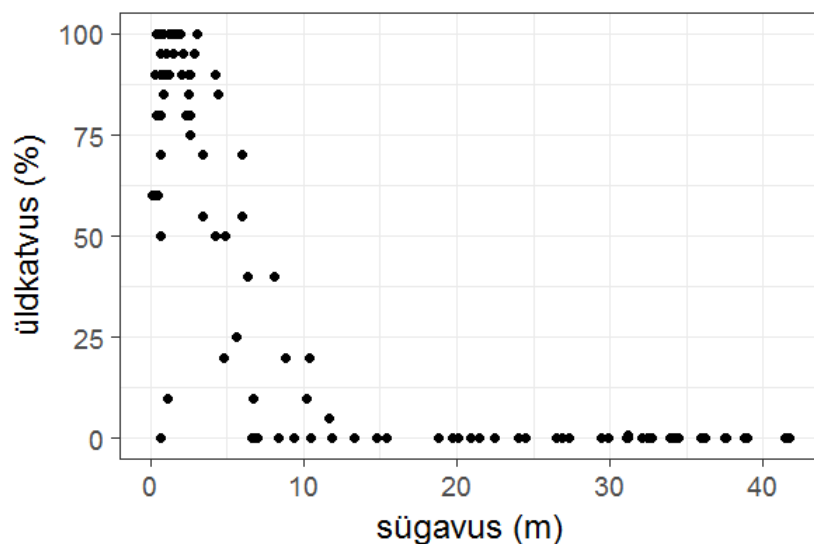
Põhjataimestiku üldkatvuse levik oli sarnane põhjataimestiku liigirikkuse levikule nii ruumiliselt (joonis 3.3.6) kui ka piki sügavusgradienti (joonis 3.3.7).



Joonis 3.3.5. Põhjataimestiku (ülemine) ja põhjaloomastiku (alumine) summaarse biomassi seosed sügavusega biomassiproovide põhjal.



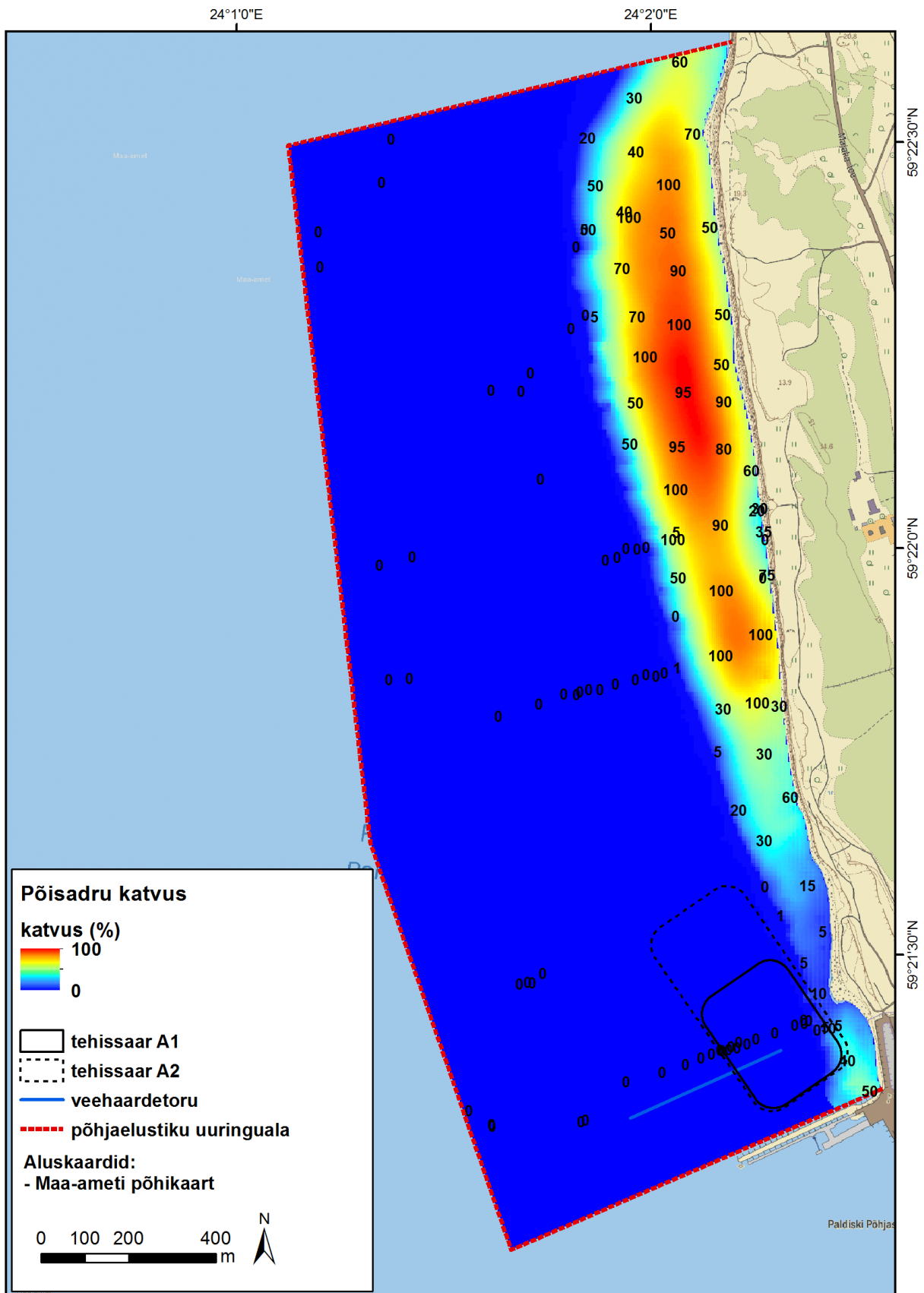
Joonis 3.3.6. Põhjataimestiku üldkatvus uuringualal. Rasterpind on saadud modelleerimise tulemusel. Numbrid näitavad väärtusi proovipunktides.



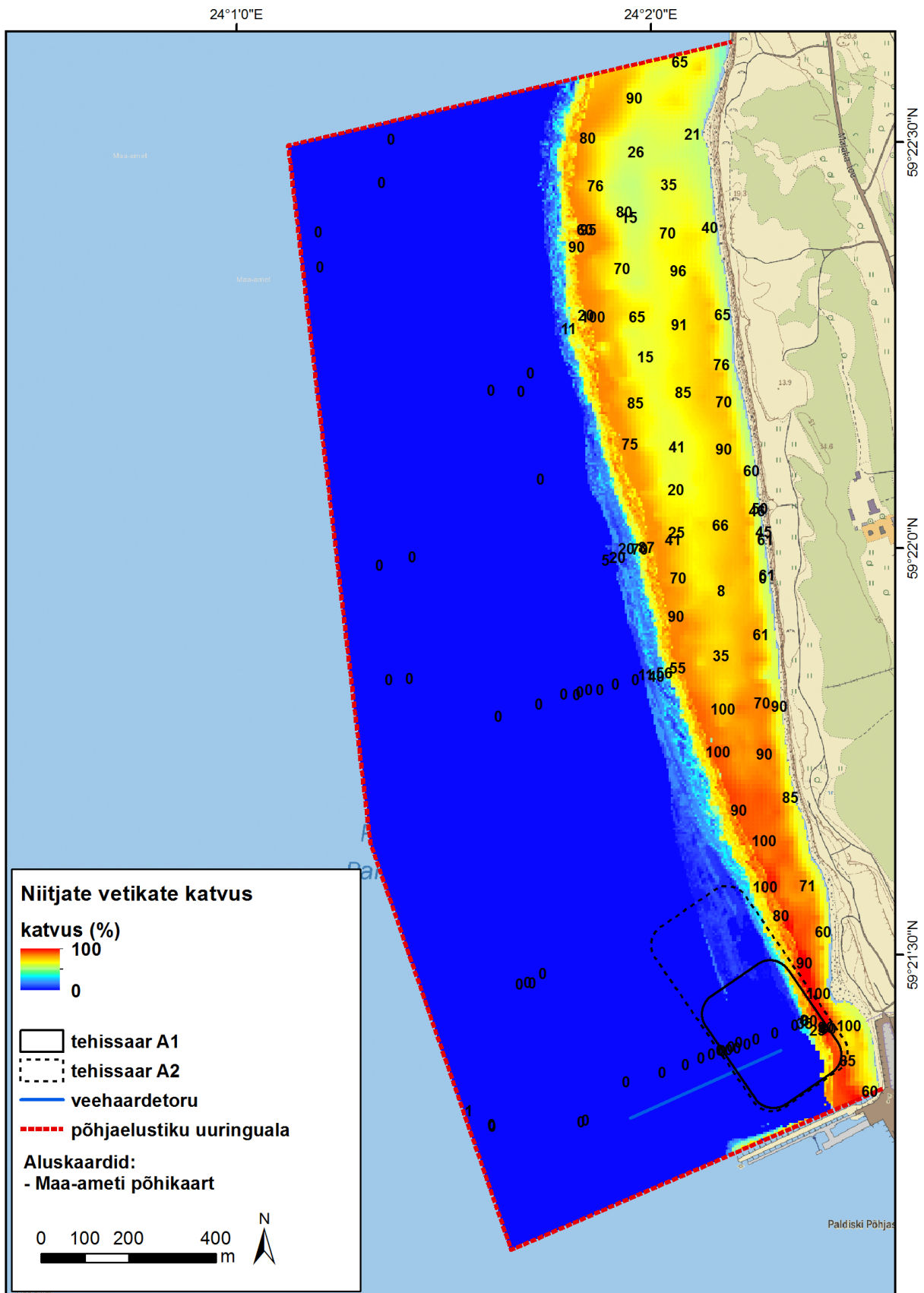
Joonis 3.3.7. Põhjataimestiku üldkatvuse seos sügavusega katvushinnangute põhjal.

Põisadru kõrgeimad katvuse väärtused esinesid madala platoo laiema osa keskosas (joonis 3.3.8). Platool levinud põisadru kooslus oli märkimisväärselt kõrge põisadru katvusega, taimed suurekasvulised ja suhteliselt vähese pealiskasvuga (lisa 1 joonis 1).

Võrreldes põisadruga olid niitjate vetikate kõrgeimad katvused levinud eelkõige platoo kitsamal lõunaosal (joonis 3.3.9).



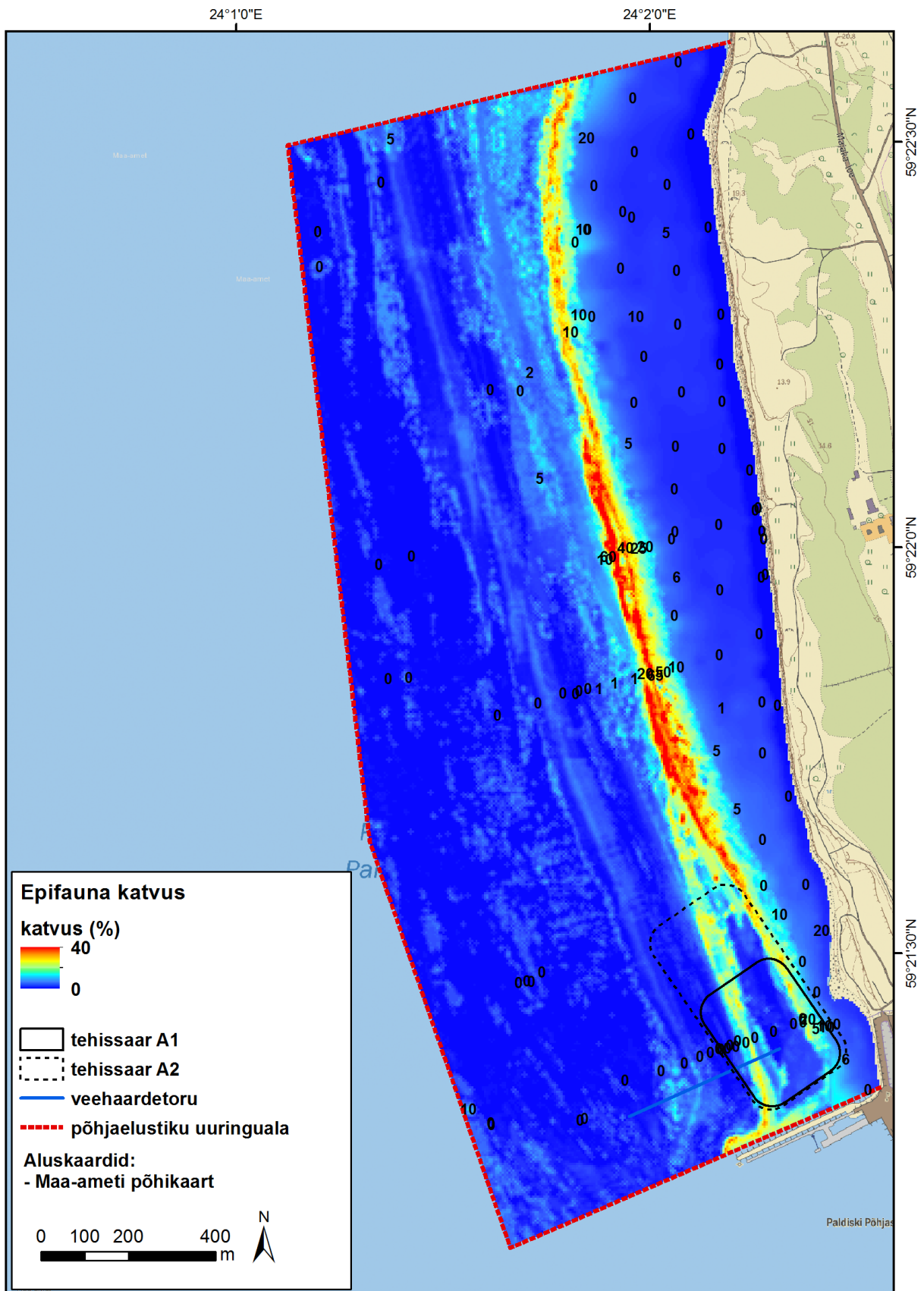
Joonis 3.3.8. Põisadru katvus uuringualal. Rasterpind on saadud modelleerimise tulemusel. Numbrid näitavad väärtusi proovipunktides.



Joonis 3.3.9. Niitjate vetikate katvus uuringualal. Rasterpind on saadud modelleerimise tulemusel. Numbrid näitavad väärtusi proovipunktides.

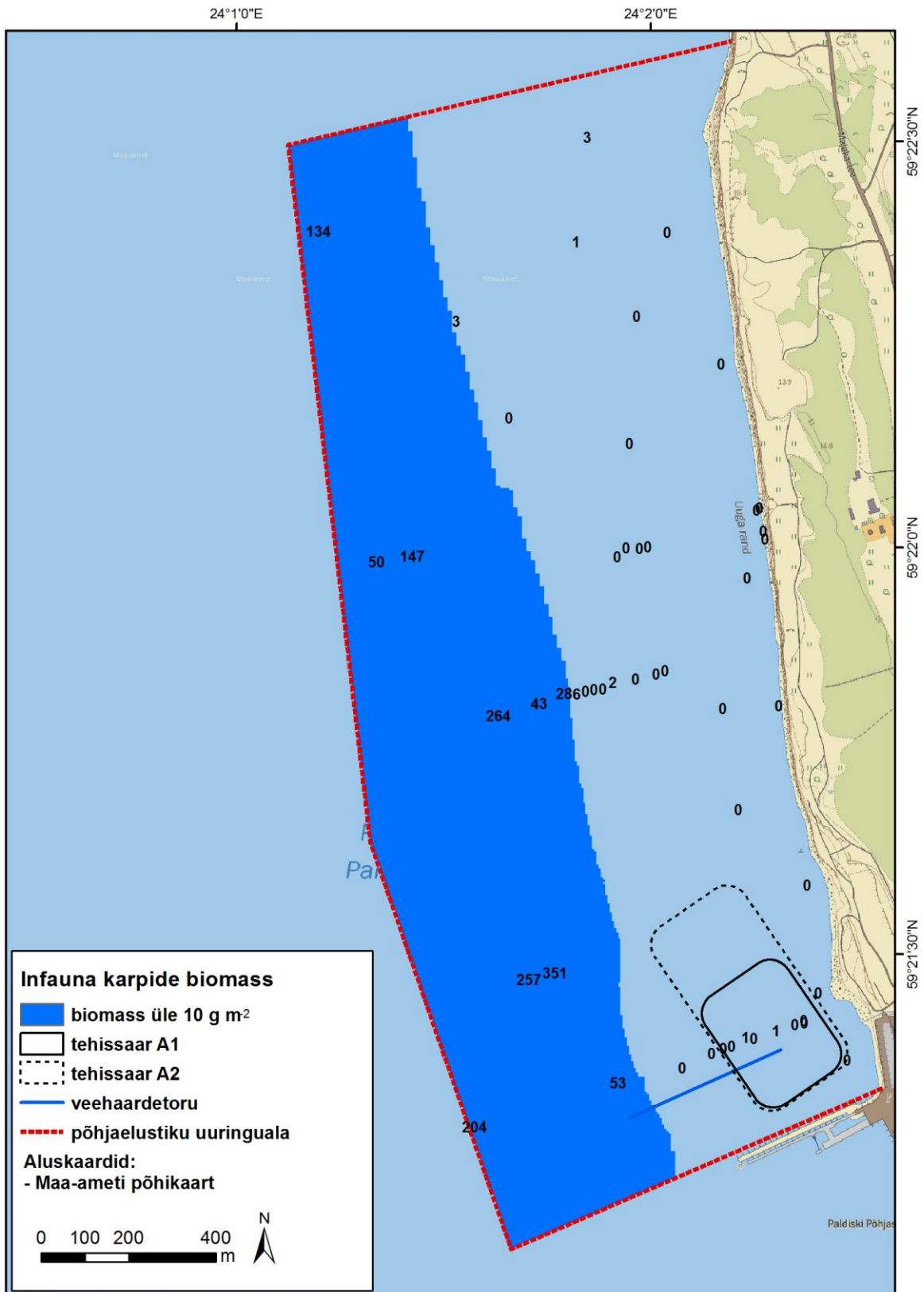
Merepõhja pinnal elavate loomade (epifauna) kõrgemad katvused olid eelkõige seotud madala kivise rannaäärse platoo merepoolse nõlvaga (joonis 3.3.10). Epifauna kõige olulisemaks liigiks oli tavaline tõruvähk (*Amphibalanus improvisus*; lisa 1 joonis 5).

Merepõhja sette sees elavate (infauna) karpide kõrged biomassid levisid uuringuala sügavamas osas (joonis 3.3.11), kus karbiliigiks oli balti lamekarp (*Macoma baltica*), mille biomassid ulatusid kuni 350 g m<sup>-2</sup>.



Joonis 3.3.10. Epifauna katvus uuringualal. Rasterpind on saadud modelleerimise tulemusel. Numbrid näitavad väärtusi proovipunktides.





Joonis 3.3.11. Infauna (sette sees elavate) karpide biomass uuringualal. Rasterpind on saadud modelleerimise tulemusel. Näidatud on ainult piirkondi, kus biomass ületas 10 g m<sup>-2</sup>, mis on liivamadalate elupaigatüübi ja EBHAB 17. elupaga määratlusel piiriks. Numbrid näitavad väärtusi proovipunktides.

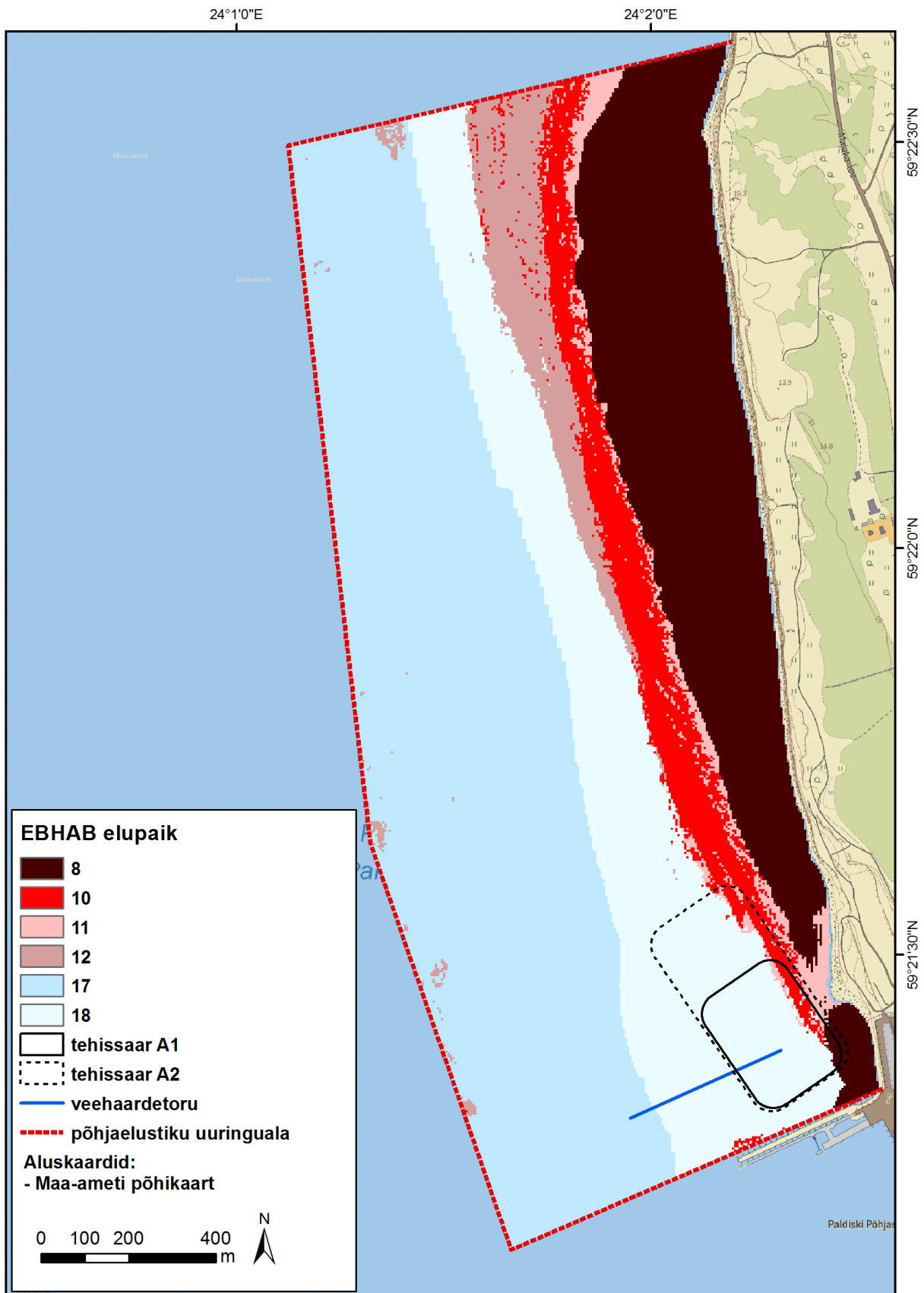
## 3.4. Merepõhja elupaigad

### 3.4.1. EBHAB

Uuringualal tuvastati kokku kuus erinevat elupaika, millest suurima pindalaga oli elupaik 17 - Mõõdukalt avatud pehmed põhjad karpide kooslustega, mis levis uuringuala sügavamas piirkonnas. Osakaalult järgmine elupaik oli 8 - Mõõdukalt avatud kõvad põhjad põisadru (*Fucus* spp.) kooslustega, mis hõlmas madalaveelise rannaäärse kivise platoo. Uuringualal leitud elupaikade infolehed – väljavõtted merepõhja elupaikade definitsioonide tõlgendamise juhendist (TÜ Eesti Mereinstituut 2014b) – on toodud lisas 2.

Tabel 3.4.1.1. EBHAB elupaikade pindalad uuringualal.

elupaiga nr	elupaiga nimetus	pindala (ha)	osakaal uuringualast (%)
8	Mõõdukalt avatud kõvad põhjad põisadru ( <i>Fucus</i> spp.) kooslustega	52.03	21.8
10	Mõõdukalt avatud kõvad põhjad karpide kooslustega	16.45	6.9
11	Mõõdukalt avatud kõvad põhjad kindla liigilise domineerimiseta footilises tsoonis	5.89	2.5
12	Mõõdukalt avatud kõvad põhjad kindla liigilise domineerimiseta afootilises tsoonis	12.71	5.3
17	Mõõdukalt avatud pehmed põhjad karpide kooslustega	103.41	43.3
18	Mõõdukalt avatud pehmed põhjad kindla liigilise domineerimiseta	48.50	20.3

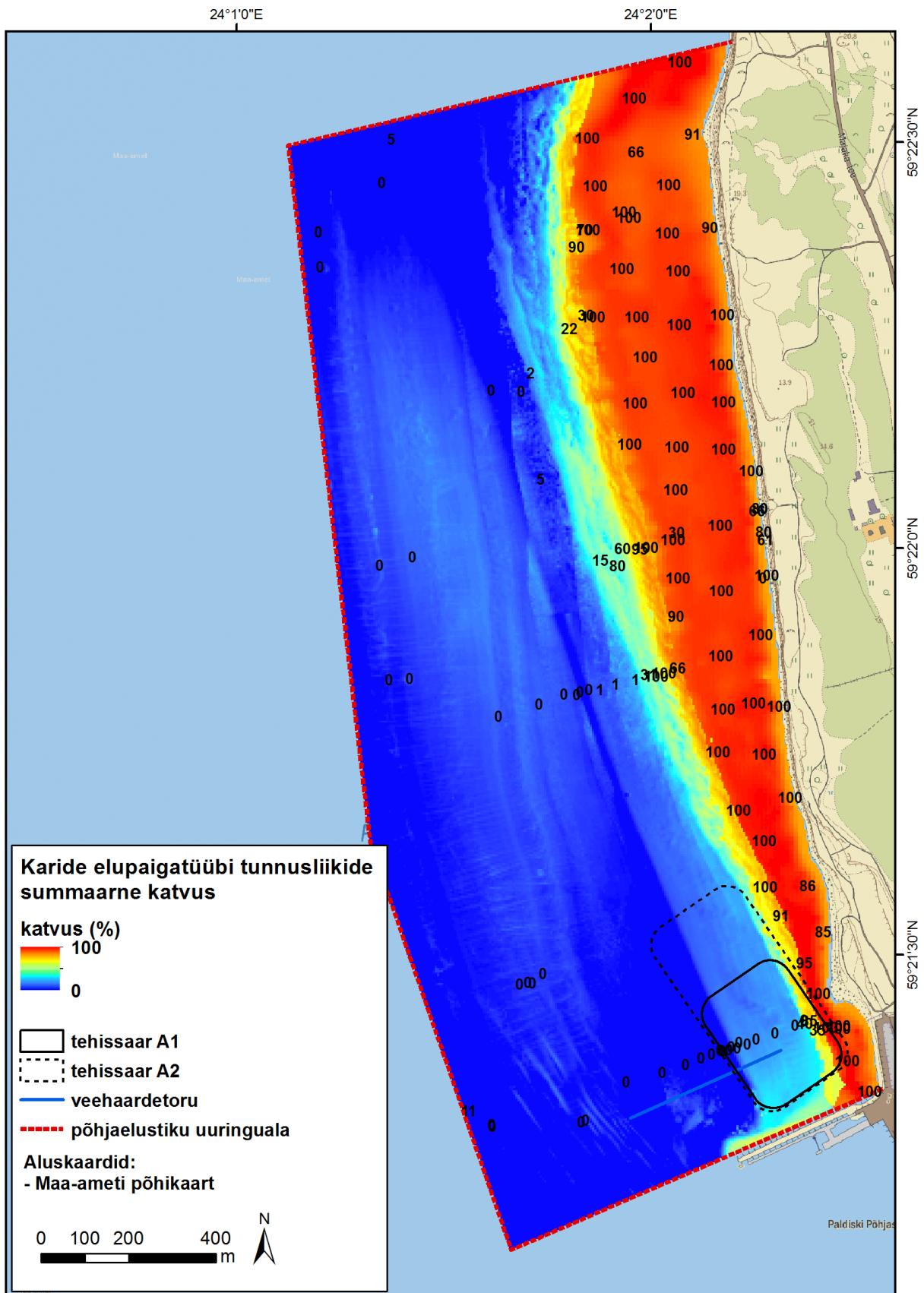


Joonis 3.4.1.1. EBHAB elupaikade levik uuringualal. Numbritele vastavad elupaikade nimed on toodud tabelis 3.4.1.1.

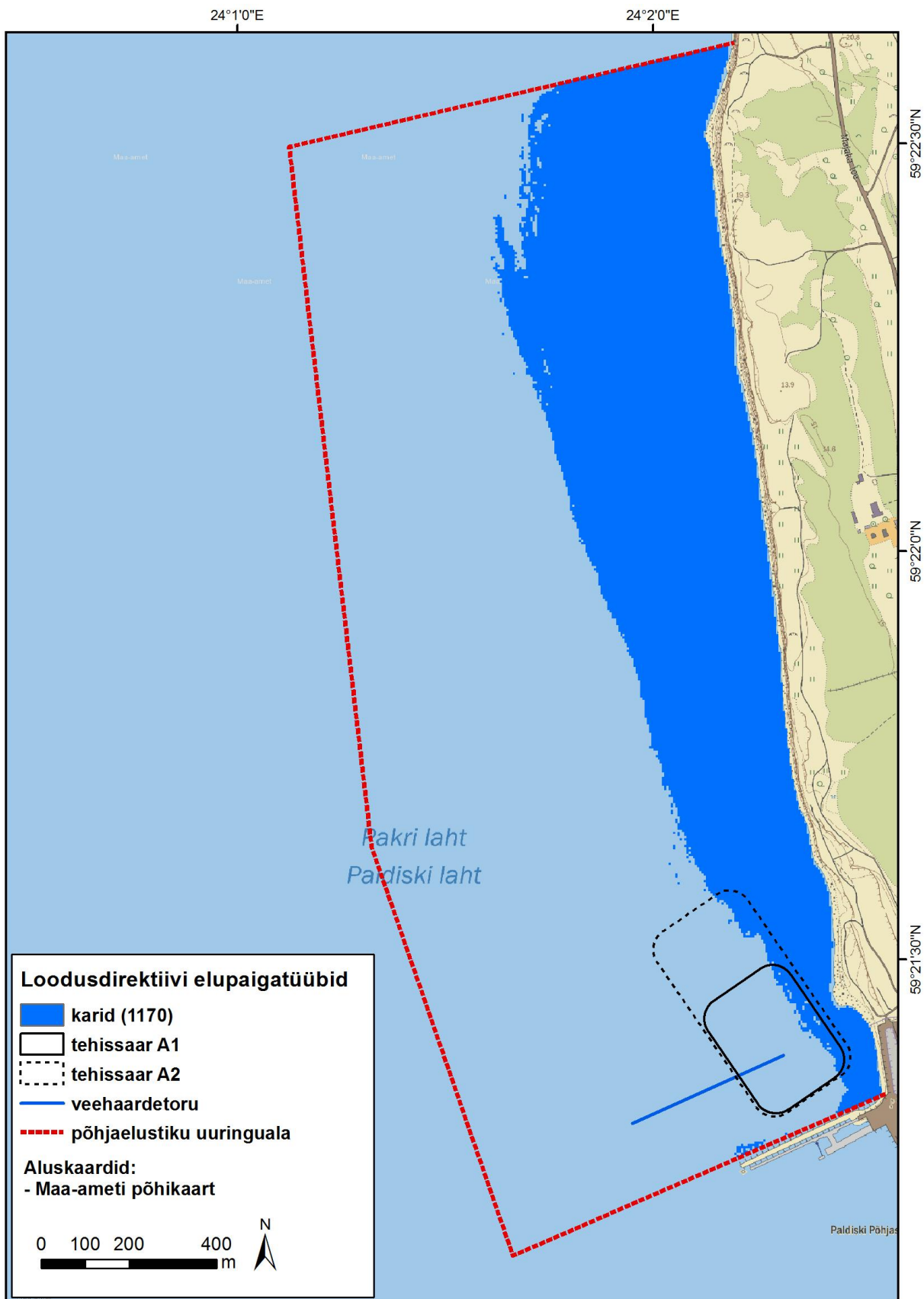
### 3.4.2. EL loodusdirektiivi elupaigatüübid

Vastavalt merepõhja elupaikade definitsioonide tõlgendamise juhendis (TÜ Eesti Mereinstituut 2014b) toodud kriteeriumitele, oli antud uuringupiirkonnas võimalik ainult karide elupaigatüübi esinemine. Liivamadalate kriteeriumid ei olnud täidetud kuna uuringualal ei esinenud footilises tsoonis liiva domineerimisega alasid, kus liivamadalate tunnustaimede summaarne katvus või infuna karpide biomass ületaksid lävendit.

Karide elupaigatüübiks vajalik kõva põhjasubstraadi domineerimine oli valdav rannaäärsel madalal platool (joonis 3.2.1). Suuremal osal sellest alast oli ka karide tunnusliikide summaarne katvus 10% või suurem (joonis 3.4.2.1) ja seetõttu karide elupaigatüübina klassifitseeritav (joonis 3.4.2.2). Karide elupaigatüübi pindala oli 81,67 ha ja see moodustas 34,2% uuringuala pindalast.



Joonis 3.4.2.1. Karide elupaigatüübi tunnusliikide summaarne katvus uuringualal. Rasterpind on saadud modelleerimise tulemusel. Numbrid näitavad väärtusi proovipunktides.



Joonis 3.4.2.2. Karide elupaigatüübi levik uuringualal.

## 4. MÕJUDE HINNANGUD

### 4.1. Võimalik mõju merepõhjaelustikule

#### 4.1.1. Ehitamise etapp

Ehitamise etapi võimalikud mõjud on seotud:

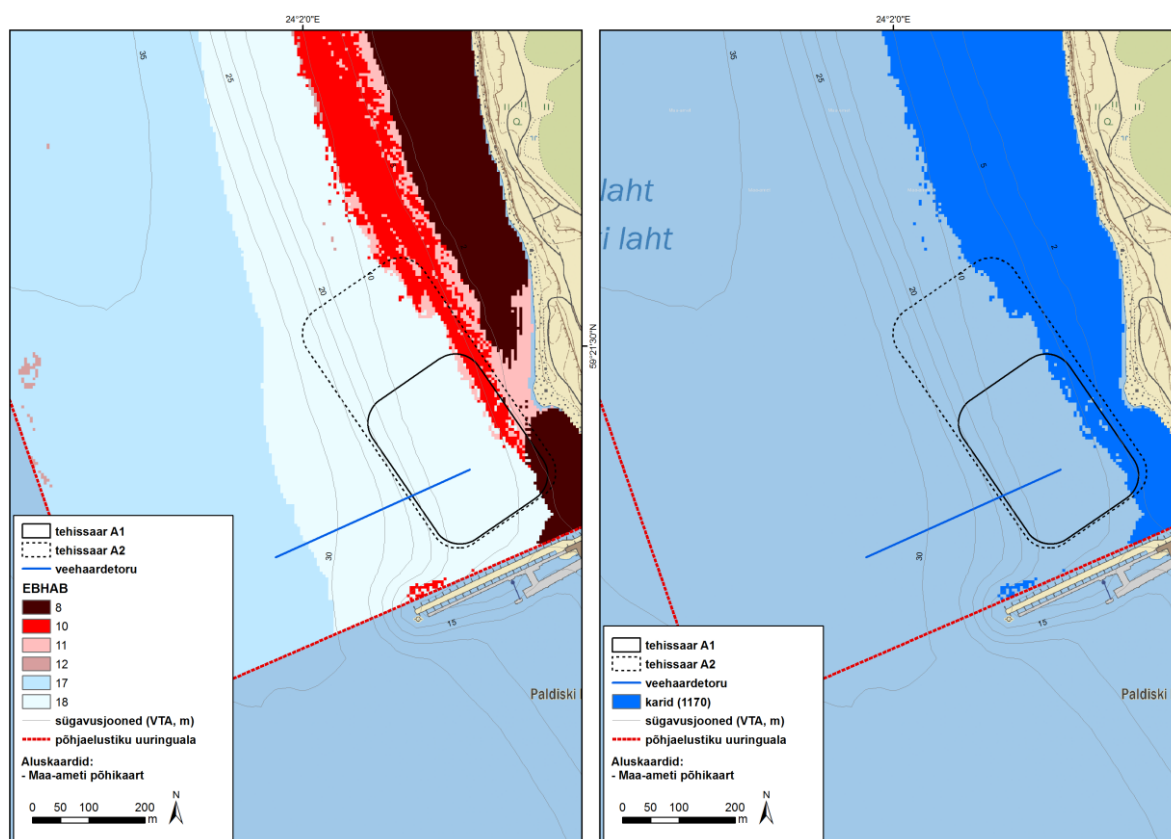
- merepõhja elustiku ja elupaikade hävimisega rajatise meres paikneva infrastruktuuri all.
- heljumi levikuga;

EBHAB elupaikadest jääb tehissaare alla enim elupaika 18 - Mõõdukalt avatud pehmed põhjad kindla liigilise domineerimiseta, mis moodustas üle 80% mõlema tehissaare alternatiivi pindalast (tabel 4.1.1.1, joonis 4.1.1.1). Teiste tehissaare alla jäävate elupaikade (8, 10, 11) pindalade osakaalud jäid alla 10% ja summaarselt alla 20% (tabel 4.1.1.1). Planeeritavatel tehissaarte alternatiividel oli osaline kattumine loodusdirektiivi karide elupaigatüübi levikuga uuringualal: A1 puhul ligikaudu 13% ja A2 puhul 17% (tabel 4.1.1.1, joonis 4.1.1.1).

Tehissaare mõlemad alternatiivid jäävad valdavalt pehme põhjasubstraadiga merealale ja ainult saare idakülje serv jääb kõvade substraaditüüpide domineerimisega alale. Saare idapoolse serva kõva põhi langeb suures osas kokku ka põhjataimestiku leviku piiriga (joonis 4.1.1.2). Suurem osa tehissaare alla jäävast põhjast on ilma taimestikuta madala liigirikkusega pehme (liivane) põhi.

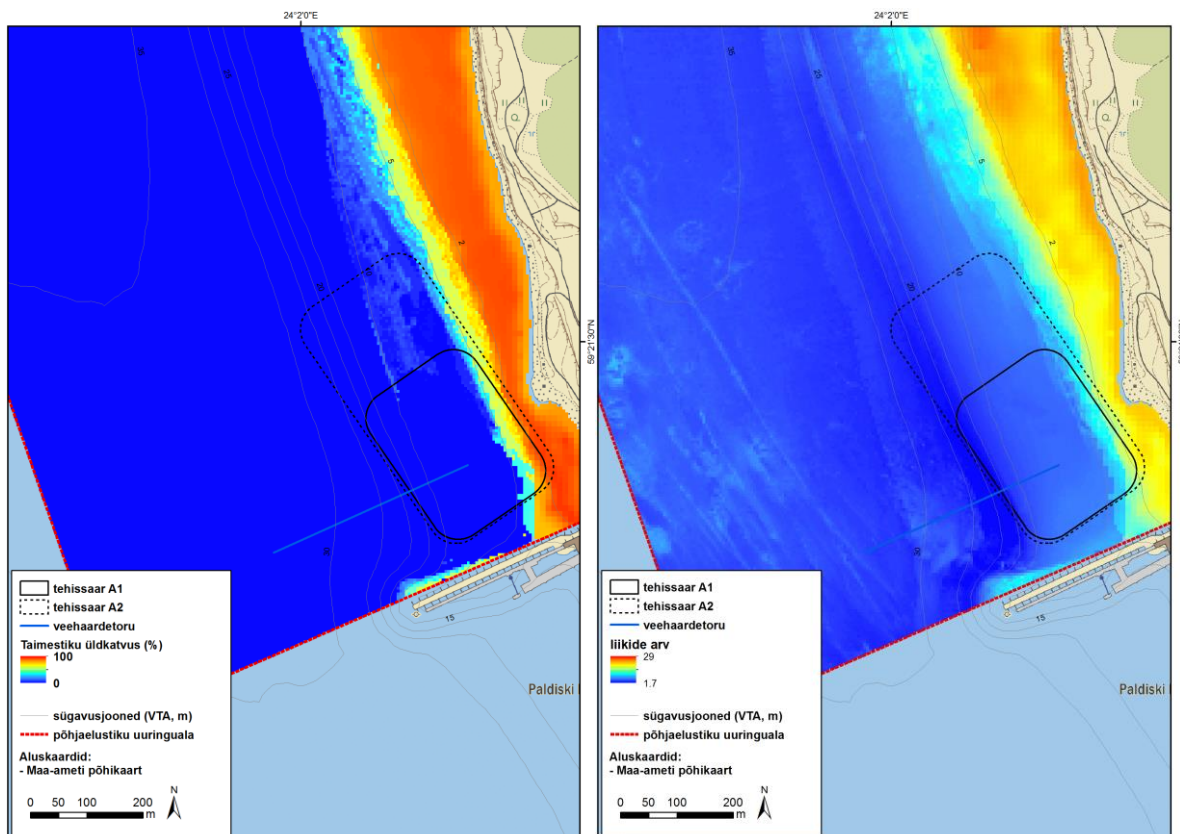
Tabel 4.1.1.1. Tehissaarte alla jäävate EBHAB elupaikade pindalade osakaalud. Tehissaarte veealuse osa polügoonid on hinnangulised ja on saadud eskiisprojekti joonistes toodud maksimaalsete nõlva ulatustega puhvrite (50 m) loomisel tehissaarte veepealse osa polügoonide ümber.

elupaiga kood	elupaiga nimetus	pindala A1 piires (ha)	pindala A2 piires (ha)	osakaal A1 pindalast (%)	osakaal A2 pindalast (%)
<b>EBHAB</b>					
8	Mõõdukalt avatud kõvad põhjad põisadru ( <i>Fucus</i> spp.) kooslustega	0,19	0,38	2,8	3,1
10	Mõõdukalt avatud kõvad põhjad karpide kooslustega	0,46	1,17	6,9	9,5
11	Mõõdukalt avatud kõvad põhjad kindla liigilise domineerimiseta footilises tsoonis	0,21	0,57	3,2	4,6
18	Mõõdukalt avatud pehmed põhjad kindla liigilise domineerimiseta	5,77	10,17	87,1	82,8
<b>Loodusdirektiiv</b>					
1170	Karid	0,86	2,12	12,9	17,2



Joonis 4.1.1.1. Tehissaare alternatiivide A1 ja A2 veealuse osa paiknemine EBHAB elupaikade (vasakpoolne) ja loodusdirektiivi karide elupaigatüübi (parempoolne) suhtes.





Joonis 4.1.1.2. Tehissaare alternatiivide A1 ja A2 veealuse osa paiknemine taimestiku üldkatvuse (vasakpoolne) ja põhjaelustiku liigirikkuse (parempoolne) suhtes.

Kuna tehissaar jääb mõlema alternatiivi puhul valdavalt EBHAB elupaiga 18 – „Mõõdukalt avatud pehmed põhjad kindla liigilise domineerimiseta“ levikualale, siis ei saa tehissaare rajamise tõttu loodusliku merepõhja elupaiga kadumise mõju pidada selliseks, mis ohustaks piirkonna põhjakoosluste, bioloogilise mitmekesisuse ja merepõhjaga seotud ökoloogiliste protsesside jätkusuutlikkust. Madala bioloogilise mitmekesisuse ja madala põhjaelustiku biomassi tõttu on EBHAB elupaiga 18 looduskaitseline väärtus madal (vt lisa 2 EBHAB infolehed).

Looduskaitseliselt kõrgema väärtusega on tehissaare alla jäävad kõva põhjasubstraadiga elupaigad 8, 10 ja 11, eriti 8 – „Mõõdukalt avatud kõvad põhjad põisadru (*Fucus* spp.) kooslustega“ ning nende kolme EBHAB elupaigaga ruumiliselt kattuv loodusdirektiivi karide elupaigatüüp (1170). Samas on nende EBHAB elupaikade summaarne osakaal alla 20% ja summaarne pindala väike – A1 puhul alla 1 ha ja A2 puhul ligikaudu 2 ha (tabel 4.1.1.1). Kui tehissaare veealused nõlvad kaetakse loodusliku kivimaterjaliga või muu looduslähedase kõva substraadiga, mis võimaldab põisadru, niitjate vetikate, söödava rannakarbi, tavalise tõruvähi jt EBHAB elupaikade 8 ja 10 ning loodusdirektiivi karide elupaigatüübi (1170) tunnusliikide

kasvu, siis võib pidada PHAJ rajatise mõju EBHAB elupaikade 8, 10 ja 11 ning loodusdirektiivi karide elupaigatüübi (1170) pindalamuutustele väheoluliseks.

Lisaks elupaikade pindalalistele muutustele tuleb arvestada ka hüdrodünaamilise režiimi võimalike muutustega pärast tehissaare rajamist. OÜ Corson läbiviidud uuringu „Paldiski pump-hüdroakumulatsioonijaama merekeskkonna aspektide matemaatiline modelleerimine ja geotehniline kontroll“ hoovuste modelleerimisest nähtub, et pärast saare rajamist jäävad hoovuse kiirused tunduvalt väiksemaks tehissaare, Paldiski põhjasadama muuli ja rannajoone vahele jääval alal (lisa 3 joonised 5 ja 7). Kuna ehitamise faasis rajatakse ka tamm maismaa ja saare vahele, siis see vähendab veelgi vee liikumist. Vee liikumiskiiruse vähenemine hüdrodünaamiliselt aktiivses piirkonnas tähendab setete kuhjumise suurenemist. Pikemas perspektiivis võib see tähendada kõva põhjasubstraadiga EBHAB elupaikade 8, 10 ja 11 ning loodusdirektiivi karide elupaigatüübi kadumist tehissaare, Paldiski põhjasadama muuli ja rannajoone vahele jääval alal ja selle lähiümbruses kõva põhjasubstraadi mattumise tõttu liiva ja muda alla.

Kuna tehissaare rajamine toimub viisil kus esmalt rajatakse piki saare perimeetrit karjäärimurrust kehand, mille väliskülg kindlustatakse ning seejärel täidetakse saare sisemine osa peenema täitematerjaliga (nt liiv), siis ei ole vastavalt OÜ Corson läbiviidud uuringule „Paldiski pump-hüdroakumulatsioonijaama merekeskkonna aspektide matemaatiline modelleerimine ja geotehniline kontroll“ oodata suure hulga heljumi teket ja vee liikumisega heljumi ulatuslikku laialikandumist (vt lisa 3 joonised 11-12). Vastavalt OÜ Corson uuringu tulemustele võib tehissaare kehandi ehituse ajal heljumi kontsentratsioon olla kõrge vahetult kehandi läheduses ulatudes üle  $0,3 \text{ kg/m}^3$  (loodusliku fooni hinnang  $0,005 \text{ kg/m}^3$ ). Samas settib heljum kiiresti ja 15 m/s puhuva tuule korral jääb heljumi levikuala ulatuseks, mis ületab looduslikku fooni, alla 200 m. Vahetult täiteala alla ja lähedusse jääv põhjaelustik hävib setete alla mattumise tagajärjel. Alla 200 m jääv heljumi levik, mis nõrgema tuulega jääb veelgi lokaalsemaks, ei kujuta siiski tõsist ohtu piirkonna põhjaelustikule ja elupaikadele, sest mõjutatava ala pindala on väga väike. Kui tööd toimuvad lõunakaarte tuulega, siis on oht, et heljumit satub rohkem tundlikumale põhjataimestikuga kaetud alale. Kuna piirkond on avamerelainetusele suhteliselt avatud ja hüdrodünaamiliselt aktiivne, siis on alust arvata, et ehitustööde käigus madalale kivisele alale ladestunud peenem sete kantakse sealt sügavamatele akumulatsioonialadele igal aastal esinevate suuremate tormide käigus ning pöördumatuid või pika-ajalisi (üle kahe aasta) mõjusid põhjaelustikule ja elupaikadele ei kaasne. Pikema ajalise ulatusega võib settinud heljumi mõju olla aladele, mis jäävad tehissaare, Paldiski põhjasadama muuli ja rannajoone vahele kuna see ala saab olema lainetuse eest varjatud ja hoovuste kiirused vähenevad seal tunduvalt. Sellel alal osutub pika-

ajaline looduliku heljumi sedimentatsioon märkimisväärselt suuremaks kui ehitusega kaasnev sedimentatsioon. Heljumi leviku mõju vähendamiseks tuleb ehitustööd teostada võimalikult tuulevaikse ilmaga ja ajal, mil vee liikumise suund on põhjast lõunasse, sest siis satub vähem heljumi madala kivise põhjaga taimestikurikkale alale.

Vesiehituste korral tuleb silmas pidada ka mere põhjast üles suspendeeritava materjaliga, mille tagajärjel toimub põhjasettesse ladestunud orgaanilise materjali laialikanne. Kui põhjasetted ei sisalda toksilisi aineid, siis sellise protsessi tagajärjel on täheldatud filtreerivate ja detriivoorsete põhjaloomastiku liikide, näiteks balti lamekarbi (*Macoma balthica*) ja söödava rannakarbi (*Mytilus trossulus*), ajutist biomassi kasvu mõjualal. Väheneb aga häiringute suhtes tundlikumate nektobentiliste vähiliste hulk. Varasemate uuringute, näiteks Muuga sadama ehitustööde uuringutest (TÜ Eesti Mereinstituut 2010) on teada, et sellised muutused on täheldatavad veel 2-3 aastat pärast ehitustööde lõppu.

### **Merepõhja elustiku ja elupaikade hävimisega rajatise meres paikneva infrastruktuuri all**

- Kavandatava tehissaare alla jääb suuremas osas (> 80% pindalast) EBHAB elupaik 18 – „Mõõdukalt avatud pehmed põhjad kindla liigilise domineerimiseta“, mille looduskaitseline väärtus ei ole kõrge madala bioloogilise mitmekesisuse ja madala põhjaelustiku biomassi tõttu.
- Loodusdirektiivi karide elupaigatüüpi (1170) katab tehissaar < 20% ulatuses.
- Vee liikumiskiiruse vähenemine tehissaare, Paldiski põhjasadama muuli ja rannajoone vahele jääval alal võib pikemas perspektiivis põhjustada setete kuhjumist ja karide elupaigatüübi olulist vähenemist sellel alal.
- Kui tehissaare veealused nõlvad kaetakse loodusliku kivimaterjaliga või muu looduslähedase kõva substraadiga, mis võimaldab põisadru, niitjate vetikate, söödava rannakarbi, tavalise tõruvähi jt loodusdirektiivi karide elupaigatüübi tunnusliikide kasvu, siis võib pidada PHAJ rajatise mõju karide elupaigatüübi pindalamuutustele väheoluliseks.

### **Heljum**

Eeldusel, et

- tehissaare rajamine toimub perimeetri kindlustamise ja sisemuse täitmisega,
- kaasnev heljumi teke ja levik on piirides nagu toodud OÜ Corson mudelarvutustes

ja arvestades, et

- piirkond on hüdrodünaamiliselt aktiivne,

siis on alust arvata, et ehitustööde käigus madalale kivisele alale ladestunud peenem sete kantakse sealt sügavamatele akumulatsioonialadele igal aastal esinevate suuremate tormide käigus ning pöördumatuid või pika-ajalisi (üle 2-3 aasta) mõjusid põhjaelustikule ja elupaikadele ulatuslikel aladel seoses heljumi levikuga ei kaasne.

### **Võimalike negatiivsete mõjude leevendamiseks on**

- vajalik ehitustööde teostamine võimalikult tuulevaikse ilmaga, soovitatavalt põhja- ja läänekaarte tuulega,
- soovitatav minimeerida heljumi teket ehitustehniliste võtete ja materjali valikuga,
- soovitatav tehissaare veealuste nõlvade katmine loodusliku materjaliga, mis võimaldab karide elupaigatüübile omaste põhjakoosluste arengut.

## 4.1.2. Käitamise etapp

PHAJ käitamise võimalikud mõjud merepõhja elustikule ja elupaikadele on seotud maa-alusest hoidlast väljapumbatava vee füüsikaliste ja keemiliste omadustega. Väljapumbatava vee omaduste kohta ei ole kindlaid teadmisi ning need olenevad väga suurel määral siseneva vee omadustest (temperatuur, hapnikusisaldus, orgaanilise materjali hulk jmt), vee viibimise kestusest ja vee hoidmise tingimustest maa-aluses hoidlas.

Vastavalt Muuga pump-hüdroakumulatsioonijaama detailplaneeringu keskkonnamõju strateegilise hindamise aruande peatükis 8.2. Mõju mereveele toodule, võib kõige olulisemaks mere põhjaelustikku mõjutavaks teguriks pidada maa-alusest hoidlast väljapumbatava vee hapnikusisaldust ja hapnikupuudusega kaasnevat vesiniksulfiidi ( $H_2S$ ) (Ramboll 2012). Vee hapnikusisaldus alla  $2 \text{ ml l}^{-1}$  (hüpoksia) põhjustab põhjaloomastikus käitumuslikke ja füsioloogilisi muutusi ning selliste tingimuste pikaajaline kestmine on letaalne suuremale osale põhjaelustikust (Diaz & Rosenberg 1995). Põhjaloomastiku liikide hapnikuvaeguse taluvus on väga erinev. Üldiselt on karbid ja ussid märkimisväärselt kõrgema tolerantsiga kui vähid. Eksperimentaalselt on näidatud (Dries & Theede 1974), et väga tugeva hüpoksia tingimustes ( $0,15 \text{ ml l}^{-1}$ ) saabub vähilistel ookeani kirpvähil (*Gammarus oceanicus*) 50% letaalsus umbes 10 tunniga, balti lehtsarvel (*Idotea baltica*) 7 tunni ja põhjamere garneelil (*Crangon crangon*) umbes 1 tunniga samas kui balti lamekarbil (*Macom balthica*), söödaval rannakarbil (*Mytilus trossulus*) ja harilikul harjasliimukal (*Hediste diversicolor*) oli see näitaja üle 100 tunni. Letaalsus suureneb kui hüpoksiaga kaasneb ka vesiniksulfiidi ( $H_2S$ ) esinemine (Diaz & Rosenberg 1995).

Hapnikutingimuste muutusi maa-aluses hoidlas on keeruline hinnata, kuna puuduvad sellised hapnikukontsentratsioonide mõõtmised, mille tulemusi saaks otseselt kasutada. Eelkõige reovee monitoorimisel mõõdetakse vee biokeemilist hapnikutarvet (BHT). BHT standardmetoodika näeb ette:

- 1) vee aereerimine hapniku 100% küllastuse tasemeni temperatuuril  $20 \text{ }^\circ\text{C}$ ;
- 2) hapnikusisalduse (C1) mõõtmine vahetult pärast aereerimist;
- 3) proovipudeli hermeetiline sulgemine ja inkubeerimine pimedas temperatuuril  $20 \text{ }^\circ\text{C}$  tavaliselt 5 või 7 päeva ( $BHT_5$ ,  $BHT_7$ );
- 4) hapnikusisalduse (C2) mõõtmine pärast inkubatsiooni;
- 5) BHT arvutatakse esimese ja teise mõõtmise vahena ( $BHT=C1-C2$ ).

Antud metoodika juures tuleb arvestada, et vesi aereeritakse enne esimest mõõtmist ja inkubatsioon toimub ette antud aja jooksul temperatuuril  $20 \text{ }^\circ\text{C}$  ja seetõttu on hapniku tarve

kindlasti kõrgem kui aereerimata ja madalama temperatuuriga mereveel maa-aluses hoidlas. Lisaks sellele ei ole teada hapnikukontsentratsiooni ajaline kulg BHT mõõtmise inkubatsiooni ajal ja on alust arvata, et kontsentratsioon ei muutu ajas lineaarselt (Simon 2011). Ilma spetsiaalsete eksperimentideta, kus katsetingimused sarnanevad PHAJ tingimustega ja kus hapnikukontsentratsioone mõõdetakse tihedama ajaseeriana (nt üks kord päevas), ei ole võimalik anda täpseid hinnanguid hapnikukontsentratsioonide muutustele maa-aluses hoidlas. Kuna lisaks temperatuurile mõjutavad BHT-d ka orgaanilise ja mineraalse aine hulk vees, siis on vaja katseid korraldada pikema aja jooksul erinevate looduslike olude tingimustes. Oluline on silmas pidada ka seda, et maa-aluse hoidla põhja hakkab kogunema orgaanilist setet (muda), millel on kindlasti roll maa-aluse hoidla hapnikurežiimile, sest põhjasettes toimuv bakteriaalne orgaanilise aine lagundamine kujutab endast täiendavat hapnikukulu.

TÜ Eesti Mereinstituudis on merevee BHT mõõtmiste andmestik väga väikesemahuline ja suuremaid üldistusi seetõttu raske teha. 2016. septembris Soome lahe kesk- ja lääneosas pinnaveest mõõdetud BHT<sub>5</sub> väärtused olid vahemikus 0,45–0,9 ml l<sup>-1</sup>. 2012. Kunda lähedal olid BHT<sub>7</sub> väärtused augustis 0,53–0,83 ja oktoobris 0,3–0,79 ml l<sup>-1</sup>. Tallinna lahe seirejaamast 2 pärinevate pikkade ajaseeriade põhjal on teada, et PHAJ veehaardele sarnases sügavuses esinevad kõrgeimad temperatuurid ja ka madalaimad hapnikusisaldused augustikuus: temperatuur 15,3 °C ja hapnikusisaldus 2,35 ml l<sup>-1</sup>. Kuukeskmiste lõikes on kõrgeimad keskmised temperatuurid ja madalaimad hapnikusisaldused oktoobris vastavalt 9,7 °C ja 5,77 ml l<sup>-1</sup>. BHT<sub>5</sub> väärtuse 0,9 ml l<sup>-1</sup> väheneb hapnikukontsentratsioon 5 päeva jooksul 0,9 ml l<sup>-1</sup>. Kui sisenev merevesi on juba väga madala hapnikusisaldusega, näiteks 2,35 ml l<sup>-1</sup> Tallinna jaama nr 2 näitel, siis võib oletada, et hüpoksia piir (2 ml l<sup>-1</sup>) võib saabuda vähem kui viie päeva möödudes.

PHAJ **tavapärase käitamise režiimis** on vee viibeaeg maa-aluses hoidlas umbes kaks päeva ja ei ole alust arvata, et selle aja jooksul areneksid hoidlas anoksilised (hapnik täielikult ammendunud) tingimused. Harvaesinevate looduslike tingimuste kokkulangemisel – väga kõrge merevee temperatuur, väga madal hapnikusisaldus ja kõrge orgaanilise aine sisaldus (palju fütoplanktonit) – ei saa välistada hüpoksiliste (hapnikusisaldus alla 2 ml l<sup>-1</sup>) tingimuste teket tavapärase käitamise režiimis. Seetõttu võib arvata, et PHAJ tavapärase režiimis käitamine ei avalda olulist mõju põhjaelustikule ja elupaikadele, kuid ei saa täielikult välistada hüpoksiliste tingimuste teket väga harva esinevate looduslike olude tingimustes.

PHAJ **avariiolukorras**, kus pole võimalik vee väljapumpamine maa-alusest hoidlast pikema aja jooksul, võib vee hapnikusisaldus langeda alla 2 ml l<sup>-1</sup> (hüpoksia) või vaba hapnik täielikult ammenduda (anoksia). Vee hapnikusisalduse vähenemine maa-aluses hoidlas on eelkõige

seotud vees sisalduva orgaanilise materjali bakteriaalse lagunemisega, mille käigus bakterid tarvitavad vees lahustunud vaba hapnikku ja selle kiirus sõltub peamiselt temperatuurist ja orgaanilise aine hulgast vees. Eelmistes lõikude kirjeldatud tingimusi arvestades võivad hüpoksilised tingimused tekkida vähem kui 5 päeva möödudes. Anoksia tekkeks kuluva aja hindamiseks andmeid ei ole, kuid kirjanduse põhjal võib anoksia merevees tekkida ligikaudu 20 päevaga (Simon 2011). Täpsemaks hinnanguks on vajalik spetsiaalsete katsete läbiviimine. Arvestades maa-aluse hoidla mahuga 5 milj. m<sup>3</sup> ja vee sügavusega 30 m, moodustaks kogu veehoidla maht veehaarde toru otsa juures 230 m raadiusega silindri ( $V_{\text{silinder}} = \pi r^2 h$ ). Äärmiselt lihtsustatud hinnanguna võib seda käsitleda kui vahetu mõjuala ulatust. Tegelik mõjuala suurus ja kuju on teadmata ja seda oleks võimalik hinnata ainult spetsiaalse kolmemõõtmelise vee liikumise ja hapnikukontsentratsioonide muutuse mudelarvutuse abil, mis võimaldaks hüpoksilise vee levikut kvantifitseerida.

Uuringuala biomassiproovipunktides, mille sügavus oli üle 25 m, olid peamisteks põhjaloomastiku taksoniteks balti lamekarp, hulkharjasuss *Marenzelleria neglecta* ja väheharjasussid (*Oligochaeta*). Kõik need taksonid taluvad ajutist hüpoksiat väga hästi. Seega võib arvata, et kui maa-alusest hoidlast avariilukorra järgselt väljapumbatav vesi on hüpoksiline (hapnikku alla 2 ml l<sup>-1</sup>), ei tingi see põhjaloomastiku hävimist veehaarde torustiku otsa vahetu mõjuala piirkonnas. Kui väljapumbatav vesi on anoksiline (hapnik puudub) ja sisaldab ka vesiniksulfiidi, siis on oodata põhjaloomastiku hävimist toru otsa lähiümbruses. Hüpoksia suhtes tundlikum põhjaloomastik, eelkõige vähilised, saavad hüpoksilise või anoksilise vee väljapumpamisel mõjutatud tunduvalt suuremas raadiuses. Mõjuala täpsemat ulatust ei ole võimalik ilma vastava mudelarvutusega hinnata.

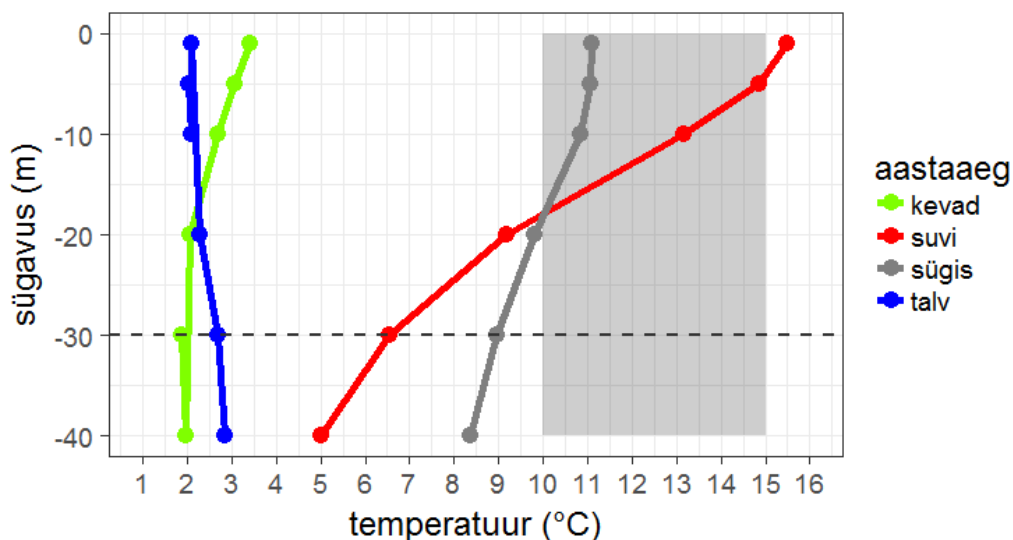
Lisaks põhjaelustiku liigilise struktuuri ja biomassi muutustele avaldab hüpoksia olulist mõju ka biogeokeemilistele ainevoogudele, nt suurendab põhjasetetesse deponeerunud fosfori ja bioloogiliselt omastatava lämmastiku vabanemist põhjasetetest (Virtasalo et al 2005, Gammal et al 2017), mis omakorda süvendab eutrofeerumise negatiivseid mõjusid.

Väljapumbatava vee omadusi ei ole täpsemalt hinnatud ning puudub ka kolmemõõtmeline vee liikumise ja hapnikukontsentratsioonide mudelarvutus. OÜ Corson uuringu „Paldiski pump-hüdroakumulatsioonijaama merekeskkonna aspektide matemaatiline modelleerimine ja geotehniline kontroll“ aruandes on sõnaliselt kirjeldatud Pakri lahe vee liikumise üldisi seaduspärasusi väljavõttena TTÜ Meresüsteemide Instituudi poolt koostatud Paldiski Lõunasadamasse kai 6a rajamise keskkonnamõjude hindamise aruandest, mille kohaselt „Idatuulte korral toimub vee väljavoolamine Pakri lahe pinnakihis ja sissevoolamine põhjalähedases kihis. Läänetuulte korral on olukord vastupidine. /.../ Kokkuvõtlikult on valdav vee liikumise

suund tehissaare alal asuval rannanõlval suunatud piki kallast lahte sisse. /.../. Valdav veemassi suund lahe keskosas on suunatud loodesse lahest välja.“ Planeeritav veehaarde torustiku ots paikneb 30 m sügavusel ja kuna see on lähedane antud piirkonna maksimaalsele sügavusele (vt joonis 4.1.2.1), siis tuleb vee liikumisel arvestada põhjakihi hoovustega. Kuna Eestis on valdavalt läänekaarte tuuled, siis võib oletada, et veehaardetorustiku otsa piirkonnas on valdav vee liikumise suund loodesse lahest välja. Sellest lähtuvalt võib oletada, et väljapumbatavast veest saavad enim mõjutatud merealad, mis jäävad toru otsast loode suunas. Idakaarte tuulega on olukord vastupidine. Mõlemal juhul saavad mõjutatud eelkõige mudased põhjad, kus põhjaloomastiku dominantliigiks on balti lamekarp (*Macoma balthica*).

PHAJ **normaalse töö režiimis** ei muutu vee temperatuur oluliselt, sest vee viibeaeg maa all on suhteliselt lühike (1–2 päeva) ja veehoidlat ümbritsevad kristalliinsed kivimid saavutavad sagedase veevahetuse tõttu mereveega sarnase temperatuuri (Peep Siitam'i kommentaarid). Küll aga võib vee temperatuur oluliselt muutuda vee pikaajalisel viibimisel hoidlas PAHJ **avarii** korral kui ei ole võimalik vee väljapumpamine. Vastavalt Muuga pump-hüdroakumulatsiooni-jaama detailplaneeringu keskkonnamõju strateegilise hindamise aruande peatükis 8.2. Mõju mereveele toodule (Ramboll 2012), on väljapumbatava vee temperatuur vahemikus 10–15 °C kui vesi on maa all pikemat aega. Selline temperatuur ületab merevee temperatuuri suurema osa aastast. Joonisel 4.1.2.2 on toodud pikaajalised sesoonsed keskmised merevee temperatuurid Tallinna lahe jaamas nr 2. Jaam 2 on valitud võrdluseks kuna on lähim selline veeseire jaam, kus on olemas pikaajaline andmeseeria erinevatest aastaegadest ja mille sügavus on sarnane PHAJ veehaardetoru otsa piirkonna sügavusele. Andmetest nähtub, et 30 m sügavusel on merevee keskmine temperatuur väljapumbatava vee temperatuurist madalam igal aastaajal. Eriti suured on temperatuurierinevused talvel ja kevadel (4.1.2.2). Kuna väljapumbatav vesi on soojem kui ümbritsev merevesi, siis on oodata väljapumbatava vee kerkimist veesambas kõrgemale. Selline kerkimine võib vähendada hapnikuvaese vee negatiivset mõju merepõhjale kuna väljapumbatav vesi liigub põhjast eemale kõrgetesse veekihtidesse. Seega on oodatav nii vee vertikaalne kui horisontaalne liikumine pärast torust väljumist. Kui torust väljuv anoksiline vesi kerkib temperatuurierinevuste tõttu kõrgematesse veekihtidesse, siis hakkavad seda mõjutama vee liikumised ülemistes veekihtides, mis võivad oluliselt erineda põhjakihi liikumisest. Edelatuulega võib kõrgematesse veekihtidesse kerkinud hapnikuvaene vesi liikuda rannajoone suunas (vt vee pinnakihi liikumise modelleerimise tulemust lisa 3 joonis 13) ja jõuda liigirikaste madalaveeliste põhjataimestiku kooslusteni. On vähetõenäoline, et ranna lähedale jõudes vesi veel ohtlikult hüpoksiline on, aga ilma vastava ekspertiisita seda antud aruande raames välistada ei saa. Tuleb muidugi arvestada, et temperatuurini 10-15 °C jõuab vesi maa all pikaajalise viibimise puhul. Kas ja millal selline temperatuur saabub, oleneb siseneva vee temperatuurist ja maa all viibimise ajast.





Joonis 4.1.2.2. Pikaajalised (1993-2016) sesoonsed keskmised merevee temperatuurid Tallinna lahe jaamas nr 2 pinnal, 5 m, 10 m, 20 m, 30 m ja 40 m sügavusel. Hall ala näitab maa-alusest hoidlast väljapumbatava vee arvatavat temperatuuri kui vesi on maa all pikemat aega. Kriipsjoon näitab PHAJ veehaarde toru otsa sügavust. Andmed pärinevad TÜ Eesti Mereinstituudi veeseire andmebaasist.

PHAJ **avarii** tagajärjel pikaks ajaks (üle 20 päeva) maa-alusesse hoidlasse jäänud vee hapnikupuudusel võivad olla ka muud biogeokeemilised tagajärjed kui otsene letaalne mõju elustikule anoksia ja toksilise  $H_2S$  tõttu. Muuga pump-hüdroakumulatsioonijaama detailplaneeringu keskkonnamõju strateegilise hindamise aruande peatükis 8.2. Mõju mereveele (Ramboll 2012) on toodud välja rauaga seotud keemilised protsessid ( $FeS$  teke anoksilistes tingimustes,  $Fe^{+2}$  oksüdeerumine  $Fe^{+3}$ -ks ja  $Fe(OH)$  teke kokkupuutel vaba hapnikuga). Raua või ka teiste metallide potentsiaalne sadestumine võib kaasa tuua merepõhja setete ja põhjalähedase veekihi keemiliste ja füüsikaliste omaduste olulisi muutusi, mis omakorda võib põhjustada põhjakoosluste (selgrootud, bakterid) ja nendega seotud biokeemiliste protsesside (nt orgaanilise aine lagundamine, denitrifikatsioon, toitainete ja mikroelementide vood põhjasette ja veesamba vahel) muutusi. Nende muutuste iseloomu ja ulatust ei ole võimalik ilma täpsemate mudelarvutusteta, kus on kombineeritud nii vee liikumine kui ka biogeokeemilised protsessid, hinnata. Vaatamata sellele, et PHAJ normaalse käitamise tingimustes ülalkirjeldatud muutusi ilmselt ei esine, on siiski vajalik käitamise ajal veehaarde toru ots piirkonda regulaarselt seirata, et aegsasti dokumenteerida võimalikud ohtlikud muutused ja rakendada leevendusmeetmeid (nt vee aereerimine).

Veel üks potentsiaalselt negatiivne mõju käitamise faasis on seotud heljumi levikuga ja sellega seotud vee läbipaistvuse muutustega. Maa-aluse hoidla täitmise faasis võib teoreetiliselt

sisenev vesi kaasa haarata merepõhja setteid ning väljapumpamise faasis paisatakse vee-sambasse nii sisenenud heljumit kui väljuva vee joas suspendeeritase merepõhjust setteid. Kuna sisenev heljum on ebasoodsa abrasiivse mõjuga hüdroturbiinidele, siis välditakse põhjasetete suspendeerumist veehaarde toru tõstmisega põhjust kõrgemale (ligikaudu 2 m) ning vee voolukiiruste vähendamisega tänu mitme suure läbimõõduga toru paigaldamisega (kuus 3 m läbimõõduga toru, voolu kiirus toru otsas 2,8 m/s; OÜ Corson aruanne). Seega ei ole antud rajatise juures oodata olulist heljumi teket.

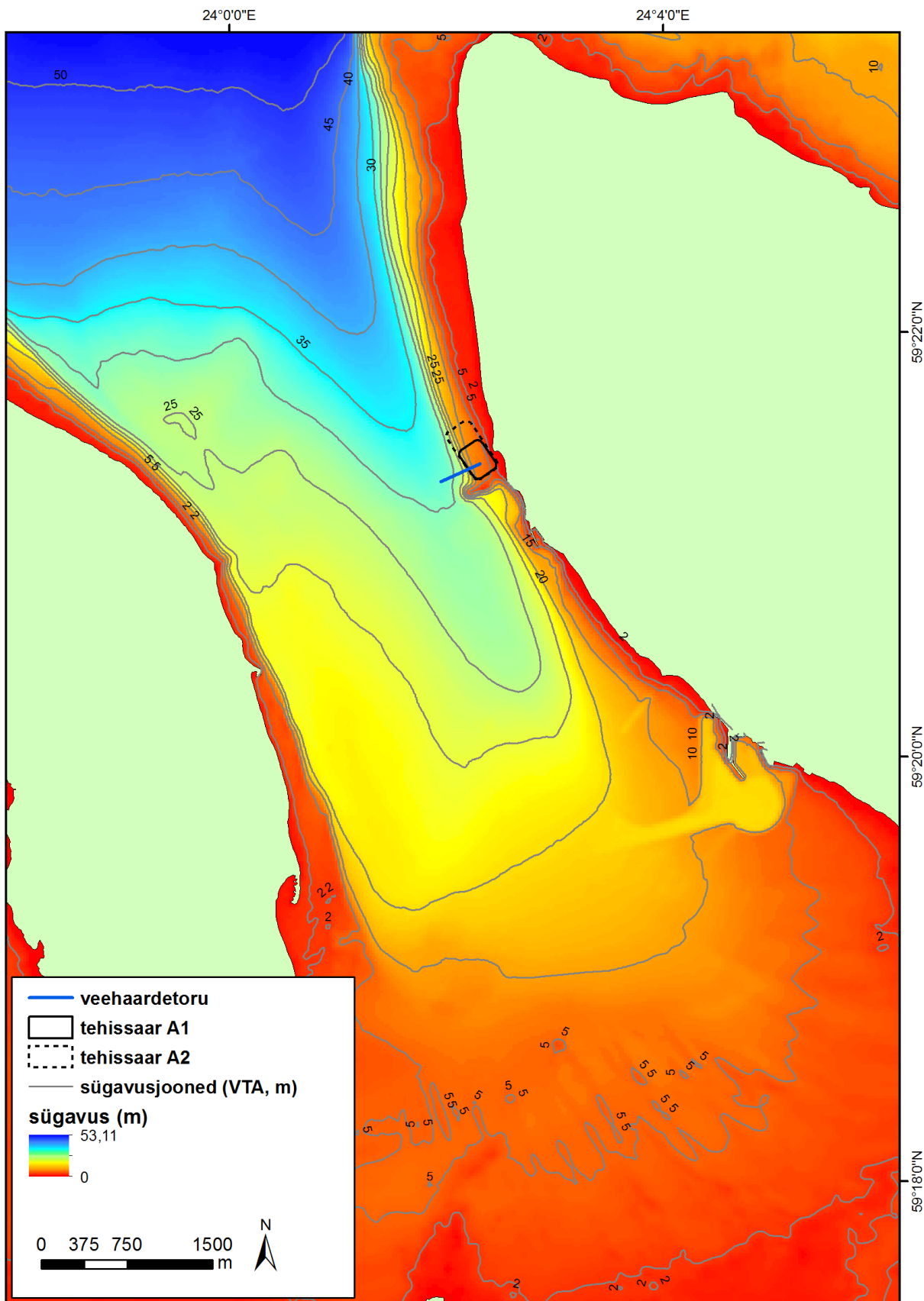
**PHAJ tavapärase käitamise režiimis** on vee viibeaeg maa-aluses hoidlas umbes kaks päeva ja ei ole alust arvata, et selle aja jooksul areneksid hoidlas anoksilised (hapnik täielikult ammendunud) tingimused. Harvaesinevate looduslike tingimuste kokkulangemisel – väga kõrge merevee temperatuur, väga madal hapnikusisaldus ja kõrge orgaanilise aine sisaldus (palju fütoplanktonit) – ei saa välistada hüpoksiliste (hapnikusisaldus alla 2 ml l<sup>-1</sup>) tingimuste teket tavapärase käitamise režiimis. Seetõttu võib arvata, et PHAJ tavapärase režiimis käitamine ei avalda olulist mõju põhjaelustikule ja elupaikadele, kuid ei saa täielikult välistada hüpoksiliste tingimuste teket väga harva esinevate looduslike olude tingimustes. Kui väljapumbatav vesi on hüpoksiline (hapnikku alla 2 ml l<sup>-1</sup>), siis ei tingi see põhjaloomastiku hävimist veehaarde torustiku otsa piirkonnas, sest seda piirkonda asustava põhjaloomastiku peamised liigid (balti lamekarp, hulkharjasuss *Marenzelleria neglecta* ja väheharjasussid *Oligochaeta*) taluvad ajutist hüpoksiaat väga hästi. Küll aga kaovad tundlikumad vähilised.

**PHAJ avariiolekorras**, kus pole võimalik vee väljapumpamine maa-alusest hoidlast pikema aja jooksul, võib vee hapnikusisaldus langeda alla 2 ml l<sup>-1</sup> (hüpoksia) või vaba hapnik täielikult ammenduda (anoksia) hinnanguliselt 20 päeva jooksul:

- kui väljapumbatav vesi on anoksiline (hapnik puudub), siis on oodata põhjaloomastiku hävimist toru otsa lähiümbruses. Hüpoksia suhtes tundlikum põhjaloomastik, eelkõige vähilised, hävivad hüpoksilise või anoksilise vee väljapumpamisel tunduvalt suuremas raadiuses. Mõjuala ulatust ei ole võimalik ilma vastava vee liikumise ja hapnikukontsentratsioonide mudelarvutuseta hinnata;
- kui väljapumbatav vesi on hüpoksiline (hapnikku alla 2 ml l<sup>-1</sup>), siis ei tingi see põhjaloomastiku hävimist veehaarde torustiku otsa piirkonnas, sest seda piirkonda asustava põhjaloomastiku peamised liigid (balti lamekarp, hulkharjasuss *Marenzelleria neglecta* ja väheharjasussid *Oligochaeta*) taluvad ajutist hüpoksiaat väga hästi. Küll aga kaovad tundlikumad vähilised.

**Võimalike negatiivsete mõjude leevendamiseks on**

- vajalik tagada väljapumbatava vee piisav hapnikusisaldus ( $> 2 \text{ ml l}^{-1}$ ), toksiliste ainete puudumine;
- vajalik hoidlas oleva vee hapnikusisalduse pidev monitoorimine ja vee aereerimine kui ilmneb hapnikuvaeguse tekke oht;
- soovitav viia veevõtt võimalikult sügavale;
- soovitav viia vee voolu kiirus veehaardetorude otstes võimalikult madalaks.



Joonis 4.1.2.1. Pakri lahe sügavused ja PHAJ veehaarderajatise paiknemine. Sügavusandmed Veeteede Ametilt.

## 4.2. Natura hinnang Pakri loodusala kaitse-eesmärgiks olevatele merekeskkonna elupaigatüüpidele

Planeeritava PHAJ veehaarde läheduses asub Pakri loodusala (keskkonnaregistri kood RAH0000006). Pakri loodusala on pindalalt suur (20 574,8 ha, millest veeosa pindala 17 298,6 ha) ulatudes Suur-Pakri saare lääneosast kuni Väana jõe suudmeni. Loodusala piiridest jääb välja Paldiski linnaga piirnev ala ja selle ala piiresse jääb ka kavandatav PHAJ (joonis 2.1.1). Pakri loodusala on kantud Euroopa Komisjonile esitatavasse Natura 2000 võrgustiku alade nimekirja Vabariigi Valitsuse 5. augusti 2004. a korraldusega nr 615<sup>1</sup>. Keskkonnaregistri<sup>2</sup> andmetel esinevad Pakri looduslal järgmised EÜ nõukogu direktiivi 92/43/EMÜ („loodusdirektiiv“) I lisa kaitstavad elupaigatüübid: veealused liivamadalad (1110), jõgede lehtersuudmed (1130), rannikulõukad (\*1150), laiad madalad lahed (1160), karid (1170), esmased rannavallid (1210), püsitaimestuga kivirannad (1220), merele avatud pankrannad (1230), väikesaared ning laiud (1620), rannaniidud (\*1630), hallid luited (kinnistunud rannikuluited - \*2130), vähe- kuni kesktoitelised kalgiveelised järved (3140), jõed ja ojad (3260), kadastikud (5130), kuivad niidud lubjarikkal mullal (\*olulised orhideede kasvualad - 6210), lood (alvarid - \*6280), puisniidud (\*6530), allikad ja allikasood (7160), liigirikkad madalsood (7230), vanad laialehised metsad (\*9020), soostuvad ja soo-lehtmetsad (\*9080) ning rusukallete ja jäärakute metsad (pangametsad - \*9180).

Kaitse-eesmärgis toodud loodusdirektiivi I lisa elupaigatüüpidest saab merekeskkonna elupaigatüüpideks pidada punkti 11. „Avamere ja loodete ala“ elupaigatüüpe veealused liivamadalad (1110), jõgede lehtersuudmed (1130), rannikulõukad (\*1150), laiad madalad lahed (1160) ja karid (1170).

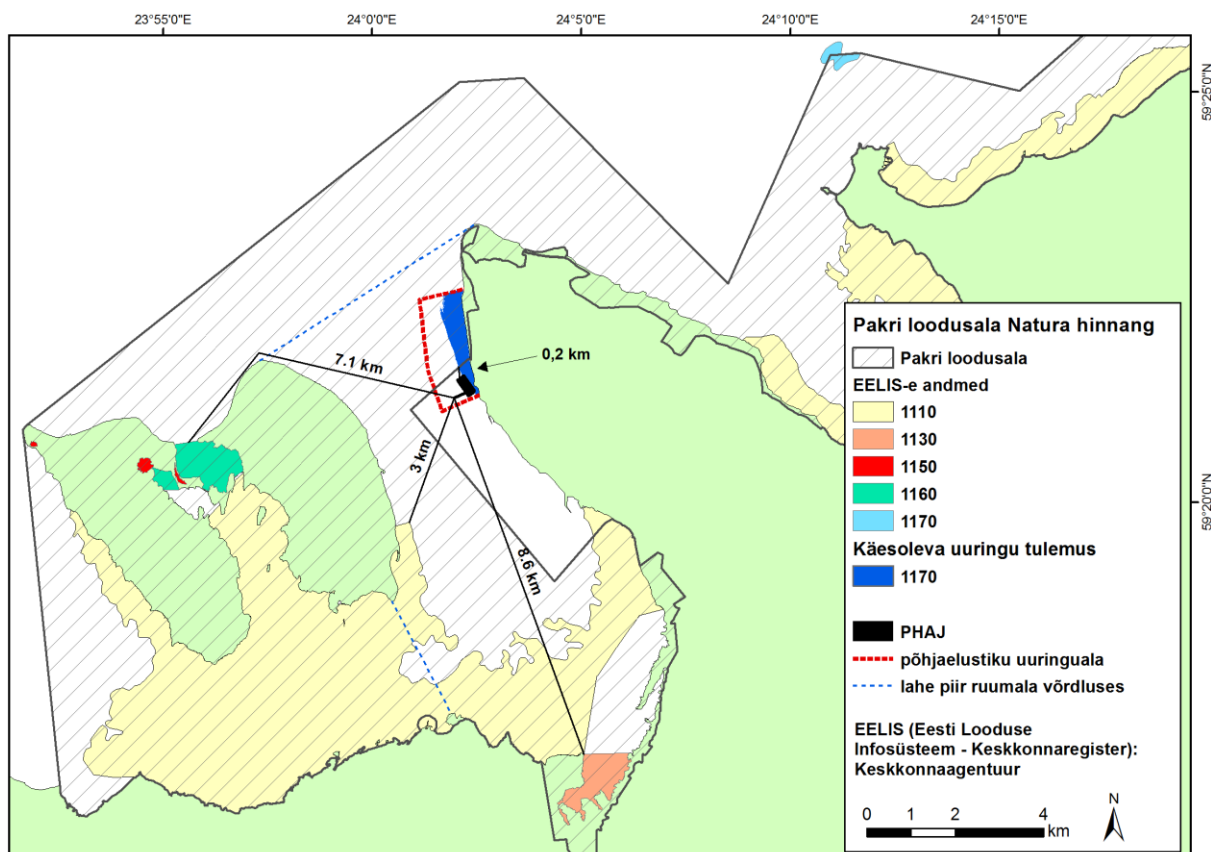
Pakri looduslal piiride sisse jääva Pakri hoiuala (keskkonnaregistri kood KLO2000167) ja Pakri maastikukaitseala (keskkonnaregistri kood KLO1000113) kaitse-eesmärkides ei ole täiendavaid merelisi elupaigatüüpe, mida ei oleks nimetatud Pakri loodusala juures.

Kaitse-eesmärgis toodud loodusdirektiivi I lisa elupaigatüüpide leviku info saadi EELIS-est<sup>3</sup> seisuga 3.11.2017 ja käesoleva uuringu kaardistustööde tulemusena. Viimase tulemusena tuvastati karide elupaigatüübi esinemine PHAJ vahetus läheduses.

<sup>1</sup> <https://www.riigiteataja.ee/akt/790098>

<sup>2</sup> [http://register.keskkonnainfo.ee/envreg/main?reg\\_kood=RAH0000006&mount=view](http://register.keskkonnainfo.ee/envreg/main?reg_kood=RAH0000006&mount=view)

<sup>3</sup> EELIS (Eesti Looduse Infosüsteem - Keskkonnaregister): Keskkonnaagentuur



Joonis 4.2.1. Pakri loodusala, planeeritavate PHAJ mererajatiste, põhjaelustiku uuringuala ja Pakri loodusala kaitstavate mereliste elupaigatüüpide paiknemine.

#### 4.2.1. Ehitamise etapp

Ehitamise etapi võimalikud mõjud on seotud:

- heljumi levikuga;
- merepõhja elustiku ja elupaikade hävimisega rajatise meres paikneva infrastruktuuri all.

Kuna tehissaare rajamine toimub viisil kus esmalt rajatakse piki saare perimeetrit karjäärimurrust kehand, mille väliskülg kindlustatakse ning seejärel täidetakse saare sisemine osa peenema täitematerjaliga (nt liiv), siis ei ole vastavalt OÜ Corson läbiviidud uuringule „Paldiski pump-hüdroakumulatsioonijaama merekeskkonna aspektide matemaatiline modelleerimine ja geotehniline kontroll“ oodata suure hulga **heljumi** teket ja vee liikumisega heljumi ulatuslikku laialikandumist (vt lisa 3 joonised 11-12). Vastavalt uuringu tulemustele jääb heljumi levikuala ulatuseks alla 200 m. Isegi kui tegelik heljumi leviku ulatus oleks suurusjärgu võrra suurem, ei ulatuks mõju Pakri loodusala kaitse-eesmärkides toodud kaitstavate mereliste elupaigatüüpideni liivamadalad (1110), jõgede lehtersuudmed (1130), rannikulõukad (1150) ja

laiad madalad lahed ja abajad (1160), sest need elupaigatüübid asuvad vähemalt 3 km kaugusel PHAJ veehaardest (joonis 4.2.1). Karide elupaigatüübiga (1170) alad, mis jäävad Pakri loodusala piiridesse, asuvad suurema tehissaare alternatiivist ligikaudu 200 m kaugusel ja seega on võimalik heljumi kandumine, eelkõige ida- ja lõunakaarte tuulega, karide elupaigatüübile. Eeldusel, et tehissaare rajamine toimub perimeetri kindlustamise ja sisemuse täitmisega ja kaasnev heljumi teke ja levik on piirides nagu toodud OÜ Corson mudelarvutustes ja arvestades, et piirkond on hüdrodünaamiliselt aktiivne, siis on alust arvata, et ehitustööde käigus Pakri loodusala piiride sisse jäävale karide elupaigatüübile ladestunud peenem sete kantakse sealt sügavamatele akumulatsioonialadele igal aastal esinevate suuremate tormide käigus ning pöördumatuid või pika-ajalisi (üle 2-3 aasta) mõjusid karidele seoses heljumi levikuga ei kaasne.

Kuna merepõhja elustiku ja **elupaikade hävimine rajatise infrastruktuuri alla jäämise tagajärjel** on seotud ainult vahetult ehituse alaga, aga kogu ehitus jääb väljapoole Pakri loodusala piire, siis ei avalda see tegevus mõju ühelegi Pakri loodusala kaitse-eesmärkides välja toodud merelisele elupaigatüübile.

Suure ruumilise distantsi (üle 3 km) tõttu ei ole oodata PHAJ ehitusega seotud olulisi mõjusid Pakri loodusala loodusdirektiivi I lisa mereliste elupaigatüüpidele: liivamadalad (1110), jõgede lehtersuudmed (1130), rannikulõukad (1150) ja laiad madalad lahed ja abajad (1160). Potentsiaalselt võib PHAJ ehitustegevus mõjutada ainult karide elupaigatüüpi (1170) läbi heljumi leviku. Kuna planeeritava ehitustehnoloogia kasutamisel on heljumi levik vähene ja kuna tegemist on hüdrodünaamiliselt aktiivse alaga, siis ehitustööde käigus karide elupaigatüübi alale ladestunud peenem sete kantakse sealt sügavamatele akumulatsioonialadele igal aastal esinevate suuremate tormide käigus ning pöördumatuid või pika-ajalisi (üle 2-3 aasta) mõjusid karide elupaigatüübile seoses heljumi levikuga ei kaasne.

#### 4.2.2. Käitamise etapp

Võimalikud mõjud käitamise etapis on seotud maa-alusest hoidlast väljapumbatava vee füüsikaliste ja keemiliste omadustega, millest olulisemad on:

- hapnikusisaldus,
- H<sub>2</sub>S,

- temperatuur,
- heljum,
- muud lahustunud ained.

Maa-alusest hoidlast väljapumbatava vee omadused ei ole täpselt teada ja need sõltuvad väga palju nii siseneva merevee omadustest kui ka sellest kui pikalt vesi maa-aluses hoidlas seisab ja kas hoiustamise ajal toimub vee aereerimine või mitte.

PHAJ **tavapärase käitamise režiimis** on vee viibeaeg maa-aluses hoidlas umbes kaks päeva ja ei ole alust arvata, et selle aja jooksul areneksid hoidlas anoksilised (hapnik täielikult ammendunud) tingimused. Harvaesinevate looduslike tingimuste kokkulangemisel – väga kõrge merevee temperatuur, väga madal hapnikusisaldus ja kõrge orgaanilise aine sisaldus (palju fütoplanktonit) – ei saa välistada hüpoksiliste (hapnikusisaldus alla 2 ml l<sup>-1</sup>) tingimuste teket tavapärase käitamise režiimis (vt peatükk 4.1.2). Kuna hüpoksia areng tavapärase režiimis on vähetöenäoline ja selle mõju väheneb distantsiga kiiresti, siis ei ole PHAJ mõju tavapärase režiimis Pakri loodusala kaitse-eesmärkides toodud merelistele elupaigatüüpidele oluline.

PHAJ **avariiolukorras**, kus pole võimalik vee väljapumpamine maa-alusest hoidlast pikema aja jooksul, võib vee hapnikusisaldus langeda alla 2 ml l<sup>-1</sup> (hüpoksia) või vaba hapnik täielikult ammenduda (anoksia). Vee hapnikusisalduse vähenemine maa-aluses hoidlas on eelkõige seotud vees sisalduva orgaanilise materjali bakteriaalse lagunemisega, mille käigus bakterid tarvitavad vees lahustunud vaba hapnikku ja selle kiirus sõltub peamiselt temperatuurist ja orgaanilise aine hulgast vees. Hinnanguliselt võivad hüpoksilised tingimused tekkida vähem kui 5 päeva möödudes ja anoksia 20 päevaga (vt täpsemat hapniku muutuste kirjeldust peatükis 4.1.2). Arvestades maa-aluse hoidla mahuga 5 milj. m<sup>3</sup> ja vee sügavusega 30 m, moodustaks kogu veehoidla maht veehaarde toru otsa juures 230 m raadiusega silindri ( $V_{\text{silinder}} = \pi r^2 h$ ). Äärmiselt lihtsustatud hinnanguna võib seda käsitleda kui vahetu mõjuala ulatust. Tegelik mõjuala suurus ja kuju on teadmata ja seda oleks võimalik hinnata ainult spetsiaalse kolmemõõtmelise vee liikumise ja hapnikukontsentratsioonide muutuse mudelarvutuse abil, mis võimaldaks hüpoksilise vee levikut kvantifitseerida. Arvestades veehaardetorude kaugust Pakri loodusala kaitse-eesmärkides toodud kaitstavatest merelistest elupaigatüüpidest liivamadalad (1110), jõgede lehtersuudmed (1130), rannikulõukad (1150) ja laiad madalad lahed ja abajad (1160) (kõik vähemalt 3 km kaugusel), ei ole võimalik olulise negatiivse mõju jõudmine nende elupaigatüüpideeni, sest sellise distantsi jooksul toimub oluline väljapumbatava vee hapnikuga rikastumine ja segunemine loodusliku mereveega. Veehaarde toru otsale lähim karide (1170) elupaigatüübile vastav ala, mis ühtlasi jääb Pakri loodusala piiridesse, asub



ligikaudu 700 m kaugusel põhja suunas. OÜ Corson uuringu „Paldiski pump-hüdroakumulatsioonijaama merekeskkonna aspektide matemaatiline modelleerimine ja geotehniline kontroll“ aruandes on sõnaliselt kirjeldatud Pakri lahe vee liikumise üldisi seaduspärasusi väljavõttena TTÜ Meresüsteemide Instituudi poolt koostatud Paldiski Lõunasadamasse kai 6a rajamise keskkonnamõjude hindamise aruandest, mille kohaselt „Idatuulte korral toimub vee väljavoolamine Pakri lahe pinnakihis ja sissevoolamine põhjalähedases kihis. Läänetuulte korral on olukord vastupidine. /.../ Kokkuvõtlikult on valdav vee liikumise suund tehissaare alal asuval rannanõlval suunatud piki kallast lahte sisse. /.../. Valdav veemassi suund lahe keskosas on suunatud loodesse lahest välja.“ Planeeritav veehaarde torustiku ots paikneb 30 m sügavusel ja kuna see on lähedane antud piirkonna maksimaalsele sügavusele (vt joonis 4.1.2.1), siis tuleb vee liikumisel arvestada põhjakihi hoovustega. Kuna Eestis on valdavad läänekaarte tuuled, siis võib oletada, et veehaardetorustiku otsa piirkonnas on valdav vee liikumise suund loodesse lahest välja. Sellest lähtuvalt võib oletada, et väljapumbatavast veest saavad enim mõjutatud merealad, mis jäävad toru otsast loode suunas. Kuna lähimad karid Pakri loodusala piires jäävad toru otsast 700 m kaugusele, arvatavasti mitte otse valdava vee liikumise suunale ja tunduvalt madalamasse vette (10–15 m), siis oluliste negatiivsete mõjude ilmumine karide elupaigatüübile on vähetõenäoline. Täpsem vee liikumise ja hapnikukontsentratsioonide muutuse hindamine on võimalik ainult spetsiaalse kolmemõõtmelise vee liikumise ja hapnikukontsentratsioonide muutuse mudel-arvutuse abil.

Suure ruumilise distantssi (üle 3 km) tõttu ei ole oodata PHAJ käitamisega seotud olulisi mõjusid Pakri loodusala loodusdirektiivi I lisa merelistele elupaigatüüpidele: liivamadalad (1110), jõgede lehtersuudmed (1130), rannikulõukad (1150) ja laiad madalad lahed ja abajad (1160).

PHAJ **tavapärasest käitamise režiimis** on vee viibeaeg maa-aluses hoidlas umbes kaks päeva ja ei ole alust arvata, et selle aja jooksul areneksid hoidlas anoksilised (hapnik täielikult ammendunud) tingimused. Harvaesinevate looduslike tingimuste kokkulangemisel – väga kõrge merevee temperatuur, väga madal hapnikusisaldus ja kõrge orgaanilise aine sisaldus (palju fütoplanktonit) – ei saa välistada hüpoksiliste (hapnikusisaldus alla 2 ml l<sup>-1</sup>) tingimuste teket tavapärase käitamise režiimis. Kuna hüpoksia areng tavapärasest režiimis on vähetõenäoline ja selle mõju väheneb distantssiga kiiresti, siis ei ole PHAJ mõju tavapärasest režiimis Pakri loodusala karide (1170) elupaigatüüpidele oluline.

PHAJ **avariiolukorras**, kus pole võimalik vee väljapumpamine maa-alusest hoidlast pikema aja jooksul, võivad hinnanguliselt hüpoksilised tingimused tekkida vähem kui 5 päeva möödudes ja anoksia 20 päevaga (vt täpsemat hapniku muutuste kirjeldust peatükis 4.1.2). Hapnikuvaese vee väljapumpamise mõju võib teoreetiliselt ulatuda Pakri loodusala piires asuva karide elupaigatüübini (1170) kui väljapumbatav vesi kantakse põhja suunas lähima karide asukohani. Kuna lähimad karid Pakri loodusala piires jäävad 700 m kaugusele, arvatavasti mitte otse valdava vee liikumise suunale ja tunduvalt madalamasse vette (10–15 m), siis oluliste negatiivsete mõjude ilmumine karide elupaigatüübile on vähetõenäoline. Täpsem vee liikumise ja hapnikukontsentratsioonide muutuse hindamine on võimalik ainult spetsiaalse kolmemõõtmelise vee liikumise ja hapnikukontsentratsioonide muutuse mudelarvutuse abil.

#### **Võimalike negatiivsete mõjude leevendamiseks on**

- vajalik tagada väljapumbatava vee piisav hapnikusisaldus ( $> 2 \text{ ml l}^{-1}$ ) ja toksiliste ainete puudumine;
- hoidlas oleva vee piisava hapnikusisalduse tagamiseks vajalik hapnikusisalduse pidev monitoorimine hoidlas ja vajadusel vee aereerimine või väljapumpamine enne vee muutumist anoksiliseks;
- soovitatav viia veevõtt võimalikult sügavale.

### **4.3. Võimalik mõju zoo- ja ihtüoplanktonile PHAJ käitamise etapis**

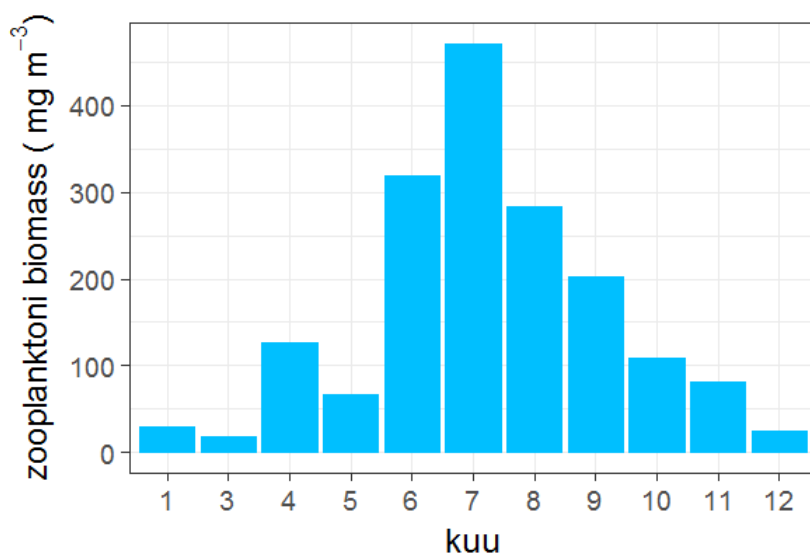
Võimalikud mõjud zoo- ja ihtüoplanktonile PHAJ käitamise etapis saab jagada kaheks:

- zoo- ja ihtüoplantoni hävimine maa-alusesse mahutisse lastavas vees;
- zoo- ja ihtüoplantoni hävimine merevees maa-alusest hoidlast väljapumbatava vee ebasoodsate füüsikaliste ja keemiliste omaduste tõttu.

Kuna PHAJ tööprotsessis on kolm etappi, millega kaasneb planktoniorganismidele oluline füüsikaline (kõrge rõhk, temperatuurimuutused) ja keemiline häiring (hapnikuvaegus,  $\text{H}_2\text{S}$ ) – veevõtt, vee hoiustamine, väljapumpamine –, siis antud hinnangus lähtutakse ettevaatuse printsiibist ja arvestatakse sellega, et PHAJ-sse sisenenud zoo- ja ihtüoplankton hukub.

### 4.3.1. Zooplankton

Zooplanktoni biomassidünaamika on tugevalt sisseoonne (joonis 4.3.1). Kõrgeimad biomassid esinevad suvekuudel – juulis on zooplanktoni keskmine biomass Tallinna lahe näitel üle 450 mg m<sup>-3</sup>. Võttes arvesse PHAJ veevõtukiiruse 120 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup> ja zooplanktoni juuliku keskmine biomassi 471 mg m<sup>-3</sup>, võib PHAJ eemaldada zooplanktonit 56,5 g s<sup>-1</sup> ehk 3391.2 g min<sup>-1</sup> ehk 203,5 kg h<sup>-1</sup>. Maa-aluse hoidla (5 milj. m<sup>3</sup>) täielikuks täitumiseks kuluva ca 12 h jooksul võib seega juuliku keskmine biomassi puhul hukkuda ligikaudu 2442 kg zooplanktonit. Talvise-varakevadise biomassi tingimustes on vastav hulk ligikaudu 98 kg. Biomassimaksimumid võivad olla märkimisväärselt kõrgemad juuliku keskmisest biomassist. Soome lahe kõrgeimad zooplanktoni biomassid on registreeritud 25.07.2012 Tallinna lahe jaamas 57a – 4,4 g m<sup>-3</sup> ja 6.08.1995 Lahepere lahes jaamas PE – 3,4 g m<sup>-3</sup>. Maksimaalse zooplanktoni biomassi (4,4 g m<sup>-3</sup>) puhul hukkub kogu maa-aluse hoidla mahu (5 milj. m<sup>3</sup>) täitmisega 22 t zooplanktonit.



Joonis 4.3.1. Pikaajalised (1993-2016) zooplanktoni kuu keskmised biomassid (märgkaal) Tallinna lahe seirejaamas 2.

Saamaks hinnangut sellele, kui suur on maa-aluse veehoidla maht võrreldes Pakri lahega, arvutati merevee ruumala Pakri lahes piiratuna põhjas Pakri poolsaare tipu ja Väike-Pakri saare põhjatipu vahelise joonega ja läänes mandri ja Väike-Pakri saare vahelise joonega (joonis 4.2.1). Kasutades Veeteede Ameti sügavusandmete põhjal valminud 25 m piksli suurusega sügavusmudelit, saadi antud ala ruumalaks 600 milj. m<sup>3</sup>. Kui maa-aluse veehoidla täitumine ja tühjaks pumpamine toimub kiirusel 120 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, siis on võimalik hoidla täielik

täitmine ja tühjendamine 24 h jooksul. 24 h tsükli puhul kuluks kirjeldatud piiridega merealale vastava summaarse vee mahu läbipumpamiseks 120 päeva. Kuna PHAJ veehaare paikneb Pakri lahe suudmeosas, mis on väga lähedal ja väga heas ühenduses Soome lahe avaosaga, siis on veevahetus avamerega intensiivne ja selles kontekstis on ülaltoodud pumpamise mahu hinnang ebarelevantne.

Lisaks zooplanktoni hukkumisele maa-aluse veehoidla täitmise ja tühjendamise käigus avaldab negatiivset mõju ka zooplanktoni hukkumine meres kokkupuutel anoksilise vesiniksulfiidi sisaldava väljapumbatava veega. Võrreldes zooplanktoni hukkumisega maa all olevas vees on väljapumbatava vee mõju väiksem, sest hapnikutase merre lastavas vees kerkib kiiresti segunemisel loodusliku veega. Eeldusel, et väljapumbatava vee hapnikusisaldus ületab  $2 \text{ ml l}^{-1}$  ja vesi ei sisalda toksilisi aineid, võib väljapumbatava vee mõju zooplanktonile lugeda mitteoluliseks.

Suurema osa zooplanktoni biomassist moodustavad aerjalgsete perekonnad (*Acartia*, *Eurytemora*, *Temora*), millel on aastas tavaliselt 4-6 põlvkonda (Mauchline 1998). Seejuures tuleb arvestada, et suvel soojema temperatuuriga on põlvkondade pikkused lühemad (alla 40 päeva). Soojal poolaastal on zooplanktoni päevane biomassi juurdekasv ligikaudu 10–30%. Lisaks kiirele paljunemisele on ka aerjalgsete looduslik suremus kõrge, näiteks suvise kõrge zooplanktoni biomassi peamisteks moodustajateks olevate aerjalgsete naupliusvastsete keskmine suremus on 20–50% päevas. Kiskluse läbi võib teatud perioodidel kaduda 60–90% aerjalgsetest päevas. Suremust parasiitide tõttu on hinnatud keskmiselt 7% päevas aga intensiivsemate parasiitide leviku puhangute ajal ka 40% päevas (Mauchline 1998).

Talvel on zooplanktoni hulk vees madal. Zooplanktoni kõige olulisema biomassi moodustavad vesikirbulised, aerjalalised ja keriloomad talvituvad eelkõige püsimunade abil, mis langevad mere põhja. Kuna suurem osa zooplanktonist elab talve üle tänu põhjas olevatele püsimunadele, vähendab see talvel PHAJ veevõtu negatiivset mõju zooplanktonile kuna loomade hulk veesambas on madal ja põhjas olevate püsimunade sattumine veevõttu minimaalne.

Eeldusel, et

- maa-alusest hoidlast merre pumbatav vesi ei ole hüpoksiline ega sisalda vesiniksulfiidi

ning arvestades

- zooplanktoni kiiret reproduktsioonivõimet,
- kõrget looduslikku suremust,
- massliikide talvitumist bentiliste püsimunade abil,
- veehaarde piirkonna avatust avamerele ja head veevahetust,

võib arvata, et PHAJ käitamisest ei ole olulist negatiivset mõju zooplanktonile.

#### **Võimalike negatiivsete mõjude leevendamiseks on**

- vajalik tagada väljapumbatava vee piisav hapnikusisaldus ( $> 2 \text{ ml l}^{-1}$ ) ja toksiliste ainete puudumine;
- hoidlas oleva vee piisava hapnikusisalduse tagamiseks vajalik hapnikusisalduse pidev monitoorimine hoidlas ja vajadusel vee aereerimine või väljapumpamine enne vee muutumist anoksiliseks;
- soovitatav viia veevõtt võimalikult sügavale.

### **4.3.2. Ihtüoplankton**

Ihtüoplanktoni (kalamari, kalavastsed) uuringuid viiakse Eestis läbi ainult Pärnu lahes ja Pakri lahe kohta tänapäevased teadmised puuduvad. Teadaolevalt ei ole Pakri lahes PHAJ lähipiirkonnas ihtüoplanktoni uuringuid teostatud. Seetõttu saab hinnanguid anda ainult üldiste kirjanduse ja Pärnu andmete abil. Täpsema hinnangu saamiseks on vajalikud ihtüoplanktoni uuringud PHAJ veehaarde mõjupiirkonnas koos väljapumbatava vee omaduste ja liikumise kolmemõõtmelise hüdrodünaamilise modelleerimisega.

Kalastiku koosseisu kohta piirkonnas on teadmisi Paldiski lõunasadama süvendus- ja ehitustööde seire aruannetest aastatest 2002-2015. 2009. ja 2015. a. aruannete põhjal esineb Paldiski sadamate piirkonnas 23 kalaliiki (TTÜ Meresüsteemide Instituut 2009, TÜ Eesti Mereinstituut 2015a).

#### **Magaveekalad**

Mageveekaladest võib rannikumeres arvukamalt esineda ahvenlaste ja karpkalalaste vastseid (TÜ Eesti Mereinstituut 2012, Ojaveer 2014). Mageveekalade kudemine ja vastsete areng on rannikumeres seotud madala soolsusega ja madalaveeliste aladega. Isegi Pärnu lahes, mis on madalaveeline (valdavalt kuni 10 m) ja madala soolsusega, praktiliselt puuduvad mageveekalade vastsed lahe keskosa sügavamas (10 m) piirkonnas samas kui madalamates ja rannajoonele lähemal paiknevates seirejaamades on ahvenlaste ja karpkalalaste vastsed arvukalt esindatud. Pakri laht on kavandatava arenduse piirkonnas avamererele avatud ja järsu rannanõlvaga (sügavus suureneb kiiresti, madalat taimestikuvööndit väga vähe) nii Pakri poolsaare kui ka Väike-Pakri saare poolsel küljel ning lähiümbruses puuduvad suuremad mageda vee sissevoolud. Seetõttu võib arenduspiirkonda ja selle ümbrust ligikaudu 3 km raadiuses pidada mageveekaladele vähesobivaks paljunemise piirkonnaks. Lisaks looduslikele oludele on oluline ka asjaolu, et veehaardetorude otsad asuvad umbes 30 m sügavuses, kuhu mageveekalade vastsed tavapäraste looduslike olude tingimustes ei satu. Eeltoodud asjaolud lubavad järeldada, et PHAJ käitamine ei kujuta olulist ohtu mageveekalade noorjärkudele.

### **Siirde- ja poolsiirdekalad**

Siirde- ja poolsiirdekalade (nt lõhe, meriforell, merisiig, vimb) kudemine toimub jõgedes või madala soolsusega madalates ja varjatud merelahtedes ning jõesuudmetes ja seetõttu ei ole nende kalaliikide marja või vastsete esinemine tõenäoline veehaarde piirkonnas.

### **Merekalad**

Merekaladest on ihtüoplanktonis kõige olulisemad räim ja kilu. Lesta vastsete kohta veesambas on andmeid väga vähe, kuid Grauman (1981) andmetel võib nn süvikukudelesta vastseid vähesel määral Soome lahe lääneosa veesambast leida. Mikelsaare (1957) järgi on rannikukudulesta marja leitud Soome lahe kesk- ja lääneosast, kuid vastseid veest leitud ei ole. Seoses Läänemere soolsuse vähenemise ja hapnikuvaese põhjakihtide veel laienemisega viimastel aastakümnetel, ei ole võimalik tursa kudemine Läänemere põhjaosas. Uuringualale lähimad võimalikud koelmualad asuvad Gotlandi süvikus (Ojaveer 2014) ja seetõttu ei ole tõenäoline tursa vastsete esinemine Pakri lahe ihtüoplanktonis.

**Räime** koelmualasid võib leida kogu Soome lahe Eesti ranniku ulatuses, sealhulgas Pakri poolsaare ja Pakri lahe piirkonnas (Rannak 1988, Raid 1998, TÜ Eesti Mereinstituut 2015b). Räim koeb valdavalt 2–10 m sügavusel, optimaalne sügavus on 3–6 m. Kudesubstraadiks on kivised ja liiva-kruusa-segused põhjad ning põhjataimestiku olemasolu parandab kudeala

sobivust. Räum väldib tugevalt mudastunud elupaikasid. Häid kudealasid iseloomustab hea hapnikureziim (hea veevahetus) ja seetõttu on head kudealad tihti poolsaarte tippude ja neemede läheduses, väikesaarte ümbruses, avameremadalikel või merele hästi avatud väikelahtedes (nt Lahepere laht) (Rannak 1988, TÜ Eesti Mereinstituut 2015). Pakri poolsaare ümbruses, nii Lahepere lahe kui Pakri lahe poolel, esineb räime kudemiseks sobivaid alasid.

Räime kudemine algab kevadel kui vee temperatuur tõuseb üle 5 °C ja võib kesta kuni 17 °C temperatuurini (Rannak 1988). Marja koorumise ja vastete arengu kiirus sõltub temperatuurist. Esimesed räimevastsete ilmuvad veesambasse tavaliselt mai teisel poolel või juuni alguses kui vee temperatuur pinnal on enamasti 7–12 °C. Eelvastse staadiumis, kui vastne toitub rebukotist ning mis kestab tavaliselt 3–6 päeva, on vastne koorumiskoha lähedal põhja peal tehes aeg-ajalt väikseid püstsuunalisi tõuse (Rannak 1988). Pärast rebukoti ammendumist tõusevad vastsed veesambasse. Vastsete maksimaalne esinemine veesambas jääb tavaliselt juuni kuusse või hilisel kevadel ka juulisse. Räimevastsete hoiduvad kõige ülemisse kuni 2–3 m sügavusse veekihti Rannak (1988).

Tänapäevaseid andmeid räime vastsete hulga kohta Pakri lahe piirkonnast ei ole, aga Raid (1985) andmetel võib piirkonnas räime vastsete hulk olla juuli kuus 11–50 isendit 100 m<sup>3</sup> vee kohta (0,11–0,5 is. m<sup>-3</sup>). Kuna räime vastsed hoiduvad pindmisesse veekihti (ca 0–3 m; Rannak 1988), siis on vähetõenäoline nende massiline sattumine veehaarde torustikku. Eeldusel, et väljapumbatava vee hapnikusisaldus ületab 2 ml l<sup>-1</sup> ja vesi ei sisalda toksilisi aineid, võib ka väljapumbatava vee mõju räime vastsetele lugeda mitteoluliseks.

Erinevalt räimest, kes koeb mere põhjale, on **kilul** pelaagiline (veesambas hõljuv) mari, mis vajab vees hõljumiseks vähemalt 6‰ soolsust (Veldre 1986). Kudemiseks optimaalne temperatuur on 6–12 °C ja kudemine toimub Läänemere põhjaosas juunist augustini. Läänemere põhjaosas koeb kilu enamasti ülemises 0–40 m veekihis (Veldre 1986, Ojaveer 2014). Erinevalt räimest koeb kilu avamere tingimustes (Veldre 1986, Ojaveer 2014). Kilu vastsed hoiduvad kõige pindmisesse soojenenud veekihti, enamasti mõne meetri sügavusele (Veldre 1986). Hiljutised ihtüoplanktoni uuringud Soome lahe lääneosas tuvastasid küll vähesel hulgal kilu marja kuid mitte vastseid; ilmselt ei toimu tänapäeval kilu massilist paljunemist Läänemere põhjaosas (BONUS INSPIRE 2015, 2016). Kuna kilu koeb avamerel ja vastsed hoiduvad pindmisesse veekihti, siis on vähetõenäoline marja ja vastsete massiline sattumine veehaarde torustikku. Eeldusel, et väljapumbatava vee hapnikusisaldus ületab 2 ml l<sup>-1</sup> ja vesi ei sisalda toksilisi aineid, võib ka väljapumbatava vee mõju kilu marjale ja vastsetele lugeda mitteoluliseks. Lisaks sellele ei ole 2014-2015 läbiviidud uuringute tulemusel kilu vastseid Soome lahe lääneosast leitud (BONUS INSPIRE 2015, 2016).

- Eeldusel, et väljapumbatav vesi ei ole hüpoksiline ega sisalda toksilisi aineid, ei kujuta PHAJ käitamine olulist ohtu mageveekalade vastsetele kuna mageveekaladele ei ole PHAJ lähipiirkonnas ulatuslikke kudealasid ja veehaardetorude otsad asuvad umbes 30 m sügavuses, kuhu mageveekalade vastsed tavapäraste looduslike olude tingimustes ei satu.
- Siirde- ja poolsiirdekalade (nt lõhe, meriforell, merisiig, vimb) kudumine toimub jõgedes või madala soolsusega madalates ja varjatud merelahtedes ning jõesuudmetes ja seetõttu ei ole nende kalaliikide marja või vastsete esinemine tõenäoline veehaarde piirkonnas.
- Kuna räim koeb mere põhjale madalas vees (enamasti < 10 m) ning räime vastsed hoiduvad pindmisesse veekihti (ca 0–3 m), siis on vähetõenäoline nende massiline sattumine veehaarde torustikku. Eeldusel, et väljapumbatava vee hapnikusisaldus ületab 2 ml l<sup>-1</sup> ja vesi ei sisalda toksilisi aineid, võib ka väljapumbatava vee mõju räime vastsetele lugeda mitteoluliseks.
- Kuna kilu koeb avamerel ja vastsed hoiduvad pindmisesse veekihti, siis on vähetõenäoline marja ja vastsete massiline sattumine veehaarde torustikku. Eeldusel, et väljapumbatava vee hapnikusisaldus ületab 2 ml l<sup>-1</sup> ja vesi ei sisalda toksilisi aineid, võib ka väljapumbatava vee mõju kilu marjale ja vastsetele lugeda mitteoluliseks.

#### **Võimalike negatiivsete mõjude leevendamiseks on**

- vajalik tagada väljapumbatava vee piisav hapnikusisaldus (> 2 ml l<sup>-1</sup>) ja toksiliste ainete puudumine;
- hoidlas oleva vee piisava hapnikusisalduse tagamiseks vajalik hapnikusisalduse pidev monitoorimine hoidlas ja vajadusel vee aereerimine või väljapumpamine enne vee muutumist anoksiliseks;
- soovitatav viia veevõtt võimalikult sügavale;
- teostada vee võtmine ja väljutamine öösel, kui kalad on kõrgemates veekihtides – relevantne eelkõige noor- ja täiskasvanud kalade puhul.



## KIRJANDUS

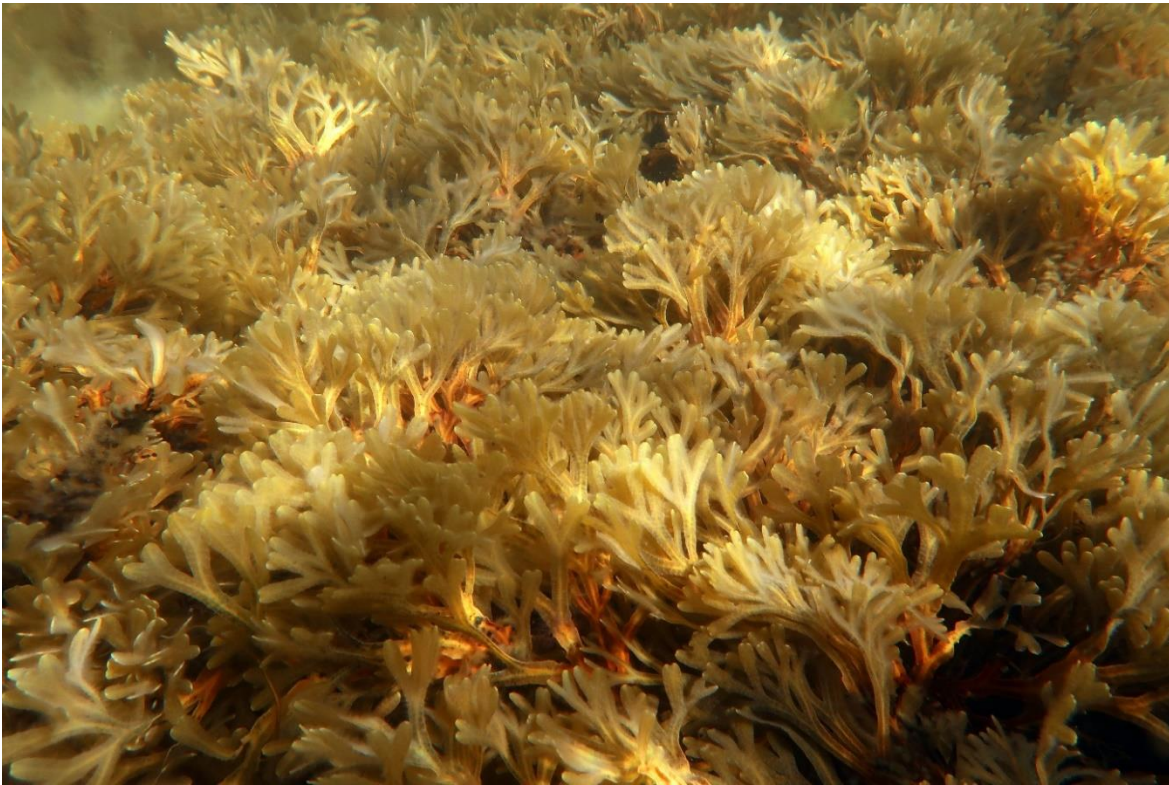
- BONUS INSPIRE (2015) Periodic progress report. Deliverable No 7.3. <http://www.bonus-inspire.org/Publications/Reports>
- BONUS INSPIRE (2016) Periodic progress report. Deliverable No 7.5. <http://www.bonus-inspire.org/Publications/Reports>
- Breiman L, Cutler A, Liaw A, Wiener M (2015) randomForest: Breiman and Cutler's random forests for classification and regression. R package version 4.6-12. <http://cran.r-project.org/web/packages/randomForest/>
- Calder BR, Mayer LA (2003) Automatic processing of high-rate, high-density multibeam echosounder data. *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*. 4 (6), 1-22.
- Diaz RJ, Rosenberg R (1995) Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. *Oceanogr Mar Biol Ann Rev* 33: 245–303.
- Dries RR, Thude H (1974) Sauerstoffmangelresistenz mariner Bodenvertebraten aus der West-lichen Ostsee. *Marine Biology* 25, 327–333.
- Elith J, Graham CH, Anderson RP et al (2006) Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29, 129-151.
- Fonseca L, Calder B (2005) Geocoder: An efficient backscatter map constructor. Proceedings of the U.S. Hydrographic Conference 2005, San Diego.
- Gammal J, Norkko J, Pilditch CA, Norkko A (2017) Coastal Hypoxia and the Importance of Benthic Macrofauna Communities for Ecosystem Functioning. *Estuaries and Coasts* 40, 457–468.
- Grauman GB (1981) Spatial distribution of flounder eggs and larvae in the Baltic Sea. In *Rybokhozyaistvennye issledovaniya (BaltNIIRKH)* (Kairov E. A., Leonova A. P., Lishev M. N., Malikova M. L., Polyakov M. P., Rimsh E. Ya., Smirnova S. V. eds.), 16 (1981) pp. 28–38. Riga, Avots (vene keeles).
- HELCOM (2015) Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM. <http://www.helcom.fi/action-areas/monitoring-and-assessment/manuals-and-guidelines/combine-manual>
- Liaw A, Wiener M (2002) Classification and Regression by randomForest. *R News* 2(3):18–22.
- Mauchline J (1998) *The biology of Calanoid Copepods*. Academic Press. San Diego, 710pp
- Mikelsaar N (1957) Lesta sigimisbioloogias Läänemere idaosas. *Eesti NSV TA toimetised, bioloogiline seeria*, 3, 255–264.

- Ojaveer E (2014) Läänemeri. Ökosüsteemid ja elusvarud, nende hindamine ning haldamine. Teaduste Akadeemia Kirjastus, Tallinn.
- Peterson A, Herkül K (2017) Mapping benthic biodiversity using georeferenced environmental data and predictive modeling. *Marine Biodiversity*, 1-16, DOI:10.1007/s12526-017-0765-5.
- Raid T (1985) The reproduction areas and ecology of Baltic herring in the early stages of development found in the Soviet zone of the Gulf of Finland. *Finnish Fisheries Research* 6, 20–34.
- Raid T (1998) Herring in the north-eastern Baltic Sea in the 1970-1990s: ecology, stock structure and fishery. University of Helsinki.
- Ramboll (2012) Muuga pump-hüdroakumulatsioonijaama detailplaneeringu keskkonnamõju strateegilise hindamise aruanne.
- Rannak L (1988) Räum. Valgus, Tallinn.
- Remm K, Remm J, Kaasik A (2012) Ruumiliste loodusandmete statistiline analüüs. Õpik-käsiraamat. Tartu Ülikooli Ökoloogia ja Maateaduste Instituut. Tartu.
- Simon FX, Penru Y, Guastalli AR, Llorens J, Baig S (2011) Improvement of the analysis of the biochemical oxygen demand (BOD) of Mediterranean seawater by seeding control. *Talanta* 85, 527-532.
- TTÜ Meresüsteemide Instituut (2009) Paldiski Lõunasadamasse kai nr 8/9 rajamise ja sellega kaasnevate süvendustööde II etapi aruanne – järeelseire.
- TÜ Eesti Mereinstituut (2012) Muuga sadama merekeskkonna seire 2010.
- TÜ Eesti Mereinstituut (2012) Rahvusliku kalanduse andmekogumise programmi täitmine 2012-2013. Osa: Liivi lahe kalavastsed.
- TÜ Eesti Mereinstituut (2014a) Keskkonnainvesteeringute Keskuse poolt rahastatud projekti nr 3125 „Sonarisüsteemi rakendamise meetodika loomine merepõhja elupaikade ja füüsikaliste omaduste kaardistamiseks“ aruanne/juhendmaterjal.
- TÜ Eesti Mereinstituut (2014b) Eesti territoriaalmere merepõhja elupaikade ja liikide leviku modelleerimine. Teostatud KIK projekti „Eesti merealade planeerimiseks looduskaitselise teabe koondamine, sh. territoriaalmere mereelupaikade modelleerimine“ raames.
- TÜ Eesti Mereinstituut (2015a) Paldiski lõunasadama süvendustööde järgne seire vastavalt vee erikasutusloa nr I.VV/325236 nõuetele.
- TÜ Eesti Mereinstituut (2015b) Kalakoelmute seisund ning koelmualade melioreerimise lähteülesannete koostamine.
- Veldre I (1986) Kilu. Valgus, Tallinn.

Wood SN (2011) Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. *Journal of the Royal Statistical Society (B)* 73(1):3-36.

Wood S (2017) mgcv: Mixed GAM Computation Vehicle with automatic smoothness estimation. R package version 1.8-17. <http://cran.r-project.org/web/packages/mgcv>

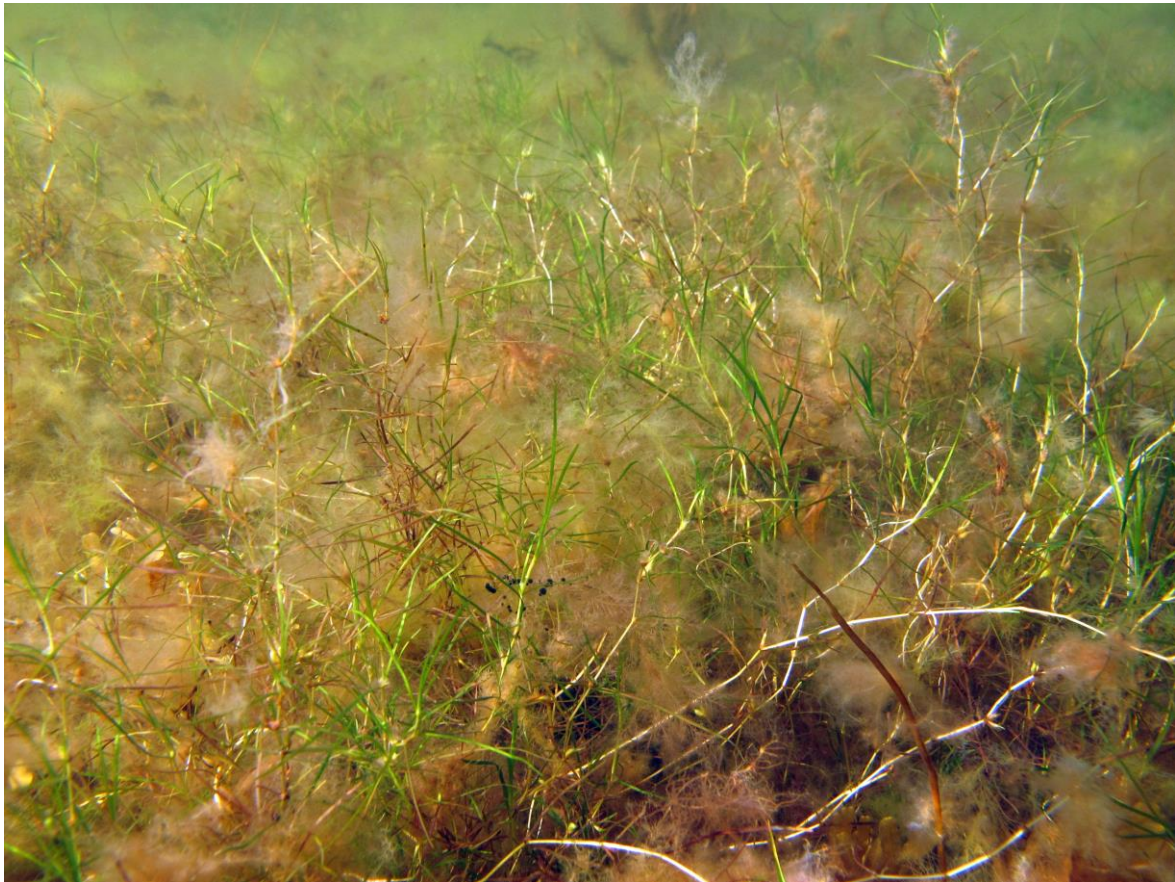
## LISA 1. Allveefotod uuringualalt



Joonis 1. Põisadru (*Fucus vesiculosus*) kooslus. Foto: Kaire Kaljurand.



Joonis 2. Põisadru (*Fucus vesiculosus*) kooslus koos keelikvetikaga (*Chorda filum*). Foto: Kaire Kaljurand.



Joonis 3. Harilik hanehein (*Zannichellia palustris*). Foto: Greta Reisalu.



Joonis 4. Punavetikas *Polysiphonia fucooides*. Foto: Martin Teeveer.



Joonis 5. Tavalise tõruvähiga (*Amphibalanus improvisus*) kaetud kivi. Foto: Martin Teeveer.



Joonis 6. Kaadrid allveevideost arvatavast bakterimatist (hele pind).

## LISA 2. EBHAB infolehed

EBHAB elupaikade infolehed – väljavõtted merepõhja elupaikade definitsioonide tõlgendamise juhendist (TÜ Eesti Mereinstituut 2014b).

### 8. Mõõdukalt avatud kõvad põhjad põisadru (*Fucus* spp.) kooslustega

**Määramiskriteeriumid:**

Avatus lainetusele: > 75 000

Substraat: kõva põhja katvus > 50%

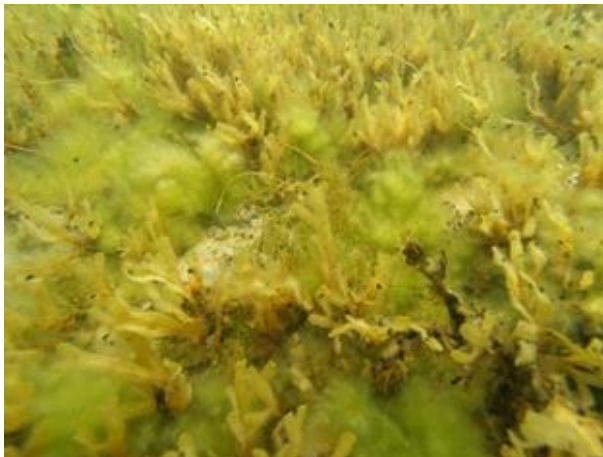
Tunnusliigid: harilik põisadru (*Fucus vesiculosus*), *Fucus radicans*

Tunnusliikide summaarne katvus: ≥10%

**Kirjeldus:** Elupaiga domineerivaks liigiks on harilik põisadru (*F. vesiculosus*), mõningates Eesti rannikumere piirkondades ka teine põisadru liik (*F. radicans*), tavapäraselt on esindatud ka erinevad niitjad rohe-, pruun- ning punavetikad. Loomastikus domineerivad vesiking (*Theodoxus fluviatilis*), söödav rannakarp (*Mytilus trossulus*) ning kirpvähid (*Gammarus* spp.). Elupaiga liigiline mitmekesisus on suur: erinevaid taimeliike on elupaigast registreeritud 37 ning loomaliike 43, keskmine liikide arv ühes proovis on hinnanguliselt 13.

Elupaik esineb rannikualadel, mis on avatud lainetusele ning jää kulutavale tegevusele. Põisadru, mis on antud elupaigatüübi võtmeliik, asustab erinevaid kõvu setteid – kalju, paeplaat, rahnud, kivid, munakad. Elupaika on leitud sügavustel 0,2-12 m soolsusel kuni 4 promill. Üksikutel juhtudel on põisadru esinemist kirjeldatud ka soolsuselt 2 promilli.

**Foto 1:** Põisadru (*F. vesiculosus*) - *Cladophora glomerata* kooslus paeplaadil 0,5 m sügavusel.



**Foto 2:** Põisadru (*F. vesiculosus*) koos niitja pruunvetikaga *Pilayella littoralis* 1 m sügavusel.



**Foto 3:** Ogalike (*Gasterosteus aculeatus*) parv pöisadru (*F. vesiculosus*) koosluse kohal.



**Foto 4:** Eutrofeerumise näide pöisadru (*F. vesiculosus*) koosluses – ülekasv niitjate vetikatega ning suurenenud sedimentatsioon.



**Funktsioon:** Pöisadru on Läänemere rannikumeres üks olulisemaid vetikaliike. Tänu oma laiiale levikule, suurele biomassile ning produktsioonile on pöisadru-vöönditel Läänemere kaljustel ning kivistel rannikutel oluline struktuurne roll ning positiivne mõju bioloogilisele mitmekesisusele – pöisadru pakub elupaika arvukatele epitüütsetele ning epibentilistele liikidele. Ka kalastiku seisukohast on tegemist väga väärtusliku elupaigaga (oluline kaitse-, kude- ning toitumisala) ning muutused pöisadru koosluses kajastuvad muuhulgas ka rannikukalanduses. Pöisadru kooslused on olulised ka veelindude toitumisalana. Elupaigal on lisaks kõrge rekreatsiooniline väärtus ning tegemist on atraktiivse sukeldumispaiigaga.

**Kaitse:** Vastavalt EL loodusdirektiivi lisale 1 esindab elupaik karisid (1170).

*F. vesiculosus* kooslused on ohustatud nii lokaalse reostuse kui ka Läänemere üldise eutrofeerumise poolt. Eutrofeerumine mõjutab elupaika eelkõige kaudselt – niitjate vetikate massvohamisega halvenevad elupaiga võtmeliigi pöisadru jaoks eelkõige valgustingimused ning tekib ruumikonkurents. Ölireostusel on negatiivne efekt peamiselt adruuga seotud elustikule, ehkki koaguleerunud kujul võib õli ka otseselt pöisadru koosluse lämmatada (viimane on reaalne võimalus peamiselt varjatud piirkondades). Ehitustegevusega (sadamate, tuuleparkide rajamine) kaasneb eelkõige koosluse lühiajaline häiring ning loodusliku substraadi kadu. Süvendus- ning kaadamistöodega võib kaasneda peeneteralise sette kandumine elupaika, mis põhjustab häiringuid koosluse funktsioneerimises.

**Vetikad ja kõrgemad taimed:**

harilik pöisadru (*Fucus vesiculosus*)  
*Pilayella littoralis*  
*Ceramium tenuicorne*  
*Cladophora glomerata*  
*Polysiphonia fucoides*  
*Dictyosiphon foeniculaceus*  
agarik (*Furcellaria lumbricalis*)  
*Battersia arctica*  
keelikvetikas (*Chorda filum*)

**Selgrootud loomad:**

vesiking (*Theodoxus fluviatilis*)  
söödav rannakarp (*Mytilus trossulus*)  
balti lehtsarv (*Idotea balthica*)  
mere kirpvähk (*Gammarus salinus*)  
sgk surusääsklased (*Chironomidae*)  
valgelaup-kakand (*Jaera albifrons*)  
roheline lehtsarv (*Idotea chelipes*)  
ookeani kirpvähk (*Gammarus oceanicus*)  
tavaline harjasliimukas (*Hediste diversicolor*)  
munajas punntigu (*Radix balthica*)  
söödav südakarp (*Cerastoderma glaucum*)  
*Gammarus zaddachi*  
balti lamekarp (*Macoma balthica*)  
tavaline tõruvähk (*Amphibalanus improvisus*)  
alamklass väheharjasussid (*Oligochaeta*)



## 10. Mõõdukalt avatud kõvad põhjad karpide kooslustega

### Määramiskriteeriumid:

Avatus lainetusele: > 75 000

Substraat: kõva põhja katvus > 50%

Tunnusliigid: söödav rannakarp (*Mytilus trossulus*), muutlik rändkarp (*Dreissena polymorpha*), tavaline tõruvähk (*Amphibalanus improvisus*)

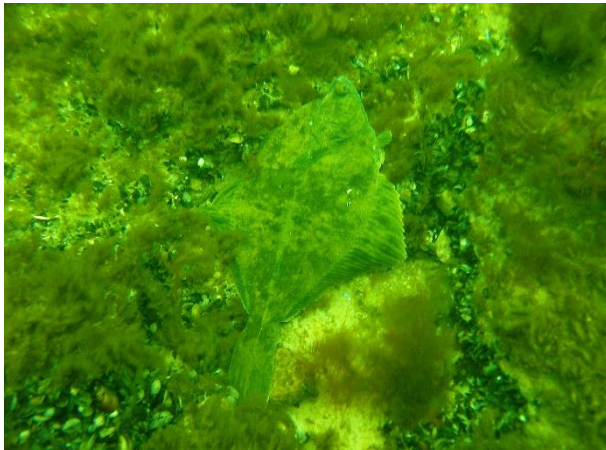
Tunnusliikide summaarne katvus: ≥10%

- Avatud kõvadele põhjadele iseloomulike mitmeaastaste tugeva tallusega vetikaliikide (põisadru, agarik) katvus <10%.

**Kirjeldus:** Elupaigale on iseloomulikud kinnitunud karpide kolooniad ning niitjad vetikad. Elupaiga liigiline mitmekesisus on keskmine: erinevaid taimeliike on elupaigast registreeritud 34 ning loomaliike 43, keskmine liikide arv ühes proovis on hinnanguliselt 7.

Elupaik esineb rannikualadel, mis on avatud lainetusele ning jää kulutavale tegevusele. Settena on levinud paeplaat, rahnud ning kivid. Elupaika on leitud sügavustel 0,3-30 m, (sobiva substraadi leidumisel võib elupaik olla sügavamal) soolsusel kuni 3,7 promilli.

**Foto 1:** Karpidest toitub teiste seas lest (*Platichthys flesus*).



**Foto 2:** Söödava rannakarbi (*M. trossulus*) kooslus.



**Foto 3:** Hariliku tõruvähi (*A. improvisus*) ja söödava rannakarbi (*M. trossulus*) kooslus koos noore põisadruga (*F. vesiculosus*).



**Foto 4:** Söödava rannakarp (*M. trossulus*).



**Funktsioon:** Elupaigal on oluline struktuurne roll kõrge hüdrodünaamilise aktiivsusega aladel. Karbid ning tõruvähid on biofiltreerijad, nad vähendavad vees leiduva fütoplanktoni hulka ja parandavad vee läbipaistvust. Karbid on oluline toit mitmetele kalaliikidele ning madalamatel aladel moodustavad karbid suure osa ka veelindude toidust. Lisaks eelnevale on elupaigal kõrge rekreatsiooniline väärtus ning tegemist on atraktiivse sukeldumispaiaga.

**Kaitse:** Vastavalt EL loodusdirektiivi lisale 1 esindab elupaik karbid (1170). Elupaiga looduskaitseline väärtus on kõrge eelkõige just tavapärase suure biomassi (kõrge produktsiooni) ning olulisuse tõttu toiduahelas.

**Vetikad ja kõrgemad taimed:**

*Pilayella littoralis*  
*Polysiphonia fucoides*  
*Ceramium tenuicorne*  
*Cladophora glomerata*  
*Battersia arctica*  
*Dictyosiphon foeniculaceus*

**Selgrootud loomad:**

söödav rannakarp (*Mytilus trossulus*)  
vesiking (*Theodoxus fluviatilis*)  
balti lamekarp (*Macoma balthica*)  
lamekeermene vesitigu (*Peringia ulvae*)  
tavaline harjasliimukas (*Hediste diversicolor*)  
tavaline tõruvähk (*Amphibalanus improvisus*)  
mere kirpvähk (*Gammarus salinus*)  
sgk surusääsklased (*Chironomidae*)  
valgelaup-kakand (*Jaera albifrons*)  
roheline lehtsarv (*Idotea chelipes*)  
söödav südakarp (*Cerastoderma glaucum*)  
balti lehtsarv (*Idotea balthica*)  
liiva-uurikkarp (*Mya arenaria*)  
alamklass väheharjasussid (*Oligochaeta*)  
ookeani kirpvähk (*Gammarus oceanicus*)  
munajas punntigu (*Radix balthica*)  
*Gammarus zaddachi*  
harilik kootvähk (*Corophium volutator*)  
muutlik rändkarp (*Dreissena polymorpha*)

## 11. Mõõdukalt avatud kõvad põhjad kindla liigilise domineerimiseta footilises tsoonis

### Määramiskriteeriumid:

Avatus lainetusele: > 75 000

Substraat: kõva põhja katvus > 50%

Footilisus: elupaik asub footilises tsoonis

Tunnusliigid: -

Tunnusliikide summaarne katvus: -

- Kõvadele põhjadele iseloomulike mitmeaastaste tugeva tallusega vetikaliikide (põisadru, agarik) ja epifauna (söödav rannakarp, tavaline tõruvähk, muutlik rändkarp) katvus on < 10%.

**Kirjeldus:** Elupaigas puuduvad domineerivad liigid, taimestik on sagedamini niitjaid vetikaid ning loomastikus on iseloomulikud kirpvähid (*Gammarus* spp.). Elupaiga liigiline mitmekesisus on väike: erinevaid taimeliike on elupaigast registreeritud 9 ning loomaliike 8, keskmine liikide arv ühes proovis on hinnanguliselt 4.

Elupaik esineb rannikualadel, mis on avatud lainetusele ning jää kulutavale tegevusele ning kus mitmeaastaste taimede ning karpide massiline levik pole tugeva mehaanilise häirituse tõttu võimalik. Sete varieerub paeplaadist klibuni. Elupaika on leitud sügavustel 0,5-20 m.

**Foto 1:** Niitjate rohe- ning pruunvetikatega kaetud bioherm Vilsandi piirkonnas.



**Foto 2:** Niitja rohevetikaga kaetud paekivi.



**Foto 3:** *Cladophora* sp. madalas rannikumeres.



**Figure 4:** Niitjad vetikad kivisel põhjal.



**Funktsioon:** Niitjate vetikate massiline vohamine antud elupaigas on peamiselt seotud eutrofeerumisega ning on aasta-ajalise iseloomuga. Kõrged niitjate vetikate biomassid toetavad ka herbivooride sessaonset arengut.

**Kaitse:** Vastavalt EL loodusdirektiivi lisale I võib antud elupaik esindada karisid (1170), juhul kui kinnitunud niitjate vetikate summaarne katvus on  $\geq 10\%$ .

Elupaik esineb tavapäraselt hüdroloogiliselt aktiivses karide piirkonnas ning toetab selles dünaamilises keskkonnas kõrgemat bioloogilist mitmekesisust. Seetõttu on elupaiga looduskaitseline väärtus kõrge, kuid täpsemalt sõltub konkreetse piirkonna eripärast.

Otseseks ohuteguriks on peamiselt ehitustegevus (sadamate, tuuleparkide rajamine), millega kaasneb eelkõige koosluse lühiajaline häiring ning loodusliku substraadi kadu.

**Vetikad ja kõrgemad taimed:**

*Pilayella littoralis*

*Cladophora glomerata*

*Polysiphonia fucooides*

*Ceramium tenuicorne*

*Stictyosiphon tortilis*

keelikvetikas (*Chorda filum*)

*Rhizoclonium riparium*

**Selgrootud loomad:**

põlvikvähk (*Bathyporeia pilosa*)

alamklass väheharjasussid (*Oligochaeta*)

vesiking (*Theodoxus fluviatilis*)

kirpvähid (*Gammarus* sp)

tavaline harjasliimukas (*Hediste diversicolor*)

lamekeermene vesitigu (*Peringia ulvae*)

roheline lehtsarv (*Idotea chelipes*)

## 12. Mõõdukalt avatud kõvad põhjad kindla liigilise domineerimiseta afootilises tsoonis

### Määramiskriteeriumid:

Avatus lainetusele: > 75 000

Substraat: kõva põhja katvus > 50%

Footilisus: elupaik asub afootilises tsoonis

Tunnusliigid: -

Tunnusliikide summaarne katvus: -

- Afootilises tsoonis kõvadele põhjadele iseloomuliku epifauna (söödav rannakarp, tavaline tõruvähk) katvus on < 10%.

**Kirjeldus:** Elupaik esineb afootilises tsoonis ning seeläbi ei leidu antud elupaigas päikesevalgust vajavat taimestikku. Selgrootutest loomadest esinevad peamiselt kaspia järvetõlvik (*Cordylophora caspia*), tavaline tõruvähk (*Amphibalanus improvisus*) ning söödav rannakarp (*Mytilus trossulus*), kuid viimaste katvus jääb alla >10%. Elupaiga liigiline mitmekesisus on äärmiselt väike, erinevaid loomaliike on seni elupaigast kokku registreeritud vaid 3.

Vähesel liigilisel mitmekesisusel on mitmed erinevad põhjused, mis on peamiselt seotud valitsevate hüdrodünaamiliste tingimustega. Piirkonnas võib toimuda anoksiliste põhjavete apvelling, mis läbi hapnikust sõltuv elustik hävib. Elupaiga peamised substraadid on munakad ja väiksed kivid koos kruusaga, mis liiguvad koos veemassiga ning seeläbi ei paku epifaunale piisavalt püsivat elupaika. Elupaika on leitud tavapäraselt sügavamal kui 40 m.

**Foto 1:** Kivine põhi üksikute tõruvähkidega.



**Foto 2:** Kivid ning kruus avamere madalikul.



**Funktsioon:** Elupaik esindab afootilist tsooni ning selle peamine ökoloogiline funktsioon on seotud sekundaarse produktiooniga.

**Kaitse:** Elupaiga enda looduskaitseline väärtus on madal (madal bioloogiline mitmekesisus ja madal produktioon), kuid kaitse vajadus sõltub ümbritsevatest elupaikadest ning domineerivatest füüsikalistest tingimustest.

### Vetikad ja kõrgemad taimed:

-



### Selgrootud loomad:

järvetõlvik (*Cordylophora caspia*)

söödav rannakarp (*Mytilus trossulus*)



tavaline tõruvähk (*Amphibalanus improvisus*)

## 17. Mõõdukalt avatud pehmed põhjad karpide kooslustega

<p><b>Määramiskriteeriumid:</b>          Avatus lainetusele: &gt; 75 000          Substraat: pehme põhja katvus &gt; 50%          Tunnusliigid: balti lamekarp (<i>Macoma balthica</i>), söödav südakarp (<i>Cerastoderma glaucum</i>), liiva-          uurikkarp (<i>Mya arenaria</i>)          Tunnusliikide summaarne katvus: ≥10%          - avatud pehmetele põhjadele iseloomuliku veesisese kõrgema taimestiku, mändvetikate ja          lahtise agariku katvus &lt; 10%</p>	
<p><b>Kirjeldus:</b> Biomassis domineerivad erinevad karbid, põhjataimestik on esindatud, kuid vähesel          määral (kas kinnitunult üksikutele kividele või siis lahtise vetikamassina). Liigiline mitmekesisus          on tänu võimalikule vähesele taimestikule suhteliselt kõrge. Erinevaid taimeliike on elupaigast          registreeritud 25 ning loomaliike 48, keskmine liikide arv proovis on hinnanguliselt 7.          Elupaik esineb rannikualadel, mis on mõõdukalt avatud lainetusele ning jää kulutavale tegevusele.          Settes domineerivad liiv ning savi. Elupaika on leitud kuni 100 m sügavusel, minimaalse          soolsusega 2 promilli.</p>	
<p><b>Foto 1:</b> Tühjad karbid koos niitja lahtise          vetikaga.</p> 	<p><b>Foto 2:</b> Tühjad karbid liivavaalude vahel.</p> 
<p><b>Funktsioon:</b> Elupaik pakub peamiselt toitumispaika erinevatele kaladele ning samuti on oluline          veelindude toitumisalana. Elupaik toimib toitainete ning orgaanilise aine akumulatsioonialana.</p>	
<p><b>Kaitse:</b> Vastavalt EL loodusdirektiivi lisale 1 võib antud elupaik esindada liivamadalaid (1110),          estuaare (1130), laiü madalaid lahti ning abajaid (1160) või laugmadalikke (1140). Kaitse väärtus          sõltub konkreetse piirkonna liigilisest koosseisust, bioloogilisest produktsioonist ning selle          põhjustest: kas seda mõjutavad looduslikud (nt. apvellingu alad) või antropogeensed protsessid          (nt. estuaarides suur toitainete sissevool jõgedega; heitvete suunamine mere). Kuid igal juhul on          tegemist oluliste produktiivsete aladega.          Elupaika ohustavad eelkõige ehitustegevus, süvendamine ning kaadamine; eutrofeerumisega          võivad kaasneda muutused hapnikurežiimis.</p>	
<p><b>Vetikad ja kõrgemad taimed:</b>  <i>Polysiphonia fucoides</i>          agarik (<i>Furcellaria lumbricalis</i>)  <i>Coccotylus truncatus</i>  <i>Pilayella littoralis</i>  <i>Battersia arctica</i>  <i>Ceramium tenuicorne</i></p>	<p><b>Selgrootud loomad:</b>          balti lamekarp (<i>Macoma balthica</i>)          liiva-uurikkarp (<i>Mya arenaria</i>)          lamekeermene vesitigu (<i>Peringia ulvae</i>)          tavaline harjasliimukas (<i>Hediste diversicolor</i>)          söödav südakarp (<i>Cerastoderma glaucum</i>)          söödav rannakarp (<i>Mytilus trossulus</i>)</p>

<i>Cladophora glomerata</i>	alamklass väheharjasussid ( <i>Oligochaeta</i> ) harilik kootvähk ( <i>Corophium volutator</i> ) vesiking ( <i>Theodoxus fluviatilis</i> ) sgk surusääsklased ( <i>Chironomidae</i> ) kirpvähi juveniilid ( <i>Gammarus juv</i> ) mere kirpvähk ( <i>Gammarus salinus</i> )
-----------------------------	--

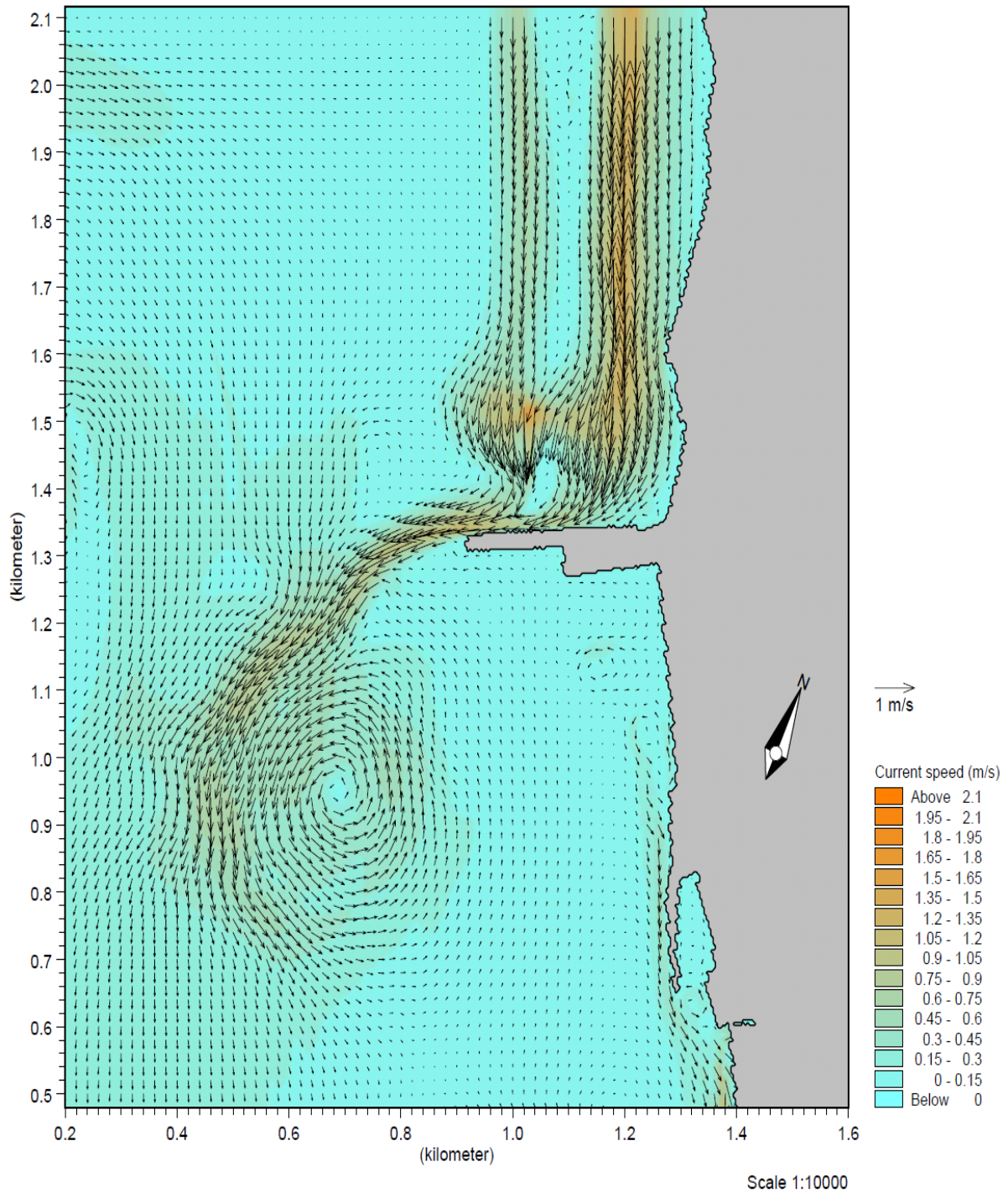
## 18. Mõõdukalt avatud pehmed põhjad kindla liigilise domineerimiseta

<b>Määramiskriteeriumid:</b> Avatus lainetusele: > 75 000 Substraat: pehme põhja katvus > 50% Tunnusliigid: - Tunnusliikide summaarne katvus: - - avatud pehmetele põhjadele iseloomuliku veesisese kõrgema taimestiku, mändvetikate, lahtise agariku ja infauna katvus < 10%	
<b>Kirjeldus:</b> Selged dominantliigid puuduvad. Põhjataimestik on esindatud, kuid vähesel määral. Peamiselt leidub niitjaid vetikaid, mis on kas kinnitunud üksikutele kividele või siis liiguvad veemassidega lahtise vetikamassina. Loomastikust on iseloomulikud settesse kaevuvad väheharjasussid ning hulkharjasussid. Elupaiga liigiline mitmekesisus on väike: erinevaid taimeliike on elupaigast registreeritud 10 ning loomaliike 15, keskmine liikide arv ühes proovis on hinnanguliselt 2.  Elupaik esineb rannikualadel, mis on mõõdukalt avatud lainetusele ning jää kulutavale tegevusele. Settes domineerivad liiv, savi ning muda. Elupaika on leitud sügavuselt 0 m kuni anoksilise tsoonini, minimaalse soolsusega 2 promilli.	
<b>Foto 1:</b> Madal liivapõhjaga rannikumeri, kus kasvavad üksikud mändvetikad. 	<b>Foto 2:</b> Veealused liivavaalud. 
<b>Funktsioon:</b> Elupaik pakub peamiselt toitumispaika erinevatele kaladele ja toimib toitainete ning orgaanilise aine akumulatsioonialana.	
<b>Kaitse:</b> Vastavalt EL loodusdirektiivi lisale 1 ei esinda antud elupaik ühtki väärtuslikku elupaika. Madala bioloogilise mitmekesisuse tõttu on elupaiga looduskaitseline väärtus madal, kaitse vajadus sõltub otseselt piirkonna enda eripärast ning võimalikust olulisusest peamiselt veelindudele, kaladele ja veeimetajatele.  Elupaika ohustavad eelkõige ehitustegevus, süvendamine ning kaadamine; eutrofeerumisega võivad kaasneda muutused hapnikurežiimis.	
<b>Vetikad ja kõrgemad taimed:</b> <i>Pilayella littoralis</i> <i>Polysiphonia fucooides</i> <i>Cladophora glomerata</i> <i>Ceramium tenuicorne</i> <i>Battersia arctica</i>	<b>Selgrootud loomad:</b> alamklass väheharjasussid ( <i>Oligochaeta</i> ) põlvikvähk ( <i>Bathyporeia pilosa</i> ) tavaline harjasliimukas ( <i>Hediste diversicolor</i> ) Virgiinia korgitsuss ( <i>Marenzelleria neglecta</i> ) vesiking ( <i>Theodoxus fluviatilis</i> )

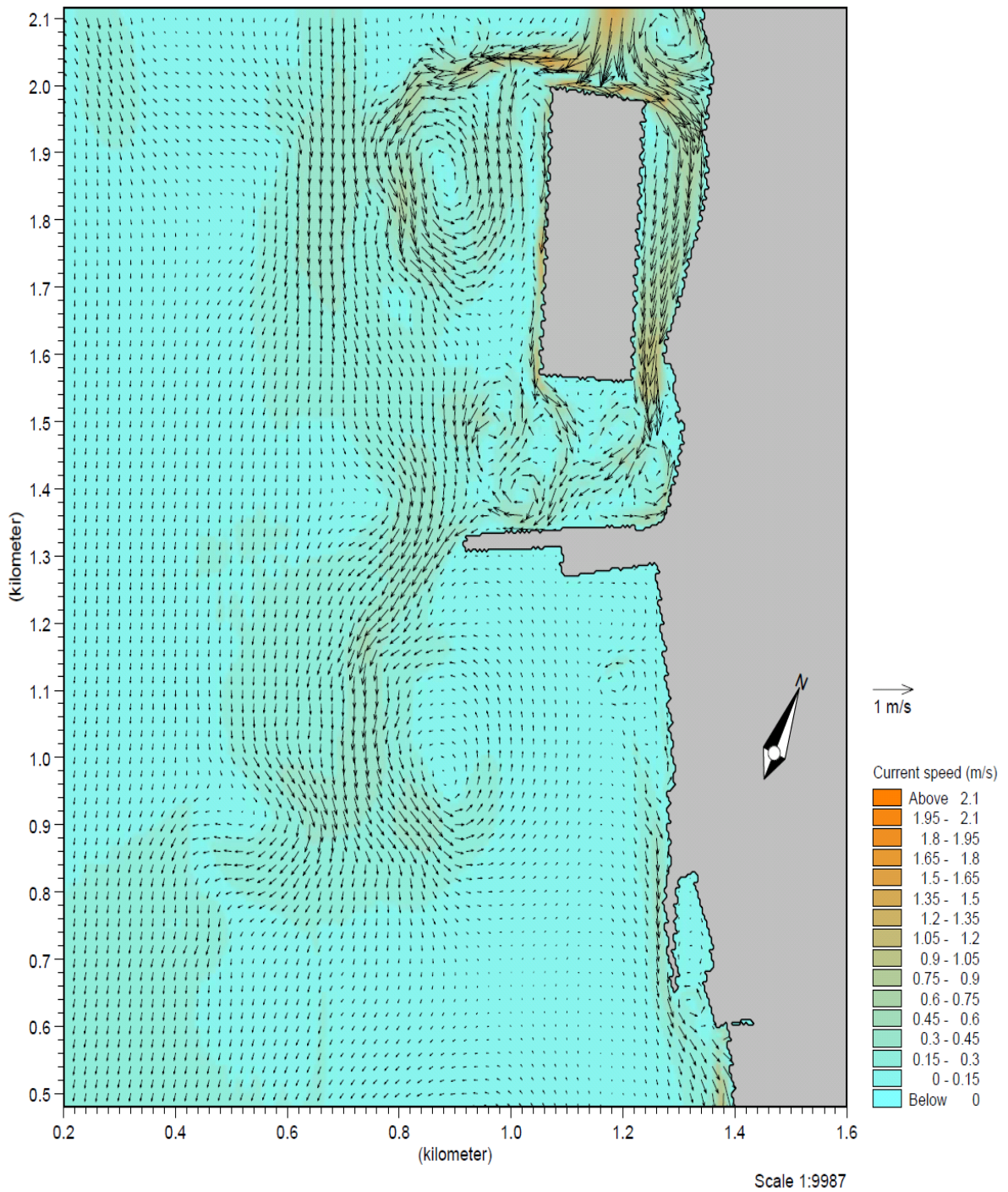


### LISA 3. Vee ja heljumi liikumise mudelid (OÜ Corson)

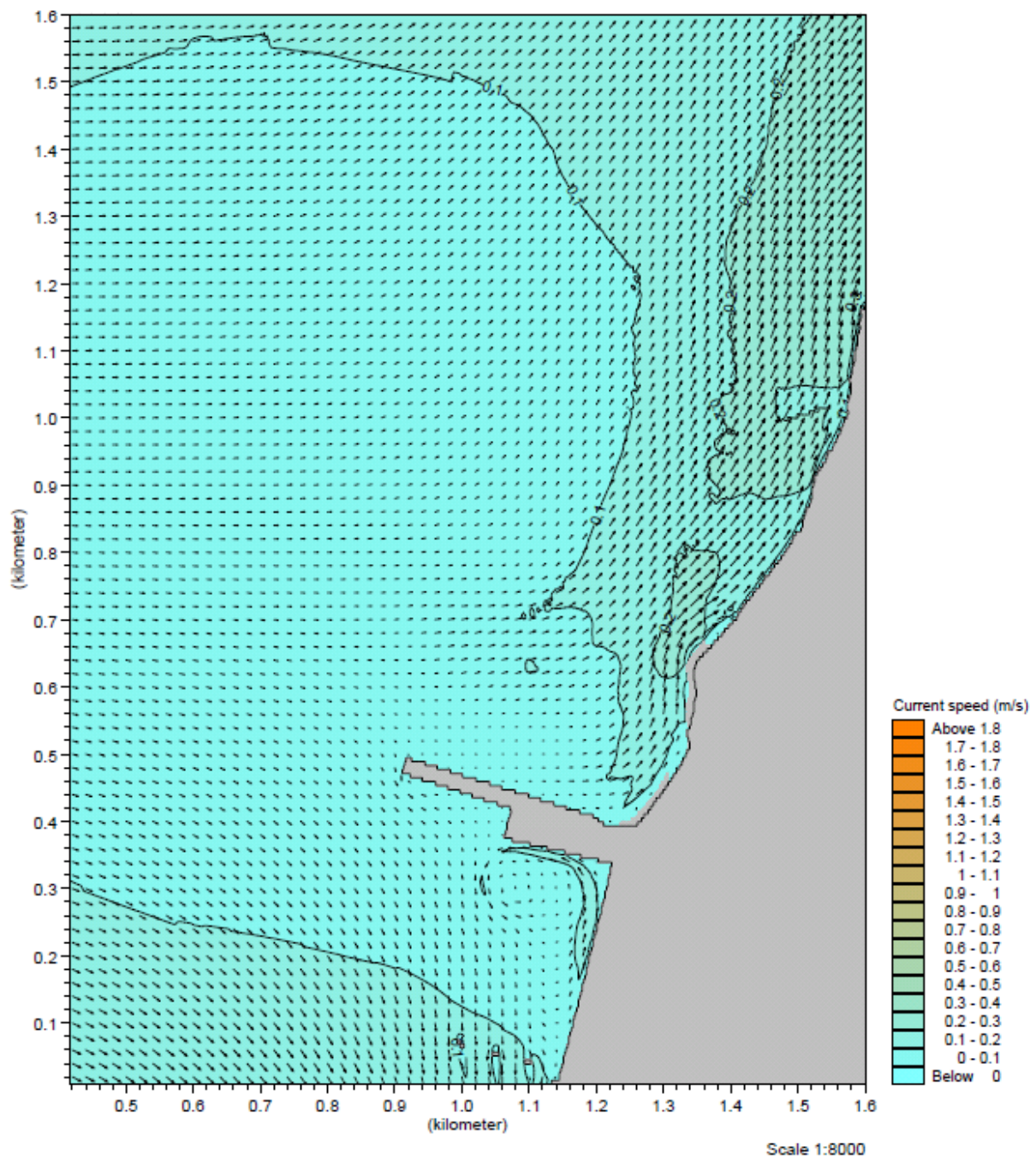
Väljavõtte OÜ Corson aruandest „Paldiski pump-hüdroakumulatsioonijaama merekeskkonna aspektide matemaatiline modelleerimine ja geotehniline kontroll“ vee ja heljumi liikumise mudelite kohta, mida kasutati käesolevas aruandes mõjude hindamisel.



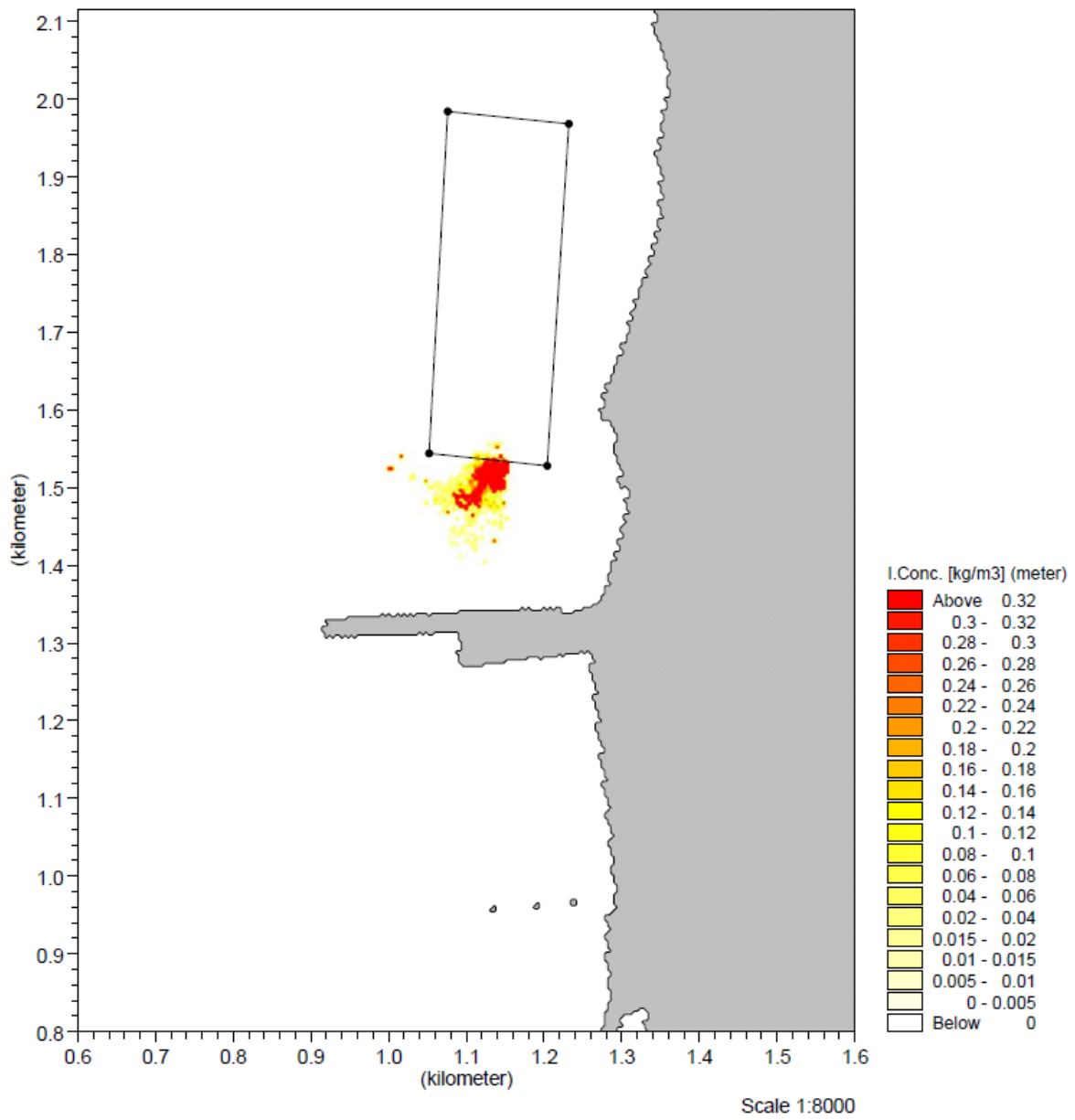
Joonis 5. Hoovused 15 m/s puhuva loodetuulega Olemasolev olukord



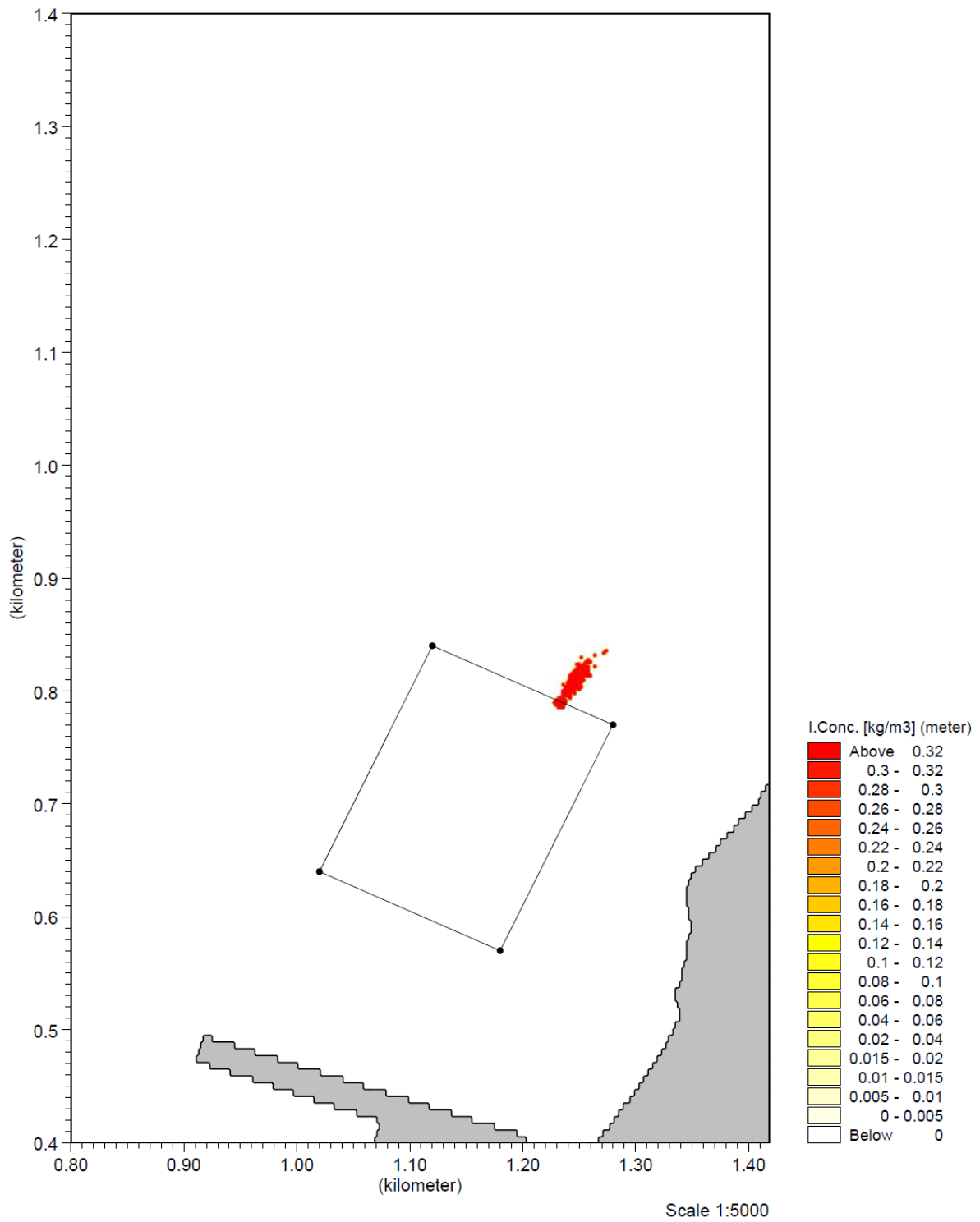
Joonis 7. Hoovused 15 m/s puhuva loodetuulega Alternatiiv 2



Joonis 13. Hoovus 15 m/s puhuva edelatuulega



Joonis 11. Heljumi levik 15 m/s lodetuulega



Joonis 12. Heljumi levik 15 m/s edeletuulega