






Sõitjate ja veoste üle Suure väina veo perspektiivse korraldamise kava koostamine ja keskkonnamõjude strateegiline hindamine

MEREPÕHJA TAIMESTIK JA ELUPAIGAD



November 2009

Projektijuht	Vastutav ekspert	Vastutav läbiviija
		
Peet Ranniste	Rauno Yrjölä	Georg Martin
WSP Finland Oy	Environmental Research Yrjölä Ltd	TÜ Eesti Mereinstituut

PÕHJATAIMESTIK JA MERE PÕHJA ELUPAIGAD

Klient:

WSP Finland Oy

Aruande koostas:

Eesti Mereinstituut,

Tartu Ülikool;

Georg Martin

Sisukord

1.	Sissejuhatus.....	4
2.	Tulemuste annotatsioon	5
3.	Materjal ja meetodid	6
4.	Põhjataimestiku levik uurimisalal.....	9
5.	Põhjataimestiku võtmeliikide levik uurimispiirkonnas.	15
5.1.	Mändvetikad	15
5.2.	Põisadru (<i>Fucus vesiculosus</i> L.)	18
5.3.	Agarik (<i>Furcellaria lumbricalis</i> (Huds.) Lamour).....	20
5.4.	Merihein (<i>Zostera marina</i> L.).....	22
5.5.	Kõrgemad taimed.....	24
6.	Merepõhjataimestiku koosluste levik	25
6.1.	Mändvetikakooslused	27
6.2.	Põisadru (<i>Fucus vesiculosus</i>) kooslused.....	29
6.3.	Agariku (<i>Furcellaria lumbricalis</i>) kooslused	31
6.4.	Meriheina (<i>Zostera marina</i>) kooslused	32
6.5.	Kõrgemate taimede kooslused.....	33
7.	Hinnang põhjataimestiku ohustatud liikide levikule ja seisundile.....	35
8.	Püsiühenduse mõju hinnang.	36
8.1.	Võimalike mõjude kirjeldus eri alternatiivide puhul.	36
8.2.	Mõjude ennustamine.....	36
8.3.	Mõju hindamine	37
8.4.	Alternatiivide reastus sobivuse järgi.....	38
9.	Väärtuslike põhjaelupaikade ja Loodusdirektiivi lisa I elupaigatüüpide levik Suure Väina piirkonnas	39
9.1.	Loodusdirektiivi Lisa I elupaigatüüpide levik Suure väina piirkonnas	39

9.2.	EU Life projekti “Merekaitsealad Läänemere idaosas” välja töötatud elupaikade klassifikatsioon	47
10.	Püsiühenduse mõju hinnang piirkonna merepõhja elupaikadele.	51
10.1.	Võimalike mõjude kirjeldus eri alternatiivide puhul.	51
10.2.	Mõjude ennustamine	51
10.3.	Mõju hindamine	52
10.4.	Alternatiivide reastus sobivuse järgi.	53
11.	Kasutatud kirjandus.	54

1. Sissejuhatus

Väinameri koosneb väinade süsteemist mis ühendab Liivi lathe, Läänemere avaosa ja Soome lahe suudmeala. Selle merepiirkonna pindala on 2243 km² ja kogu ruumala 10.6 km³ (Suursaar et al., 1998). Väinameri on väga madal mereala. Selle merepiirkonna keskmine sügavus on madalam kui 10 m ja maksimaalne sügavus on 22 m Suure väina keskosas. Veevahetuse iseärasused on samuti tingitud mereala põhja morfoloogiast. Suur madalate lahtede arv ja põhja morfoloogia jagavad Väinamere kaheks, enamvähem isesisvaks mereosaks. Kassari lath on eraldatud Väinamere keskosast Hiiumaa laidude jadaga ja on ühenduses Läänemere avaosaga läbi Soela väina. Hüdroloogiliselt käitub see ala tunduvalt teistmoodi kui muu Väinameri ja on tugeva Läänemere avaosa mõju alla, mis põhjustab ka veidi kõrgema soolsustaseme ja madalama toitainete kontsentratsiooni taseme selles merepiirkonnas (Suursaar et al., 1998). Hari kurgu ja Suure väina süsteem on tugeva Liivi lahest pärit veemasside mõju all (Suursaar et al., 1998). Jõgedest pärit magevee mõju sellele piirkonnale on väga nõrk kuna mageda vee kogus mis süsteemi otseslt satub on suhteliselt tagasihoidlik ja ulatub vaid 1 km³-ni aastas. (Astok et al., 1999). Suursaar et al. (1998) toob välja tugeva hüdroloogilise frondi olemasolu selles piirkonnas, mis jaguneb omakorda mitmeks alafrondiks mis võivad tuulte mõjul vahetada oma asukohta kogu Väinamere ulatuses. See asjaolu põhustab põhiliste vee füüsikaliste ja keemiliste parameetrite suure varieeruvuse sellel merealal. Piirkonna merepõhi koosneb valdavalt pehmetest setetest. Kõvemat põhjasubstraati kruusa, kiviklibu ja kivikülvide näol võib leida vaid madalamas, lainetusele avatud vees. Kuna põhjasettes valitsevad kergesti lenduvad osakesed siis on vee läbipaitsvus, eriti pärast tugevamat lainetust ja tuule mõju reeglina väga madal. Pärast tormisündmusi võib vee läbipaitsvus langeda kuni 0,5 m-ni, samas kui veemass on häirimata pikemat aega ulatub päikesevalgus kuni 90%-ni merepõhjast.

Rannikumere põhjataimestik on mereökosüsteemi väga tähtis component. Madalas rannikumeres jab põhjataimestikule enamus bioloogilisest produktsioonist, samas kui avameres valdav enamus algproduktsioonist toimub läbi planktonikoosluste. Põhjataimestiku koosluste üheks funktsiooniks on ka tagada merepõhja bioloogilisele mitmekesisusele elupaik ja varjumisvõimalus.

2. Tulemuste annotatsioon

Käesoleva uuringu käigus leiti uurimispiirkonnast kokku 31 liiki põhjataimestikku. Ükski avastatud liikidest ei olnud Eesti seadusandluse järgi kaitse all ning samuti puudusid liigid mis oleksid üles loetud EL Loodusdirektiivi lisades.

5 liiki on nimetatud HELCOMi ohustatud ja hääbivate liikide nimistus. Need on mändvetikatest *Chara connivens*, *Chara tomentosa*, pruunvetikas *Fucus vesiculosus*, punavetikas *Fucellaria lumbricalis* ja soontaimedest *Zostera marina* (vaata selgitusi tekstist).

3 liiki on mainitud Eesti Punases Raamatus. Need on *Chorda filum*, *Tolypella nidifica* ja *Chara connivens*.

Kõikide mainitud liikide olukord uurimisalal oli hea ja nende levikut määrasid vaid looduslikud tegurid. Inimmõju need liikide levikule ja seisundile ei tuvastatud.

EL Loodusdirektiivi Lisa I elupaigatüüpidest avastati uurimispiirkonnast neli elupaigatüüpi. Need on mereveega üleujutatud liivamadalad (1110); karid (1170); mudased ja liivased pagurannad (1140) ja jgede lehtersuudmed (1130). Kõige enam levinud Loodusdirektiivi Lisa I elupaigatüübiks oli karid (1170) kogupindalaga 33,41 km² ja liivamadalad (1110) kogupindalaga 31,07 km².

3. Materjal ja meetodid

Käesoleva uuringu jaoks koguti andmeid mitmest allikast a) välitööd mis korraldati käesoleva uuringu eesmärkide täitmiseks jam is kattis kogu Suure Väina mereala; b) teaduslikud ja mud kirjandusallikad; c) avalikult kasutatavd andmebaasid nagu on Eesti Rannikumere Seire andmebaas mida haldab TÜ Eesti Mereinstituut.

Välitööd viidi läbi selleks kõige sobivama aastaja jooksul milleks on period juuli ja septembri vahel. Sellel ajavahemikul kõlastati ettemääratud jaamade võrgustikku (vaatlusi ja mõõtmisi teostati vähemalt 100-s jaamas ja kvantitatiivseid prove koguti vähemalt 40-s jaamas). Uurimisala hõlmas mereala kogu Suure Väina ulatuses aga samuti merealaid põhja ja lõunapool. Alad väljaspool Suurt Väina kirjeldati madalama detailsusega.

Proovid koguti väiksematest tööpaatidest kasutades standardvarustust. Igas proovivõtukoahas võeti kolm kordusproovi Ekman-Lenz tüüpi põhjammutajaga. Põhjataimestiku katvushinnangud teostati allveefotovarustuse abil (Foto 1.). Põhjataimestiku kvantitatiivsed proovid koguti ka sukeldusmitehnoloogia abil.

Proovikogumismeetodid jälgisid juhiseid mis on välja töötatud Eesti Rannikumere seire programme jaoks ning mis põhinevad HELCOMi seireprogrammi COMBINE jaoks koostatud juhtmaterjalidel. (http://www.helcom.fi/groups/monas/CombineManual/AnnexesC/en_GB/)

Kvantitatiivsed proovid säilitatakse sügavkülmas kuni nende laboratoorse töötluseni. Proovide sorteerimine toimub laboritingimustes kus kõik proovis olevad liigid määratakse liigini kasutades selleks ka mikroskopeerimist. Sorteeritud proovid kuivatatakse püsiva kaaluni (60 °C 14 päeva jooksul). Kuivatatud proovidest määratakse kuvkaal 0.001 g täpsusega. Andmed sisestatakse Eesti Mereinstituudi andmebaasi kasutatdes standardandmevormi.

Kogutud andmed transformeeritakse geoandmebaasiks ning seostatakse olemasoleva taustainformatsiooniga. Kogutud andmestikku töödeldakse statistiliselt määramaks põhilsis seoseid bioloogilise komponendi ja keskkonnaandmete vahel. Liikide levikukaardid saadakse GIS modelleerimise abil. Kasutuses olev metodoloogia vastab täielult NATURA 2000 inventeerimisnõuetele ja on kasutusel muude merealade kirjeldamisel ja inventeerimisel.

Välivaatluste ja muude admete kirjeldus mida kasutati käesoleva aruande koostamisel (Jaamade asetust vaata Jooniselt 1.):

Katvushinnangud:

2008 - 298 jaama

2006 - 10 jaama

2001 - 9 jaama (Rame laht)

Kokku 317 jaama

Biomassi andmed:

2008. - 74 jaama (proovid kolmes korduses)

2006. - 51 jaama (proovid kolmes korduses)

2003. - 5 jaama (Rame laht)

Kokku 130 jaama



Foto 1. Merepõhja kaardistamisel kasutatud allveevideosüsteem.

Käesolev uuring viidi läbi TÜ Eesti Mereinstituudi merebioloogia osakonna uurimisrühma poolt.

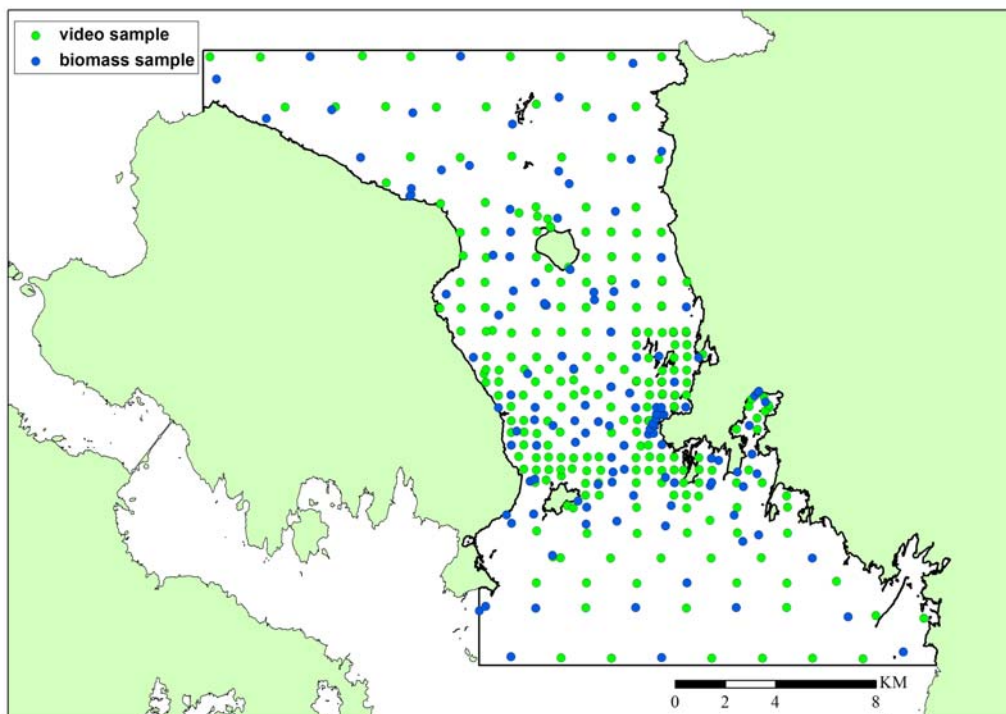
Töörühma liikmed ja nende vastutusala:

Georg Martin	töörühma juht, aruandlus
Teemar Püss	välitööd
Liis Rostin	Proovide laboratoorne töötlemine
Merli Pärnoja	Proovide laboratoorne töötlemine

Anastasiia Kovtun	Proovide laboratoorne töötlemine
Andrei Kante	Välitööd, provide laboratoorne töötlemine
Kaire Kaljurand	välitööd
Kristjan Herkül	GIS modelleerimine



Photo 2. Sukelduja tegemas vaatlusi Suures Väinas (suvi 2008).



Joonis 1. Uurimisjaamade asetus Suure Väina uuringute ajal.

4. Põhjataimestiku levik uurimisalal

Käesoleval ajal on Läänemerest avastatud kuni 442 liiki suurvetikaid (Nielsen et al., 1995). Sarnaselt teiste riimveeliste veekogudega väheneb ka Läänemeres mereliste liikide osakaal soolsuse vähenedes. Üldine pruunvetikate ja punavetikate liigilise mitmekesisuse vähenemine ja rohevetikate osakaalu suurenemine langeva soolsusgradiendi taustal on üldtunnustatud fakt. (Nielsen et al., 1995). Selle soolsusgradiendi ulatuses on liivi lahe bassein kõige väiksema liigilise mitmekesisusega piirkond – ainult 49 liiki suurvetikaid on varem sellest piirkonnast avastatud.

Põhjalik Liivi lahe piirkonna ja Väinamere põhjataimestiku seisundi ülevaade on esitatud Martin 2000 poolt. Esimesed märkmed piirkonna põhjataimestikust pärinevad juba 18ndast sajandist 19 sajandi lõpus ja 20 sajandi alguses muutus see piirkond Euroopa ja Skandinaavia vetikauurijate hulgas väga populaarseks. Liigileidude kohta avaldati teaduslikke materjale aktiivselt kuni 20nda sajandi keskpaigani. Esimesed uuringud olid tavaliselt keskendunud just piirkonna liigilise mitmekesisuse kirjeldamisele. Tollel ajal koguti proovid enamasti kaldalt adruvallidest. 1970ndate algusaastatel avaldati piirkonna põhjataimestiku liikide nimekiri T. Trei poolt tema doktoriväitekirja osana (Trei, 1973). Hiljem on seda nimekirja korduvalt täiendatud (Trei, 1976, 1977, 1991). Oma väitekirjas mainis T. Trei 87 liiki suurvetikaid mis sisaldasid ka sinivetikaliike ning 15 liiki vees kasvavid kõrgemaid taimi. Selle toga oli kaetud mereala Liivi lahe põhjaosast kuni Läänesaarrete avamereni. Liikide nimekirjad põhinesid rohkemal kui 750nel proovil mi solid kogutud rohkem kui 10 aasta jooksul. Mitmed liigilise koosseisu täiendused ja korrektuurid on kättesaadavad töödest mis on avaldatud kuni 1990 ndate aastate alguseni (Kukk, 1993, 1995, Kukk & Martin, 1992; HELCOM 1996).

Kõige värskemad kokkuvõtted piirkonna põhjataimestiku kohta on esitatud Tabelis 1. Siin on koondatud informatsioon eelnevatest uuringutest aga ka käesoleva töö andmed. Liikide koguarv on 69 milledest 12 kuuluvad punavetikate hulkka, 16 pruunvetikate, 21 rohevetikate, 8 mändvetikate ja 12 kõrgemate taimede hulkka. (Sinivetikaid ei ole arvestatud). Selles nimekirjas esinevad liigid mis on leitud nii Liivi lahest kui Väinamere piirkonnast. Käesoleva uuringu käigus määrati kokku 31 liiki Suure Väina piirkonnast.

Tabel 1. Liivi lahe ja Väinamere põhjataimestiuku liikide nimekiri.

Taxa	T. Trei 1973, 1976, 1977	H. Kukk 1993, 1995 Kukk & Martin, 1992	Nielsen <i>et al.</i> 1995	Martin 2000	Käesolev uuring
1	2	3	4	5	6
Punavetikad					
<i>Aglaothamnion roseum</i> (Roth) Maggs & L'Hardy- Halos	-	+	-	+	-
<i>Anfeltia pilicata</i> (Huds.) Fr.	-	-	+	-	-
<i>Ceramium nodulosum</i> (Lightf.) Ducluz.	+	+	-	+	+
<i>Ceramium tenuicorne</i> (Kütz.) Waern	+	+	+	+	+
<i>Chroodactylon ornatum</i> (C.Agardh) Basson	+	+	+	+	
<i>Coccotylus truncatus</i> (Pall.) Wynne & Heine	+	+	+	+	+
<i>Furcellaria lumbricalis</i> (Huds.) Lamour.	+	+	+	+	+
<i>Hildenbrandtia rubra</i> (Sommerf.) Menegh.	+	+	+	+	-
<i>Polyides rotundus</i> (Huds.) Grev	+	+	+	+	-
<i>Polysiphonia fibrillosa</i> (Dillwyn) Spreng.	+	+	+	+	+
<i>Polysiphonia fucoides</i> (Huds.) Grev.	+	+	+	+	+
<i>Rhodomela confervoides</i> (Huds.) Silva	+	+	+	+	-
Pruunvetikad					
<i>Chorda filum</i> (L.) Stackh.	-	-	+	+	-
<i>Dichosporangium</i> <i>chordariae</i> Wollny	-	-	+	-	-
<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i> (Huds.) Grev.	+	+	+	+	+
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	+	+	+	+	-

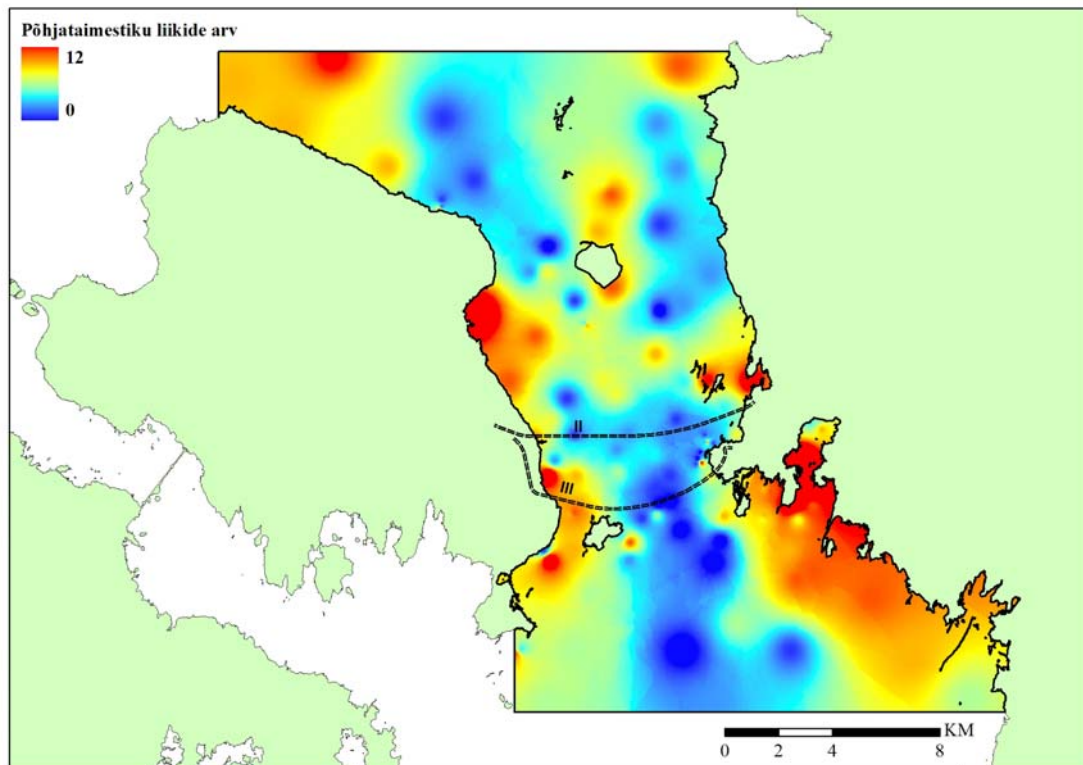
(Dillwyn) Lyngb.					
<i>Elachista fucicola</i> (Velley) Aresch.	+	+	+	+	-
<i>Eudesme virescens</i> (Carmich. Ex Harv. In Hook.) J. Agardh	+	-	+	+	-
<i>Fucus vesiculosus</i> L.	+	+	+	+	+
<i>Myriotrichia clavaeformis</i> Harv.	-	-	+	-	-
<i>Pilayella littoralis</i> (L.) Kjellm.	+	+	+	+	+
<i>Pseudolithoderma subextensum</i> (Waern) Lund	+	+	+	+	-
<i>Ralfsia verrucosa</i> (Aresch.) J. Agardh	-	-	-	+	-
<i>Sphacelaria arctica</i> Harv.	+	+	+	+	+
<i>Sphacelaria plumigera</i> Holmes	+	+	+	+	-
<i>Sphacelaria radicans</i> (Dillwyn) C. Agardh	-	-	+	-	-
<i>Stictyosiphon tortilis</i> (Rupr.) Reinke sensu Rosenv.	+	+	+	+	+
Rohevetikad					
<i>Capsosiphon fluvescens</i> (C. Agardh) Setch. & N. L. Gardner	+	-	+	-	-
<i>Chaetomorpha linum</i> (Müll.) Kütz.	-	+	-	+	+
<i>Chlorochytrium dermatocolax</i> Reinke	-	-	+	-	-
<i>Cladophora fracta</i> (O.F.Müll. ex Vahl) Kütz.	-	+	-	+	-
<i>Cladophora glomerata</i> (L.) Kütz.	+	+	+	+	+
<i>Cladophora rupestris</i> (L.) Kütz.	+	+	+	+	+
<i>Cladophora sericea</i> (Huds.) Kütz.	-	-	+	+	-
<i>Enteromorpha ahleriana</i> Bliding.	+	+	+	+	-
<i>Enteromorpha intestinalis</i> (L.) Link	+	+	+	+	+
<i>Enteromorpha pilifera</i> Kütz.	+	+	+	-	-

<i>Enteromorpha prolifera</i> (O. F. Müll.) I. Ag.	+	+	+	+	-
<i>Monostroma balticum</i> (Aresch. ex Wittr.) Wittr.	-	-	+	+	-
<i>Oedogonium</i> sp.	+	+	-	-	-
<i>Percusaria percursa</i> (C. Ag.) Bory	+	-	+	-	-
<i>Rhizoclonium implexum</i> (Dillwyn) Kütz.	-	-	+	+	-
<i>Rhizoclonium riparium</i> (Roth) Harv.	+	+	+	+	+
<i>Ulothrix flacca</i> (Dillw.) Thur.	-	-	-	+	+
<i>Ulothrix subflaccida</i> Wille	-	+	+	+	-
<i>Ulothrix tenerrima</i> Kütz.	-	+	+	+	-
<i>Ulothrix zonata</i> (Weber et Mohr.) Kütz.	-	-	+	-	-
<i>Urospora penicilliformis</i> (Roth) Aresch.	+	+	+	+	-
Mändvetikad					
<i>Chara aspera</i> Willd.	+	+	+	+	+
<i>Chara baltica</i> Bruz. Em Wahlst.	+	-	+	+	+
<i>Chara canescens</i> Loisel.	+	+	+	+	+
<i>Chara connivens</i> Salzm. Ex A. Braun	-	-	+	-	+
<i>Chara tomentosa</i> L.	-	-	+	+	+
<i>Spirogyra</i> spp.	+	+	+	+	-
<i>Tolypella nidifica</i> (Müll.) Braun.	+	+	+	+	+
<i>Zygnema</i> spp.	+	+	+	+	-
Kõrgemad taimed					
<i>Ceratophyllum demersum</i>					+
<i>Bolboschoenus maritimus</i> (L.) Palla	+	+		-	-
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	+	+		+	+
<i>Najas marina</i> L.	+	+		-	+
<i>Potamogeton filiformis</i> Pers.	+	+		+	-
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	+	+		+	+
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	+	+		+	+
<i>Ranunculus baudotii</i> Godr.	+	+		+	-
<i>Ruppia maritima</i> L..	+	+		+	+
<i>Schoenoplectus lacustris</i> L. Palla	+	+		-	-

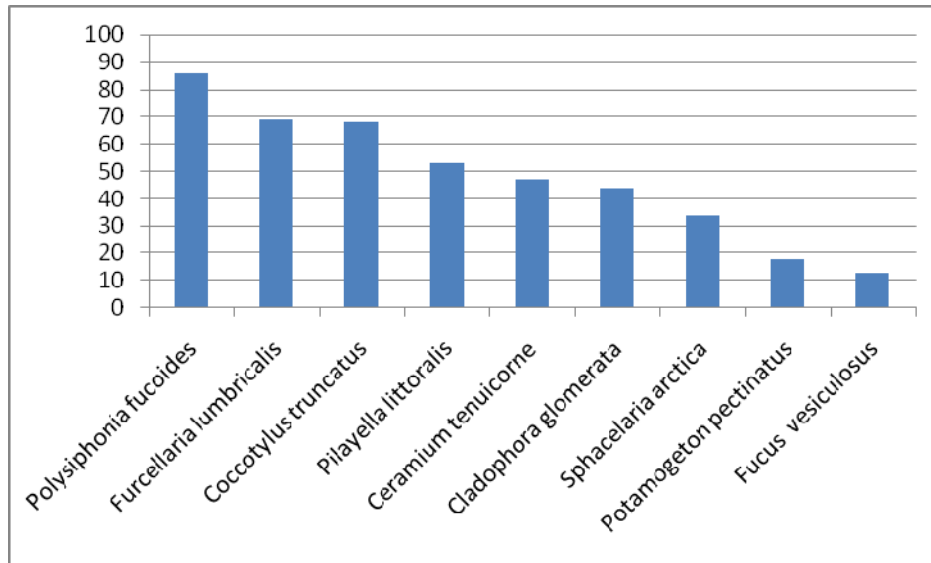
<i>Schoenoplectus tabernaemontanii</i> (C.Ch.Gmel.) Palla	+	+		+	-
<i>Zannichellia palustris</i> L.	+	+		+	+
<i>Zostera marina</i> L.	+	+		+	+
Total	49	50	49	54	31

Käesoleva töö käigus määratud liikide hulkas oli 6 liiki punavetikaid, 5 liiki pruunvetikaid, 6 liiki rohevetikaid, 6 liiki mändvetikaid ja 8 liiki kõrgemaid taimi.

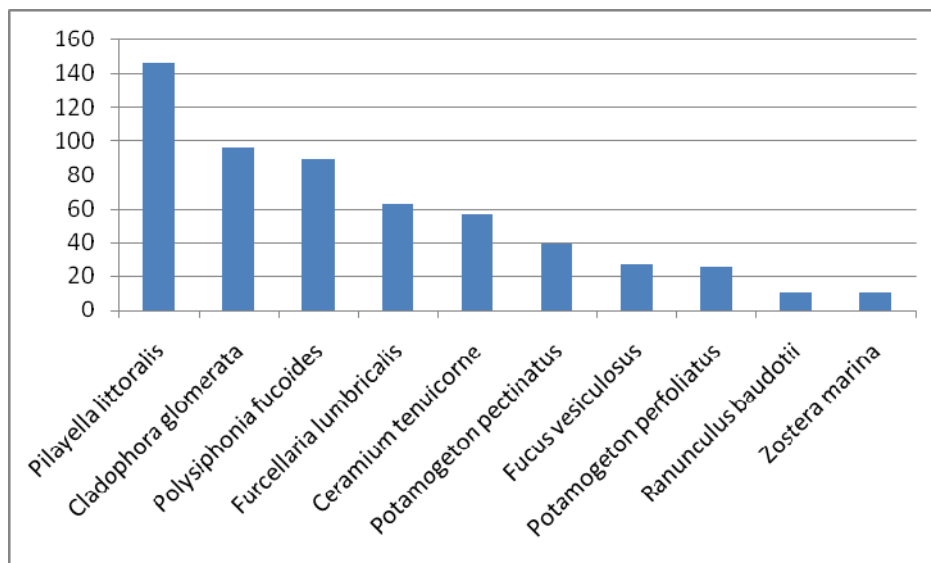
Liikide arv kooslustes varieerus 1 ja 12 vahel. Kõige sagedastemateks liikideks olid niitjad *Polysiphonia fucoides*, *Pilayella littoralis*, *Cladophora glomerata*. Mitmeaastastest liikidest olid kõige sagedasemad punavetikad *Fucrellaria lumbricalis* ja *Coccotylus truncatus* ning pruunvetikatest põisadru - *Fucus vesiculosus*.



Joonis 3. Põhjataimestiku mitmekesisus uurimisalal (liikide arv koosluses).



Joonis. 4. Erinevate liikide leidude arv uurimispiirkonnas (üheksa kõige sagedasemat liiki) biomassi proovidest (kokku 120 kvantitatiivset proovi).



Joonis. 5. Erinevate liikide leidude arv uurimispiirkonnas (kümme kõige sagedasemat liiki) video proovidest (kokku 234 videoproovi).

5. Põhjataimestiku võtmeliikide levik uurimispiirkonnas.

Põhjataimestiku võtmeliikide arv selles Läänemere piirkonnas on äärmiselt piiratud. Kuna looduslikud tingimused seavad siin liikide levikule väga ranged piirid sõltub võtmeliikide koosluste levik eelkõige ökoloogiliste tingimuste kompleksist (soolsus, avatus, põhja substraadi iseloom). Võtmeliikide loend on pärit teaduslikust kirjandusest (Martin 2000, Kautsky 1999). Kuna selle merepiirkonna põhjataimestiku liigiline koosseis on väga piiratud ja looduslikud keskkonnatingimused suhteliselt karmid on mitmel üksikul liigil täita oluline roll rannikumere ökosüsteemis täites võtmefunktsiooni päris mitmes valdkonnas (elupaigatekitaja, aine ja energia ringe võtmeroll jne.).

5.1. Mändvetikad

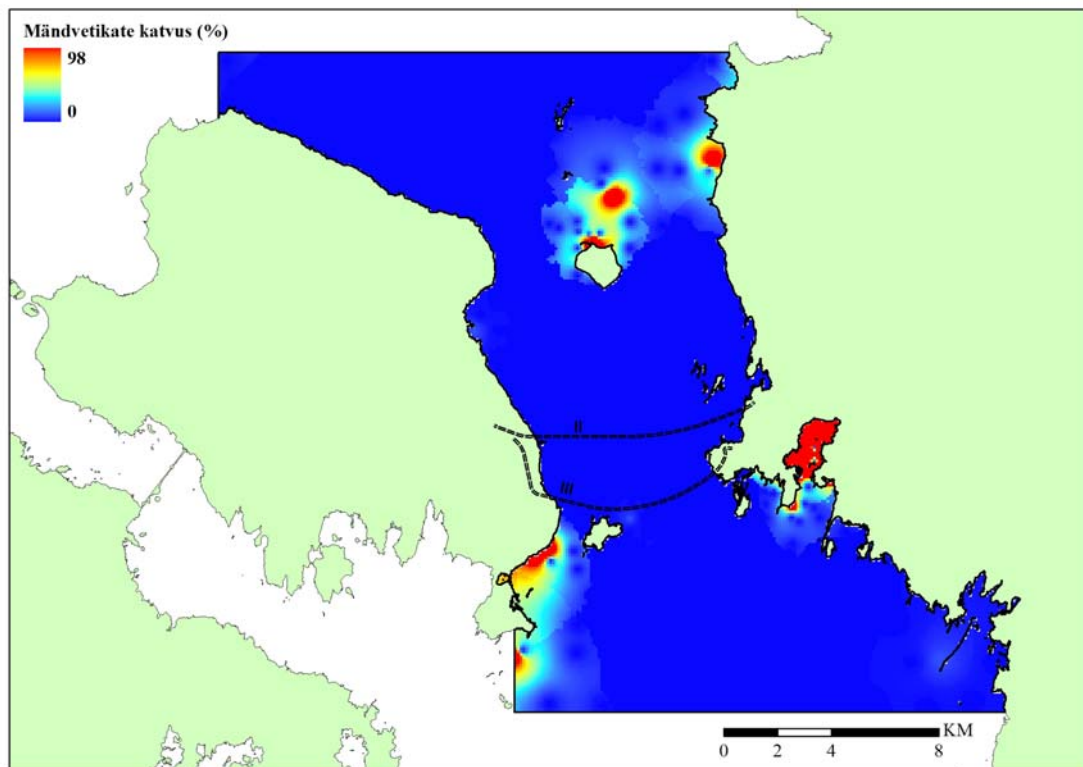
Mändvetikad moodustavad kõrgelt arenenud, unikaalse vetikaterühma mis omab globaalset levikut mage- ja riimveekogudes. Kaasajal on kirjeldatud üle 300 liigi millest hulgas on nii kiireid koloniseerijaid – ajutiste veekogude pioneerasukaid kui ka palju stabiilsema keskkonnaga harjunud like. Mändvetikatel on erinevates ökosüsteemides kanda väga erinevad rollid. Mändvetikate kooslused omavad stabiliseerivat toimet veekvaliteedile vähendades nii füto- kui zooplanktoni arvukust ja toitainete koguseid järvedes (Blindow et al. 2002, van Donk & van de Bund 2002, Nõges et al. 2003). Mändvetika kooslused mängivad väga tähtsat osa toitainete sidumisel madalates järvedest (Kufel & Kufel 2002, Rodrigo et al. 2007). Nad on tähtsaks toitumisahela lüliks kuuludes paljude selgrootute loomade (Matthews et al. 1993, Schmieder et al. 2006), lindude (Noordhuis et al. 2002, Schmieder et al. 2006), kalade ja nende larvide toidubaasi (de Winton et al. 2002, Dugdale et al. 2006). Peale selle moodustavad mändvetikate kooslused efektiivse varjupaiga paljudele veorganismidele (Lindén et al. 2003, Schmieder et al. 2006).

Läänemeres domineerivad mändvetikad pehmepõhjalistes, madalates piirkondades koos vees kasvavate soontaimedega (Mathieson & Nienhuis 1991). Läänemere madalad lähed on tänapäeval ohustatud nii otsese inimkasutuse kaudu kui kaudsete mõjude poolest mis tulenevad valgast (cf. Munsterhjelm 2005). Viimastel aastakümnetel paljude liikide levik ja ohtrus Läänemeres on oluliselt vähenenud (Dekere 2001, Koistinen & Munsterhjelm 2001; Martin 2001; Yousef & Schubert 2001, Sinkevicienė & Jurgilaitė 2001, Schubert & Blindow 2003, Munsterhjelm 2005). See vähenemine on põhiliselt põhjustatud mehaanilise stressi tõttu mis on kombineeritud elupaiga füüsilise hävitamisega ja inimtekkeliste mõjuritega nagu seda on eutrofeerumine (Schubert & Yousef 2001, Yousef & Schubert 2001, Munsterhjelm 2005).

Läänemeres on liikide loomulik levik määratud pigem füüsiliste kui bioloogiliste parameetrite poolest (Bergström 2005). Kõige tähtsamateks keskkonnateguriteks mis määravad suurtaimede leviku Läänemeres on avatus, soolsus, valguse kättesaadavus ja põhja substraat samas need tegurite tähtsus avaldub erinevatel vaatluse skaaladel erinevalt. Läänemere skaalal on kõige tähtsamaks teguriks soolsus mis väljendub põhja-

lõuna ja ida-lääne suunalistes gradientides. Kohalikul skaalal on põhja substraat kombinatsioonis koha sügavusega need tegurid mis määravad ära kohaliku liigilise mitmekesisuse (reviewed by Eriksson & Bergström 2005). Viimased uuringud selles valdkonnas keskenduvad põhiliselt mändvetikate kohastumustele erinevate soolsus ja valgustingimuste kombinatsioonideles (Ritzl 2000, Blindow et al. 2003, Küster et al. 2004) ja samuti mõningatele sette parameetritele (Selig et al. 2007).

Mändvetikaiud leidub kõikjal Läänemeres. Viimasel ajal (alates 1981) on Läänemerest avastatud 12 mändvetikaliiki. Kuigi see arv võib olla ka suurem kuna mändvetikate taksonoomia on väga keeruline ja liikide morfoloogiliste tunnuste varieeruvus väga suur. Paljud mageveeliigid satuvad tihti ka Läänemerre, eriti suuremate jõgede suudmealadel. Paljude liikide puhul (*Chara fragifera* Durieu, *Chara galioides* DC., *Chara polyacantha* A. Braun) võivad varasemad määrangud osutada valedeks või pole hiljem kinnitust leidnud (*Chara hispida* (L.)). Kõige sagedasemaks liigiks Läänemeres on kare mändvetikas *Chara aspera* Willd. *Chara baltica* Bruzelius on samuti laia levikuga. Samas on ainult korra leitud sellist liiki kui *Chara intermedia* A. Braun in A. Braun, Rabenh. & Stizenb. ja *Chara vulgaris* L. Saksa rannikumerest (Schubert & Blindow, 2003). Mändvetikate levikupiirkonna vähanamist ja esinemisparameetrite halvenemist on kirjeldatud paljudest Läänemere piirkondadest. Enamus mändvetikate liikide leviku hääbumisest on kirjeldatud kas Saksa rannikumerest, Rootsist või Hanko poolsaare piirkonnast (Blindow 2000, 2001, Shubert & Blindow 2003, Munsterhjelm 2005). See võib olla põhjustatud nende piirkondade paremast uuritusest aga ka suuremast inimõjust needle piirkondadele.



Joonis 6. Mändvetikate üldkatvuse levik uurimispiirkonnas.

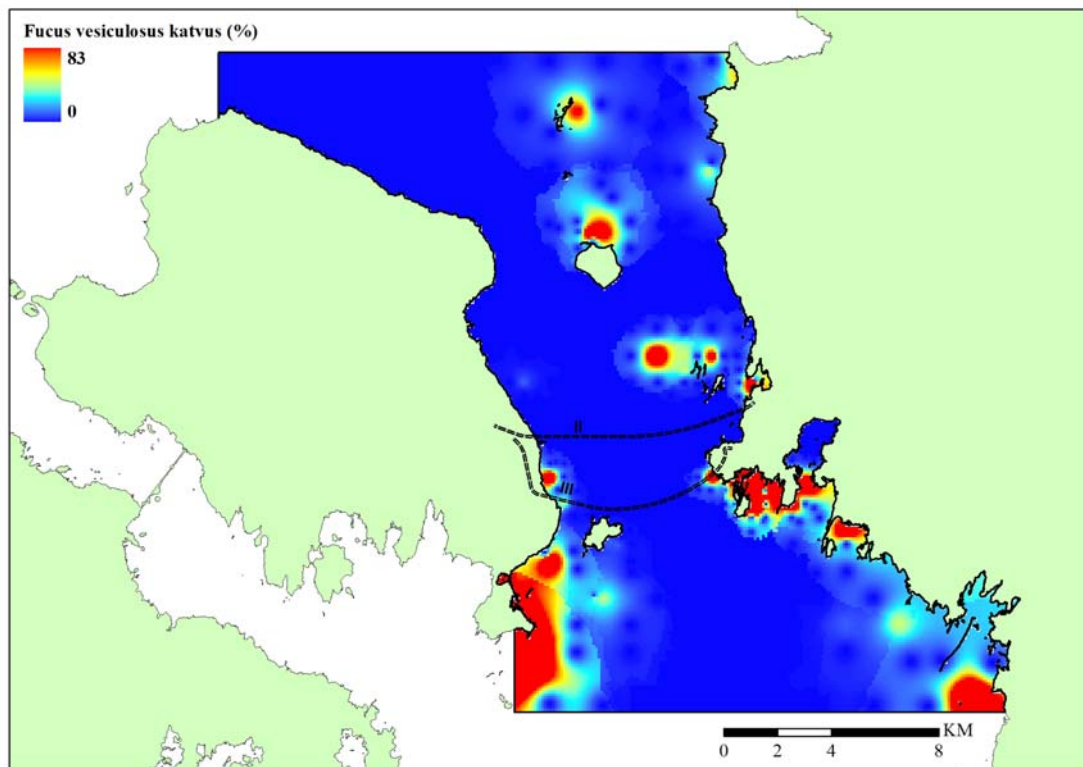
Mändvetikate olemasolul kooslustes on nad tavaliselt ka kõrge katvusega. Meie uurimispiirkonnas olid mändvetikate kõrgemad katvused täheldatud madalas, pehmepõhjalises Rame lahe piirkonnas ning Suure väina keskosa madalates, lainetuse eest kaitstud lahtedes. Kõige suurema katvusega ja biomassiga esinesid kaks liiki ruuge mändvetikas *Chara tomentosa* ja karemändvetikas *Chara aspera*.

5.2. Põisadru (*Fucus vesiculosus* L.)

Põisadru, *Fucus vesiculosus* L., on laialt levinud Arktilises ja kõlmas parasvöötmes (Lüning, 1990). Läänemeres on põisadru levinud üle kogu Läänemere piirkonna ja tihti domineerib põhjataimestikku kõvadel kivistel põhjadel. Põisadru soolsustaluvuspiiriks on soolsus 4 psu lähedal. Madalamal soolsusel suudab taim küll ellu jääda kuid kaotab sigimisvõime. (Rosemarin and Notini, 1996). Kõige madalam soolsus kus seda liiki on kasvamas leitud on 2 psu (Waern, 1952). Kuigi selle liigi soolsusetaluvuse kriteeriumid on üle kogu Läänemere rahuldatud on püsivate koosluste moodustamiseks vajalikud veel kõva substraadi olemasolu ja mõõdukas lainetuse ja jää mehaaniline mõju (Rosemarin and Notini, 1996).

Valgus on tähtsamaid keskkonnategureid mis määrab enamuste põhjataimestiku liikide sügavusleviku (Duarte, 1991; Nielsen et al., 2002). On kindlaks tehtud et põisadru sügavuslevik korreleerub väga hästi vee läbipaistvusega Askö piirkonnas, Läänemere avaosa lääneosas (Kautsky, 1999) ning Soome lahes (Bäck and Ruuskanen, 2000). Epifüütsed liigid hakkavad vohama tavaliselt toitainete ülekülluses mis viib hõljuvate vetikamattide moodustamiseni mis omakorda võib piirata valguse ja hapniku kättesaadavust ka põisadrule. Selline protsess viib tavaliselt põisadru sügavusleviku piiri nihkumisele ülespoole (Duarte, 1995; Lehvo and Bäck, 2001). Ka teised tegurid mis on otseslt või kaudselt inimtegevusega seotud võivad põhjustada põisadru sügavuslevikupiiride nihkumist. Sellisteks teguriteks võivad olla organilise sette hulga kasv mis vähendab põisadru paljunemise efektiivsust (Eriksson and Johansson, 2003), ning seda tegurit võimendab suureskaalaline eutrofeerumine (Wassmann, 1990; Elmgren, 1989; Jonsson and Carman, 1994). Samuti võib ruumikonkurents söödava rannakarbiga põhjustada sama effeckti (Vogt and Schramm, 1991; Kautsky et al., 1986 and references therein). Herbivoorlus on samuti tugevaks levikut piiravaks teguriks, eriti Läänemere lõunaosas.

Põisadru levik uurimisalal on seotud põhiliselt kõva substraadi olemasoluga. Liik esineb tavaliselt kõrgete biomassi ja katvusväärtustega. Enamus liigi biomassist on koondunud piirkonna lõunaossa. Võrreldes muude Väinamere piirkondadega on põisadru tähtsus põhjataimestiku kogubiomassis tunduvalt väiksem. Kogu Väinameres on põisadru üks kõige levinumaid like moodustades kuni 20 % kogubiomassist. Suure väina piirkonnas on tema levik piiratud eelkõige sobiva substraadi puudumise tõttu.

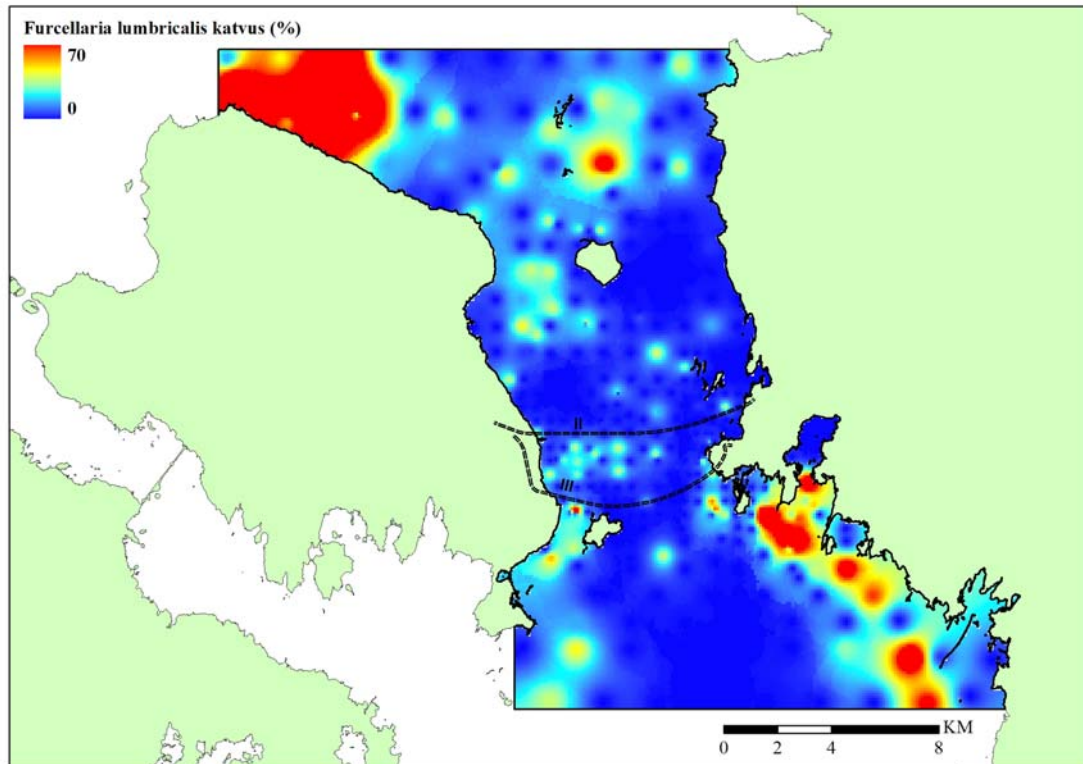


Joonis. 7. Põisadru katvuse levik uurimiskiirkonnas.

5.3. Agarik (*Furcellaria lumbricalis* (Huds.) Lamour)

Läänemeres esinevad vähemalt kaks ökoloogiliselt eristatavat agariku (punavetikaliik *Furcellaria lumbricalis* (Huds.) Lamour) vormi. Selle liigi kinnitunud vorm on väga levinud üle kogu Läänemere moodustades tavaliselt omaette vööndi allpool põisadru vööndit kõvadel põhjadel (Nielsen et al. 1995). Juba üle saja aasta tagasi kirjeldati ka selle liigi mittekinnitunud koosluste olemasolu Läänemere saarestikes (Svedelius, 1901 and references therein). Kinnitumata vormi suuremad kogumid on väga haruldased. Praeguseks ajaks on vaid kolm piirkonda kus suuremates kogustes võib leida just selle liigi kinnitumata vormi. Ühes neist (Puck lath Poola rannikumeres) on see kooslus ka juba kadunud peamiselt saastatuse tõttu (Kruk-Dowgiallo & Ciszewski 1994). Austin (1959) on kirjeldanud samasugusid kooslusi ka Taani vetest Kattegatist. Väinamere piirkonnas esineb seni kõige ulatuslikum selle liigi kinnitumata vormi leiukoht. Siin moodustab kahe punavetikaliigi segukooslus vetikamassi koguses kuni 140 000 tonni ja levib merepõhja pindalal kuni 120 km² (Martin et al. 2006a,b). Seda vetikamassi on kasutatud ka töenduslikult agari tootmiseks juba aastast 1966 igaastaste põõgimahtudega kuni 1000 t märgkaalus. Selle koosluse seisundit on jälgitud regulaarse seire käigus. Koosluse drastiline vähenemine toimus aastatel 1996-1997 pärast mida on koosluse mass ja pindala järkjärgult taastunud. Kinnitumata vetikakoosluse vähenemine toimus tänu ülekasvamisele niitjate vetikate poolt mis takistasid hapniku pääsemist vetikamati alumistesse kihtidesse (Martin & Kukk, 1997a, b, 1998, 1999). Oma füsioloogiliste iseärasuste tõttu võib see liik taluda madalat valguse intensiivsust pikema aja jooksul ning seetõttu levida sügavusesse kus tavaliselt teised liigid ei ulatu. Viimaste seireandmete tuginedes võib väita et see liik levib tavaliselt sügavusteni 6 kuni 10 m absoluutse rekordina 16,5 m. Liik moodustab vööndi allpool põisadru esinemise sügavuspiiri samas selle biomass ei ulatu üle 300 – 400 g/m² kuivkaalus. Kohastumused elama sügavamas vees võimaldab sellel liigil hõivata ka üsna avatud rannikupiirkondi. Sellisteks rannalõikudeks on näiteks Leedu, Poola ja Läti avamererannad kus teised liigid tavaliselt puuduvad hoopis. Selle liigi levikut ohustavad põhiliselt eutrofeerumine ja mehaaniline stress mis tekib näiteks süvendus- ja kaadamistegevuset.

Uurimisalal leidis mõlemat vetikavormi. Kinnitumata vorm domineeris uurimisalal põhjaosas ja kinnitunud vormi leiti väina keskosas madalamas vees.



Joonis 8. Liigi *Furcellaria lumbricalis* katvuse levik uurimisalal.

5.4. Merihein (*Zostera marina* L.)

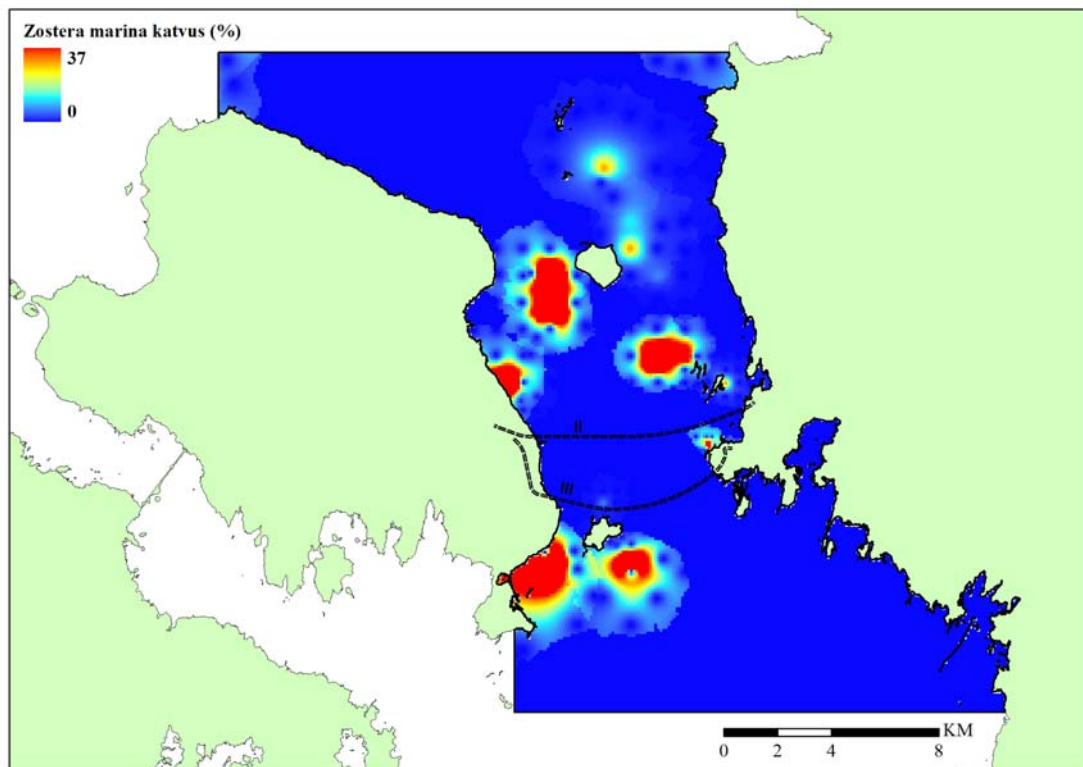
Mererohud on meres kasvavad soontaimed mis on rannikumere ökosüsteemi tähtsaks komponendiks kogu maailmas. 66 teada liigist ainult kaks liiki leiduvad ka Läänemeres ja ainult üks, merihein *Zostera marina* leidub ka Läänemere avaosa põhjapiirini k.a. Eesti rannikumeri. See liik loob põhjaelustikule vajaliku struktuuri ja elupaiga pehmetel põhjadel.

Zostera marina asustab sega ja pehmeid põhjasid mõõduka avatusega rannikumere piirkondades. Lainetuse ja jää mõju ei lase sellel liigilevida malamasse vette (< 2 m) samas kui valguse kättesaadavus seb selle liigi sügavuspiiri.

Liigi sügavuslevik ei sõltu vee soolsuset (Baden & Boström 2001). See pole ka suureks üllatuseks kuna liik talub suurt sooluse vahemikku (5-35 psu, den Hartog 1970). Uuringud mid viidi läbi Läänemere lõunaosas näitasid sama seadupärasust kus liigi sügavuslevik ei sõltunud vee soolsusest vaid hoopis vee läbipaitsvusest (Greve & Krause-Jensen 2003). Samas madalam soolsus mõjutab liigi paljunemise kirust ja efektiivsust kus madalamatel sooslustel paljuneb see liik vaid vegetatiivselt (Reusch et al. 1999). Läänemere lõunaosas aga on paljunemine seemnetega põhiliseks levikumehanismiks (Nielsen & Olesen 1994).

Meriheina levikus on ajaloo jooksul toimunud suuri muudatusi. Läänemere lõunaosast kadus see liik 1930ndatel aastatel viirushaiguse tõttu. Enamustes piirkondades pole selle liigi leviku ulatus taastunud. Liik on kadunud Poola, Leedu ja Läti rannikuvetest. Liigi levik võib varieeruda suures ulatuses. Samas seireandmete puudulikkuse tõttu on tänapäeval raske anda hinnang selle liigi levikule Läänemeres. Liiki ohustavad nii looduslikud kui inimtekkelised tegurid, nende hulgas eutrofeerumine ja merepõhja mehaaniline häirimine.

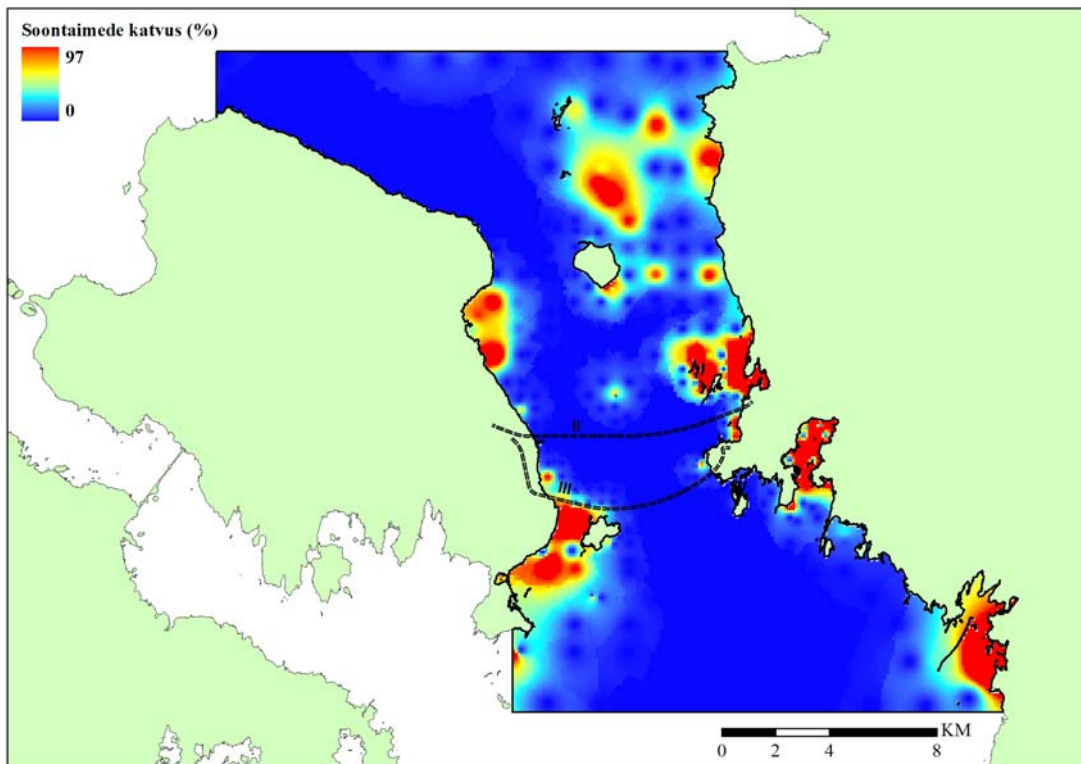
Uurimispiirkonnas esines liik mitmepool Suure väina keskosas. Liigi katvus oli enamasti väike.



Joonis. 9. Meriheina (*Zostera marina*) katvuse levik uurimisalal.

5.5. Kõrgemad taimed.

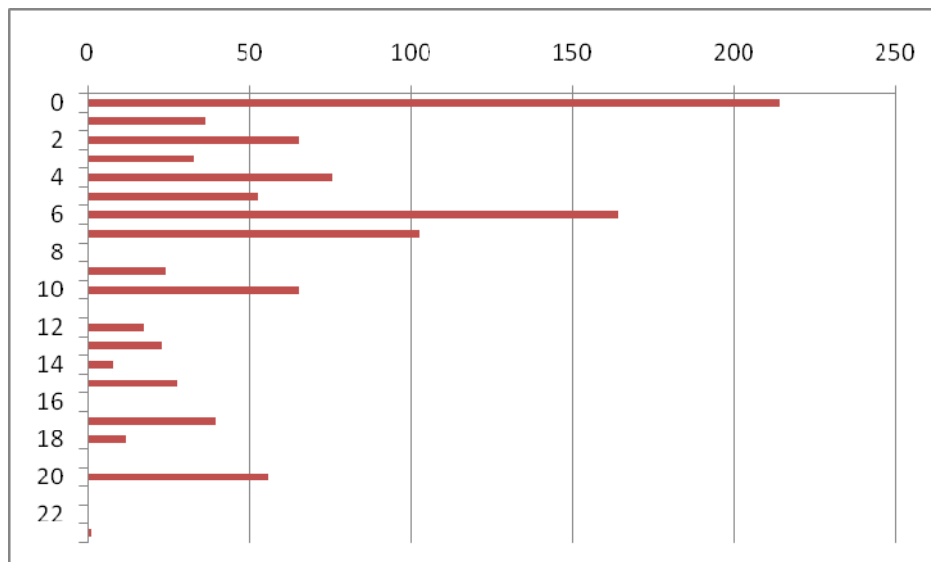
Läänemere põhjaosa soolsustingimustes satuvad paljud muidu mageveelised kõrgemate taimede liigid kasvama ka merevette. Väinameri on selliste liikide leviku jaoks väga sobiv keskkond. Enamasti asustavad need liigid pehmpõhjalisi kaitstud lahtesid. Uurimisalal enamus nedest liikidest leidusid Suure väina pehmpõhjalisis lääneosas. Samas leidusid ka üksikud alad kus nende liikide katvused ulatusid päris kõrgele ka ala keskosas.



Joonis 10. Kõrgemate taimede katvused uurimisalal.

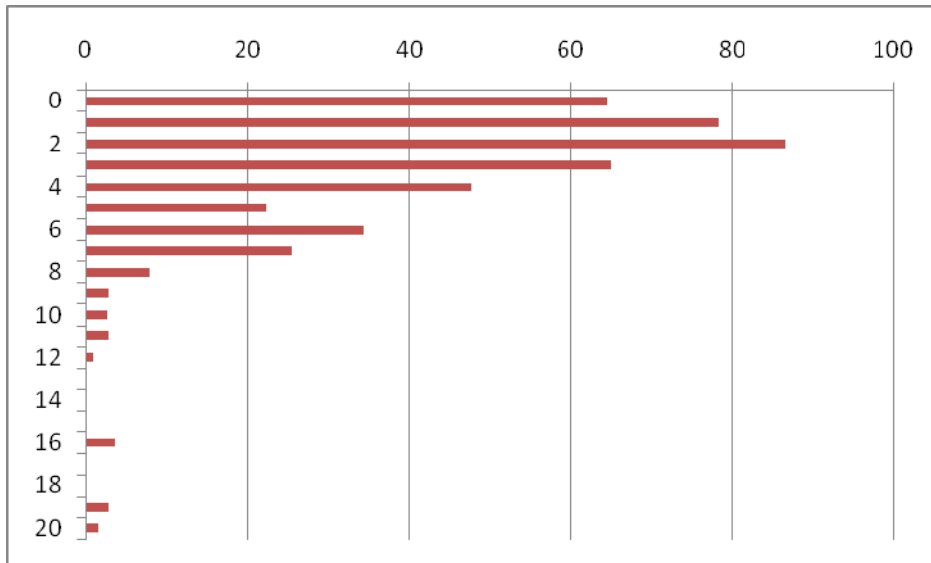
6. Merepõhjataimestiku koosluste levik

Põhjataimestiku koosluste levik uurimispiirkonnas jälgis Lääne Eesti rannikumere jaoks varem kirjeldatud seaduspärasusi (Martin 2000). Kõrgeim biomass on koondunud sügavusprofiili madalamasse ossa kus enamuse moodustavad mändvetikad ja kõrgemad taimed. Keskmistes sügavustes on põhjataimestiku koosluste biomass mõnevõrra madalam (tunduvalt madalam kui avatud randade puhul) ja siin on biomassi maksimum moodustatud kas niitjate vetikate või mõnel juhul meriheina koosluste poolt. 6 m sügavusel on biomassi maksimum määratud siin esineva kinnitumata agarikukoosluse poolt. Biomass sügavamal kui 8 m on tavaliselt pärit kinnitumata vetikamaterjalist, mis ökoloogilist tähtsust enam ei oma.



Joonis 11. Põhjataimestiku biomassi sügavuslevik uurimisalal (g/m^2).

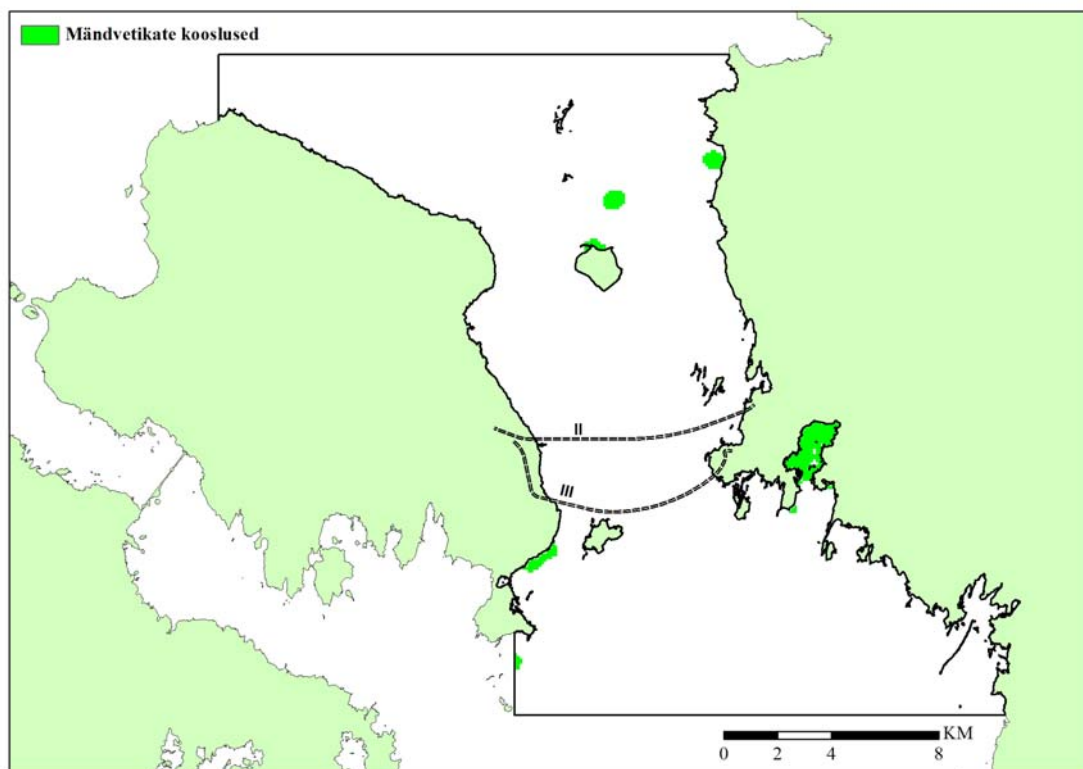
Depth distribution of phyto-benthic coverage show more classic pattern. The highest coverage values are observed in the depth just below the surface where the light conditions are the best. Coverage values constantly decline up to depth of 8-10 m where the depth limit for attached vegetation is observed in this area. Deeper coverage is formed by loose algae material.



Joonis 12. Põhjataimestiku katvuse sügavuslevik uurimisalal (%).

6.1. Mändvetikakooslused

Mändvetikakooslused esinesid uurimisalal vaid üksikutes piirkondades. Kõige liigirikkamad ja lopsakamad mändvetikakooslused leiti Rame lahe piirkonnast. Siin kirjeldati ruuge mändvetika biomassi kui 1 kg /m² kohta. Kareda mändvetika ja balti mändvetika kooslusi leidis ka mitmel pool piiratud aladel suure väina põhjaosas ning madavaeelises lõunaosas Muhu saareranniku lähedal. Võrreldes Väinamere muude aladega on mändvetikate kooslused siin vähem arenenud.



Joonis 13. Mändvetikakoosluste levik uurimisalal.

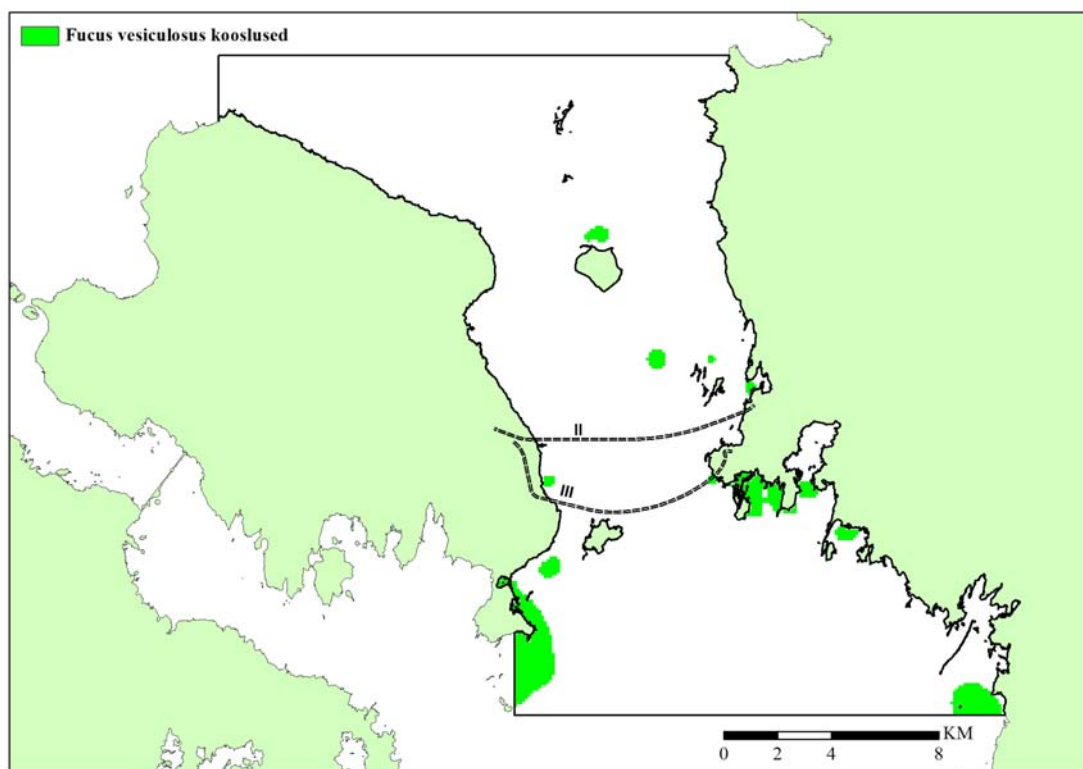


Foto 3. Balti mändvetikas (*Chara baltica*) Suure väina põhjaosas. Sügavus 0.8 m.

6.2. Põisadru (*Fucus vesiculosus*) kooslused.

Põisadru kooslused on erinevate kalaliikide tähtsaks kudemis ja toitumisalaks. Põisadru kooslusi peetakse tähtsamateks elupeigaloojateks Läänemere kõvadelpõhjadel footilisis tsoonis.

Põisadru koosluste levik uurimisalal oli seotud põhiliselt sobiva substraadi olemasoluga sügavusvahemikus 1-6 m. Kuna sobivat substraati uurimislal napid pole ka põisadru kooslused kuigi levinud. Põisadru kooslusi leiti enamasti avatud rannikulõikudel mõlemal pool kogu Suure väina ulatuses.



Joonis 14. Põisadru koosluste levik uurimisalal.



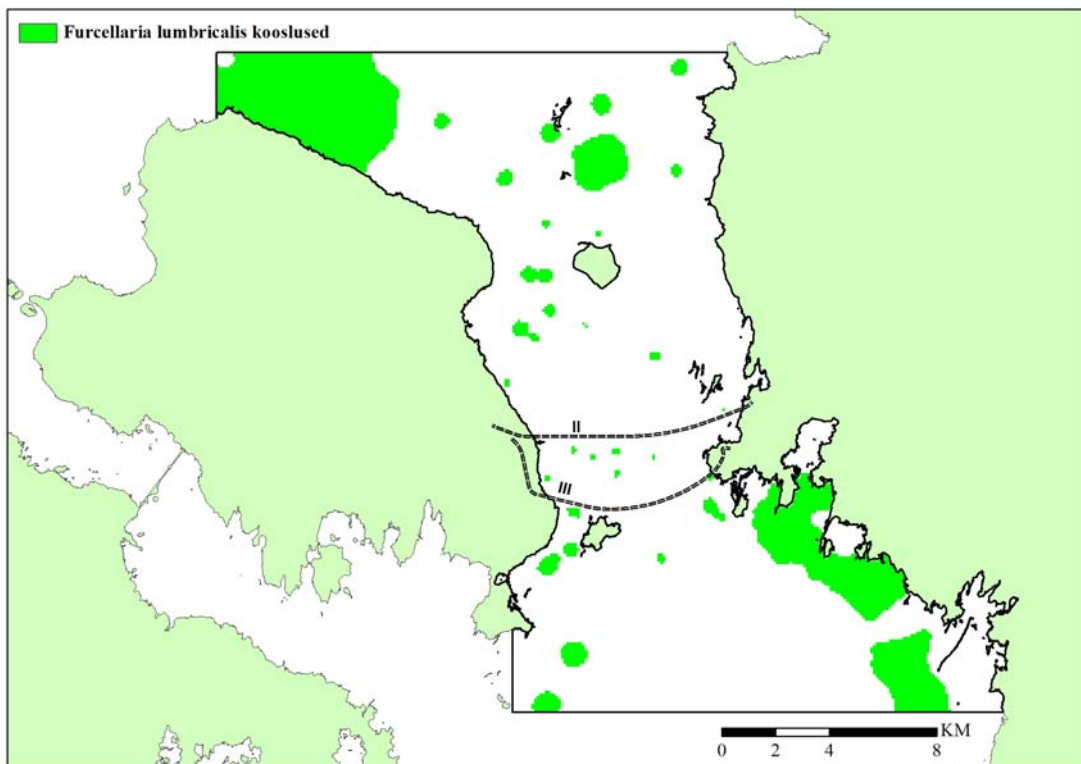
Foto 4. Põisadru (*Fucus vesiculosus*) kooslus Suures väinas 1 m sügavusel.



Foto 5. *Chorda filum* kasvamas koos põisadruga Suure väina kõval substraadil. Sügavus 1,2 m.

6.3. Agariku (*Furcellaria lumbricalis*) kooslused

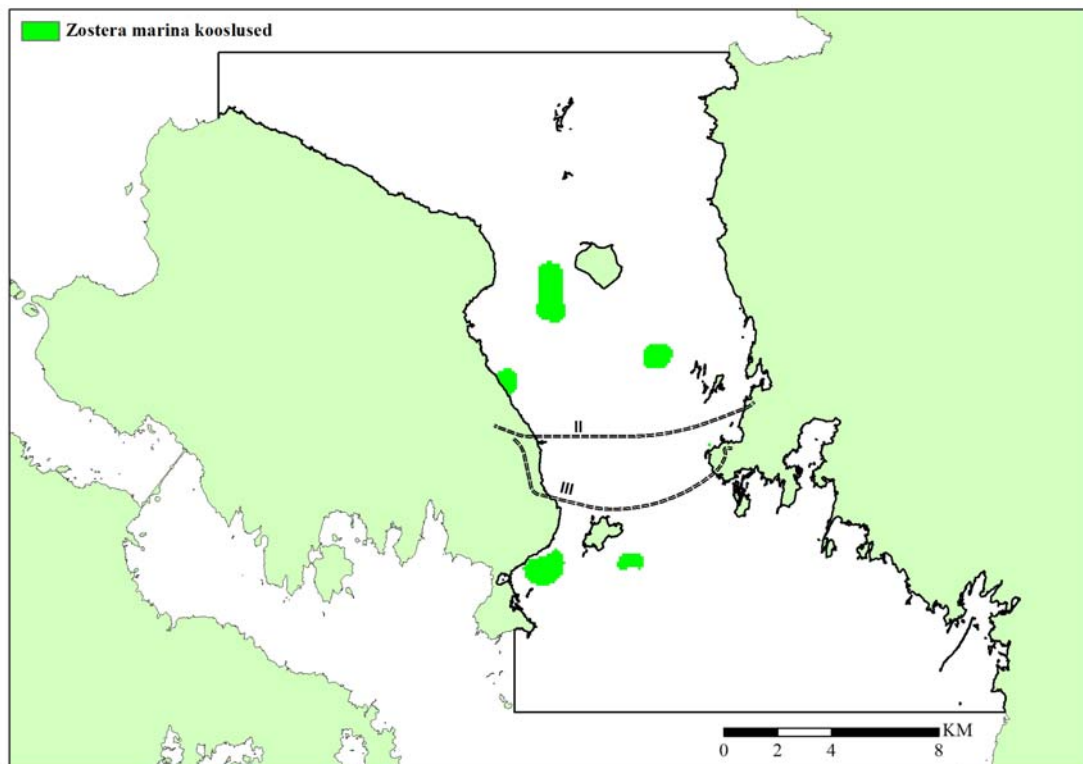
Suures väinas esinesid agarikukooslused eelkõige väina põhjaosas. Siia ulatus Kassari lahes leviv kinnitumata punavetikakooslus mida kantakse hoovuste ja tuulte mõjul oma põhilisest levikualast eemale. Kinnitumata agarikukooslus moodustas suure biomassi segapõhjadel sügavusvahemikus 5-6 m. Kinnitunud agarikukooslused esinesid vaid mõnes üksikus kohas uurimislal lõunaosas.



Joonis 15. Agarikukoosluse levik uurimislal.

6.4. Meriheina (*Zostera marina*) kooslused

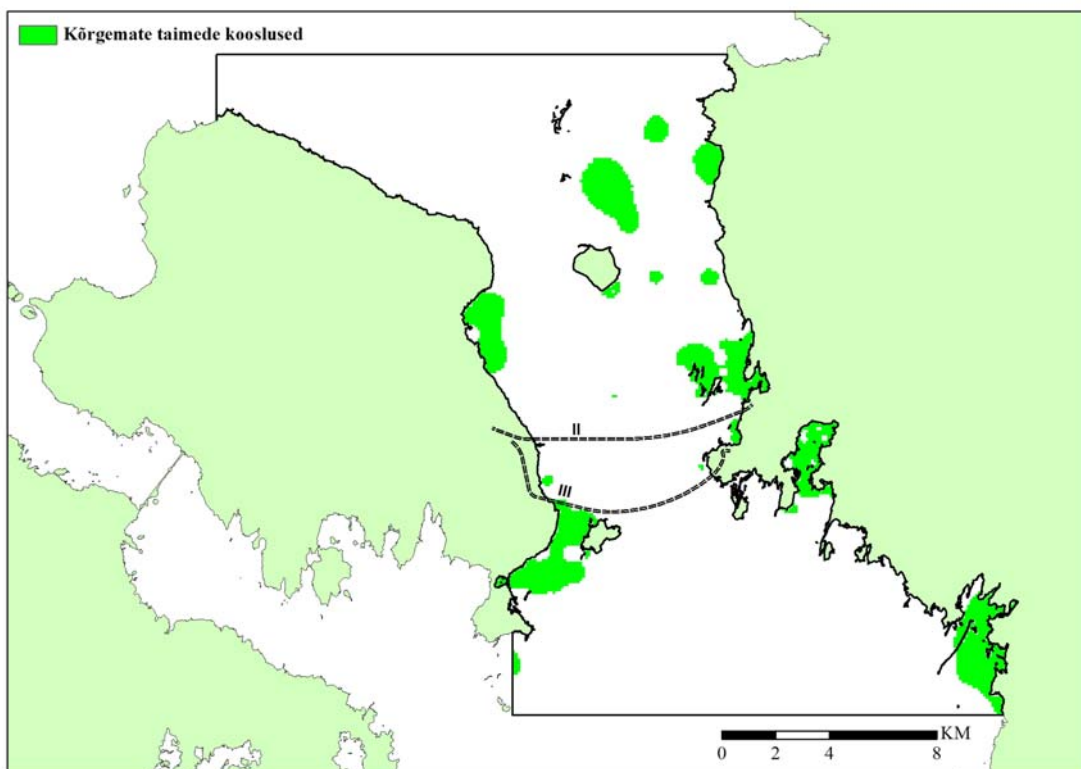
Uurimisalal leidsid meriheina kooslused üksikute laikudena põhiliselt Suure väina keskosas. Kuna see liik asustab pehmeid põhjasid ja on võimeline tolereerima ka suhteliselt tugevat vee liikumist on tema koosluste levikuks sobivad tingimused just väina keskosas kus sügavus on suurem kui 1-2 m. Meriheina kooslused olid reeglina väga heas konditsioonis (vähe epifüüte, suur biomass) ja selle tihedus ulatus 400-800 leheni /m².



Joonis 16. Merihenina (*Zostera marina*) koosluse levik uurimiskiirkonnas.

6.5. Kõrgemate taimede kooslused.

Kõrgemate taimede kooslusi leiti kogu uurimisala ulatuses. Need kooslused asustasid valdavalt kõige madalamaid, lainetuse eest varjatud lahesoppe kus leidis kas sega- või pehmet põhjasubstraati. Need kooslused asuvad tavaliselt veidi sügavamal kui määndvetikate kooslused. Liigilise mitmekesuse moodustavad mitmed kõrgemate taimede liigid ja mõned niitjad rohe- ja pruunvetikad.



Joonis 18. Kõrgemate taimede koosluste levik uurimisalal.



Foto 6. *Potamogeton perfoliatus* Suures väinas sügavusel 1,6 m.



Foto 7. *Ruppia maritima* Suures väinas. Sügavus 1m.

7. Hinnang põhjataimestiku ohustatud liikide levikule ja seisundile

Ükski uurimispiirkonnast leitud põhjataimestiku liigist ei kuulu Eesti seadusandluse kohaselt kaitstavate liikide nimistusse.

Piirkonna põhjataimestikus ei leitud ühtegi EL Loodusdirektiivi Lisadesse kuuluvat liiki.

5 piirkonnast avastatud liiki kuuluvad HELCOMi ohustatud ja hääbuvate liikide nimistusse. Need on mändvetikad sile mändvetikas (*Chara connivens*), ruuge mändvetikas (*Chara tomentosa*), pruunvetikas põisadru (*Fucus vesiculosus*), punavetikas agarik (*Fucellaria lumbricalis*) ja soontaim merihein (*Zostera marina*). Kolm nendest liikidest olid ka uurimisalal enamlevinud liikide nimekirjas.

HELCOMi ohustatud ja hääbuvate liikide nimistusse kuulumine ei too iseenesest kaasa mingeid looduskaitsemeetmeid. See liikide nimistu loodi Läänemere keskkonnakaitse komisjoni poolt näitamaks Läänemere ökosüsteemi toimimise seisukohalt tähtsate, inimtegevuse poolt ohustatud liikide seisundit. Nimekirjal on soovituslik funktsioon pööramiseks liikmesriikide tähelepanu eriti tähtsatele ohustatud liikidele.

3 piirkonnast leitud liiki kuuluvad Eesti Punasesse Raamatusse. Need on *Chorda filum*, *Tolypella nidifica* and *Chara connivens*. Kõigi nende liikide levik on tänapäeval suhteliselt laialdane. *Chorda filum* ja *Tolypella nidifica* esinevad kogu eesti rannikumere ulatuses. Ainult *Chara connivens* on piiratud levikuga ainult Väinamere piirkonnas.

Kõikide mainitud liikide seisund on uurimisalal praegusel hetkel soodne. Nende liikide levikut määravad vaid looduslikud tegurid, inimtegevuse mõju nendele liikidele on käesoleval hetkel väga minimaalne ja avaldub vaid kaudsete mõjude kaudu. Ainsaks inimtegevuse mõjupiirkonnaks käesoleval hetkel võib pidada olemasolevate sadamate vahetut ümbrust (50-100 m).

8. Püsiühenduse mõju hinnang.

8.1. Võimalike mõjude kirjeldus eri alternatiivide puhul.

Sillad

Silla ehitus ja eksploateerimine mõjutaks piirkonna põhjataimestikku, eriti rannikulähedastes piirkondades. Sillaehitus mõjutab põhjataimestiku kooslusi läbi: Elukeskkonna füüsilise hävimise ehitustegevusega häiritud merepõhja vahetus läheduses Ehitustegevusest suurenenud vee hägususest tingitud vee läbipaistvuse alanemise tõttu, mis võib mõjutada fotosünteesi ja põhjustada teatud liikide hävimise. Arvestades olemasolevaid prognoose ei avalda ehitusjärgsed vee tsirkulatsiooni muutused oluliselt mõju põhjataimestikule.

Tunnel

Merepõhja alla rajatud tunnel, mille ehitamise käigus ei paisata veesambasse täiendavalt põhjaseteid ei mõjutada põhjataimestiku kooslusi.

Laevaliiklus

Laevaliikluse jätkamine praegusel tasemel ei lisa uut mõju põhjataimestiku kooslustele ning säilivad vaid häiritud alad sadamate vahetus läheduses

Laevaliikluse intensiivistamine

Laevaliikluse intensiivistamine võib suurendada praegust sadamate mõjuala aga ilmselt on selle mõju siiski piiratud.

8.2. Mõjude ennustamine

Silla ehitusaegsed mõjud

Silla ehituse aegsed mõjud sõltuvad süvendus ja kaadamistööde mahust, sillatugede püstitamiseks häiritava merepõhja pindalast ning ehitustegevuse kestusest ja ajastatusest. Suve teisel poolel ja sügistalvisel ajal läbiviidavad tööd avaldavad kõige väiksemat mõju piirkonna põhjataimestikule.

Silla ehitusjärgsed mõjud

Olulised mõjud puuduvad. Sillatugede näol tekib piirkonda uut kinnitumissubstraati ja on oodata nn riffieffekti mis võib suurendada teatud liikide biomassi ja ka liigilist mitmekesisust. Samas see efekt piirkonna kogubiomassile pole eriti märkimisväärne.

Tunnel

Otsesed ja kaudsed mõjud puuduvad.

Laevaliiklus

Mõjud on seotud õlireostuse jms. ekstreemsete sündmustega. Normoludes olulised mõjud puuduvad.

8.3. Mõju hindamine

Silla ehitusaegsed mõjud

- Silla ehitusjärgne mõju ulatub hinnanguliselt sillast kuni 15 km põhja-lõuna suunas (hinnangu aluseks on käesoleva projekti jaoks läbiviidud sedimenttranspordi uuring). Mõjud on tugevamad ja püsivamad seal, kus pärast ehitustegevust muutuib põhjasubstraadi iseloom (pehme substraadi asemele tekib kõva substraat ja kõva substraat mattub pikemaks ajaks pehme settega. Põhjataimestiku biomass võib suureneada niitjate oportunistlike liikide arvelt 15 km raadiuses tööde läbiviimise piirkonnas. Biomassid püsivad kõrged ühe vegetatsiooniperioodi jooksul.
- Kui ehitustegevuse käigus muudetakse põhja iseloomu, siis mõjud on püsivad st. Põhjataimestiku kooslused neil aladel ei taastu. Uued kooslused on tõenäoliselt liigivaesemad ja väiksema looduskaitse väärtusega.

Silla ehitusjärgsed mõjud

- Olulised mõjud puuduvad.

Tunnel

- Otsesed ja kaudsed mõjud puuduvad.

Laevaliiklus

- Mõjud on seotud õlireostuse jms. ekstreemsete sündmustega. Õlireostuse esinemisel hävivad mitmeaastased liigid.

8.4. Alternatiivide reastus sobivuse järgi.

1. Tunnel
2. Laevaliikluse praegune tase
3. Laevaliikluse intensiivistumine
4. Silla alternatiiv II
5. Silla alternatiiv III

9. Väärtuslike põhjaelupaikade ja Loodusdirektiivi lisa I elupaigatüüpide levik Suure Väina piirkonnas

9.1. Loodusdirektiivi Lisa I elupaigatüüpide levik Suure väina piirkonnas

Tegemist on EL Loodusdirektiivi lisa I Euroopa Liidu poolt oluliseks peetud elupaigatüüpidega, mille kaitsmine eeldab spetsiaalsete loodushoiualade rajamist kaitstavate objektide loeteluga ja nende elupaikade eestikeelsete kirjeldustega. Kõikide Pakrineeme merealal esinevate Loodusdirektiivi lisa I esitatud mereelupaigatüüpide kohta on antud lühikirjeldus koos levikukaartidega. Praktilise looduskaitse seisukohast on selle klassifikatsioonisüsteemi puuduseks peetud klassifikatsiooniühikute liiga üldist detailsuse astet. Praktilises looduskaitstes on enamasti vajalik suurem detailsuse aste (koosluste ja populatsioonide tase).

Eesti rannikumeres leiduvad EL Loodusdirektiivi elupaigad (eestikeelne nimetus: Paal, 2007):

- 1110 Mereveega üleujutatud liivamadalad
- 1130 Jõgede lehtersuudmed
- 1140 Mõõnaga paljanduvad mudased ja liivased laugmadalikud
- 1150 Rannikulõukad
- 1160 Laiad madalad abajad ja lahed
- 1170 Karid

Loodusdirektiivi Lisa I elupaigatüüpide definitsioonide kohaselt leidub Suure Väina piirkonnas 4 elupaigatüüpi: 1) mereveega üleujutatud liivamadalad (1110); 2) karid (1170) ; 3) mõõnaga paljanduvad mudased ja liivased laugmadalikud (1140) ja Jõgede lehtersuudmed (1130). Elupaigatüüpide leviku määramisel kasutati olemasolevat geoloogilist ja batümeetrist informatsiooni ja samuti välitööde käigus kogutud

bioloogilist andmestikku. Kõige laiema levikuga uuringuala piires osutusid kaks elupaigatüüpi: karid (1170) kogupindalaga 33,41 km² ja liivamadalad (1110) kogupindalaga 31,07 km² (Tabel 2).

Tabel 2 Loodusdirektiivi elupaigatüüpide pindalad uuringualas

elupaigatüüp	pindala (km ²)	Osakaal	pindala
		elupaigatüüpidest (%)	uuringualast (%)
Liivamadalad (1110)	33,41	45,74	10,82
Karid (1170)	31,07	42,54	10,06
Liivased ja mudased laugmadalikud (1140)	6,27	8,58	2,03
Jõgede lehtersuudmed (1130)	2,29	3,14	0,74
	<i>kokku</i>	<i>73,04</i>	<i>100.000</i>
	<i>Kogu uuringuala pindala</i>	<i>308,85</i>	

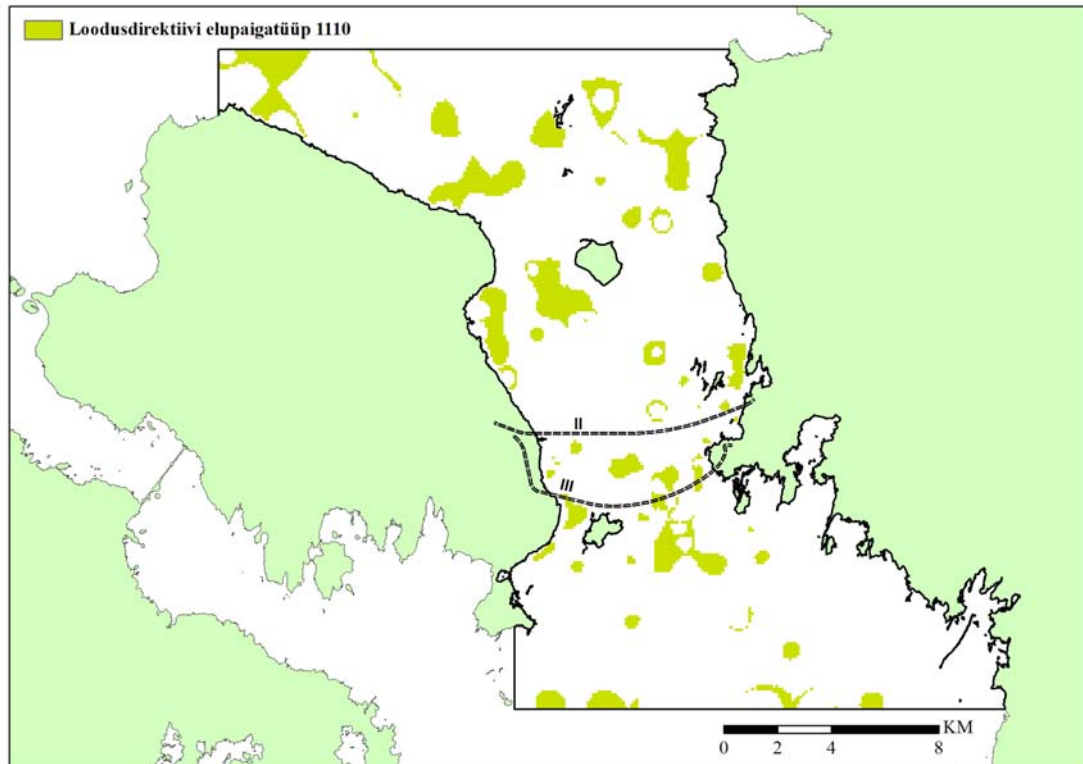
Elupaigatüüp 1110 “Mereveega üleujutatud liivamadalad” (elupaigatüübi levik uurimisalal on näidatud joonisel 19). Vastavalt 2007 aasta definitsioonile on selle elupaigatüübi puhul tegemist erineva kujuga merepõhjast eristuva, valdavalt liivastest setetest koosnevate moodustistega. Peale liivase sette võib põhja substraadi hulka kuuluda ka jämedamat fraktsiooni kuni kruusa ja kivideni välja. Juhul kui liivane sete katab kõvemat substraati kas peenema või paksema kihina, klassifitseeritakse sellised põhjad samuti liivamadalateks, juhul kui settes esinevad liivamadalatele omased bioloogilised kooslused. Liivamadalaid iseloomustab iseloomuliku elustiku olemasolu, millele Läänemere tingimustes vastab kõrgemate taimede, mändvetikate ja arvukate karbipopulatsioonide esinemine. Tavaliselt ei ulatu liivamadalad sügavamale kui 20 m, kuid definitsiooni järgi võib sügavus olla ka suurem, kui settes esinevad liivamadalatele iseloomulikud kooslused. Seega uue definitsiooni järgi on määravaks peamiselt vaid kaks faktorit: sette koostis (peab domineerima liivane sete) ja iseloomulik bioloogiline komponent.

Tunnustaimed: Elupaigatüübile on iseloomulik suhteliselt taimestikuvaeste koosluste olemasolu. Kuna elupaigatüüp esineb enamasti hüdroloogiliselt aktiivsetes piirkondades, siis on ka kinnitunud põhjataimestiku esinemine tavaliselt raskendatud. Kui põhjataimestik esineb, siis on ta esindatud kõrgemate veetaimede või harvem mändvetikate kooslustega. 2007 aasta juhendi järgi on liivamadalatele iseloomulikud meriheina, penikeelte, *Ruppia* sp. ja mändvetikate kooslused.

Tunnusloomad: kuna tegemist on tavaliselt aktiivsete põhjadega on sessiilne põhjaloomastik tavaliselt suhteliselt liigi ja biomassivaene. Tüüpilisemateks liikideks on balti lamekarp, liivauurikkarp ja südakarp.

Kaitsestaatus: osaliselt kaetud olemasolevate hoiualade poolt (Nt-ks Nõva-Osmussaare hoiuala). Avamere liivamadalad hetkel ilma kaitsestaatuseta.

Ohustatus: Üldiselt mitte ohustatud. Ohuks eelkõige otsene inimtegevus (süvendamine, kaadamine).



Joonis 19. Loodusdirektiivi elupaigatüübi 1110 levik uurimisalal.

Elupaigatüüp 1170 “Karid” (elupaigatüübi levik uurimisalal on näidatud joonisel 20). Loodusdirektiivi mõistes (2007 aasta täpsustatud definitsioon) on karide näol tegemist merepõhjust litoraali või sublitoraali kerkivate reeglina kõvast substraadist moodustunud pinnamoodustistega. Selle elupaigatüübi sügavusleviku määramisel ei kasutata enam kindlat sügavuse parameetrit, vaid elupaigatüübi olemasolu määratakse ära iseloomulike bioloogiliste koosluste tsoneeringuga. Iseloomulikeks liikideks on Läänemere tingimustes välja toodud *Fucus vesiculosus*, *Furcellaria lumbricalis*, *Mytilus trossulus*, *Dreissena polymorpha* ja *Balanus improvisus* esinemine. Karisid asustavat elustikku iseloomustab äärmiselt kõrge bioloogiline produktiivsus ja dünaamilised keskkonnatingimused.

Eesti rannikumeres esineb antud elupaigatüüp harvem võrrelduna liivamadalatega. Enamasti on teda leida moreense päritoluga merepõhja seljandike piirkonnas ning veealuste paepaljandite puhul.

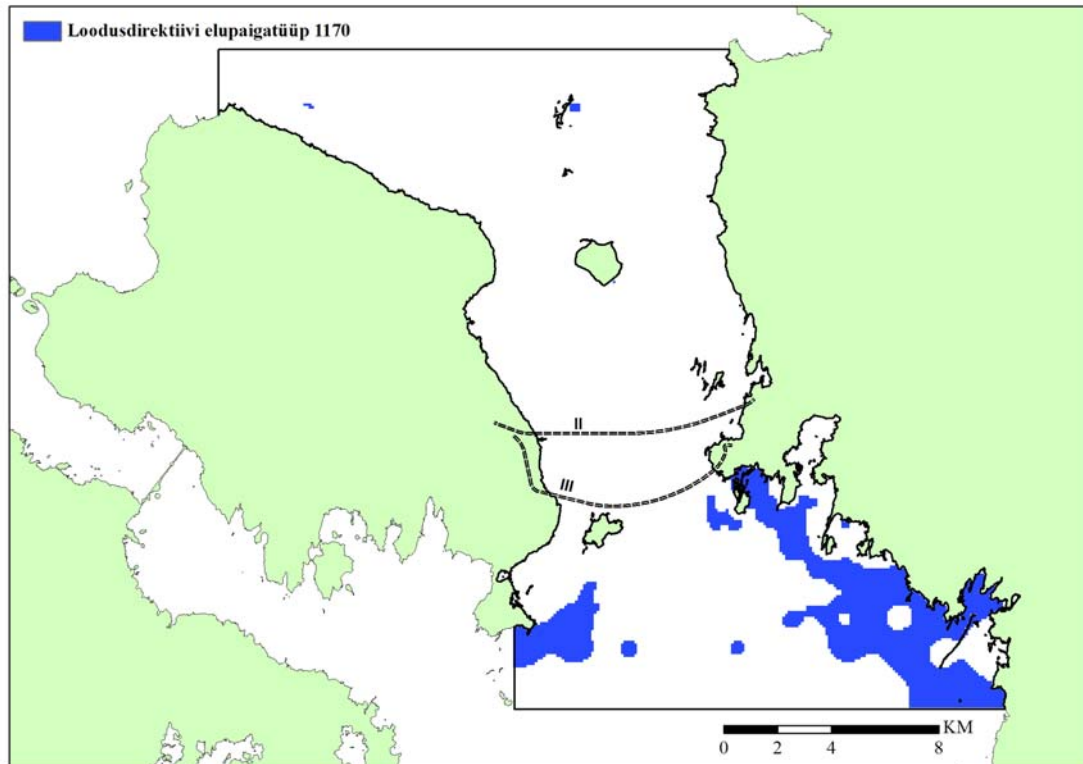
Eestis kuuluvad karide elupaigatüüpi rannikumere rahnuderikkad alad või aluspõhjakivi-meist merepõhjakõrgendikud, mis paguvee ajal võivad ulatuda üle veepinna. Eestis tuleb selle elupaigatüübi alla arvata ka mõnede saarte ümbruses (Osmussaar, Pakri ja Vaika saared) esinevad enam-vähem sileda pealispinnaga ning astmeliselt sügavamale laskuvad kaljurahnud.

Tunnustaimed: Põhjataimestiku moodustavad põhiliselt erinevad pruun- ja punavetikate kooslused. Kui valgustingimused (sügavus) võimaldavad, siis areneb sublitoraalis kõrge biomassiga ja liigilise mitmekesisusega põisadru kooslus. Põisadru võõndist sügavamal leidub siin tavaliselt ohtralt kinnituvat agarikku või söödavat rannakarpi.

Tunnusloomad: Selgrootutest võib leida kividel vetikate vahelt ja sügavamatest piirkondadest söödavat rannakarpi *Mytilus trossulus* ja rändkarpi *Dreissena polymorpha*. Põisadru kooslustes elab hulgaliselt liikuvaid põhjaloomi – kirpvähid *Gammarus* spp., müsiidid *Neomysis integer*, *Praunus* spp., lehtsarved *Idotea* spp. Kalastik võib olla liigirikas. Tihti võib kohata lesta, emakala, kammeljat, merisiiga, nolgust.

Kaitsestaatus: avamere karid on enamasti väljaspool olemasolevate kaitsealade piire. Enamuses ilma kaitsetsaatuseta.

Ohustatus: Eesti rannikumere tingimustes on elupaigatüüp ohustatud enamikel juhtudel vaid kaudsete ohtude poolt. Inimese majandustegevus praeguse arengu juures tavaliselt elupaigatüüpi ei häiri.

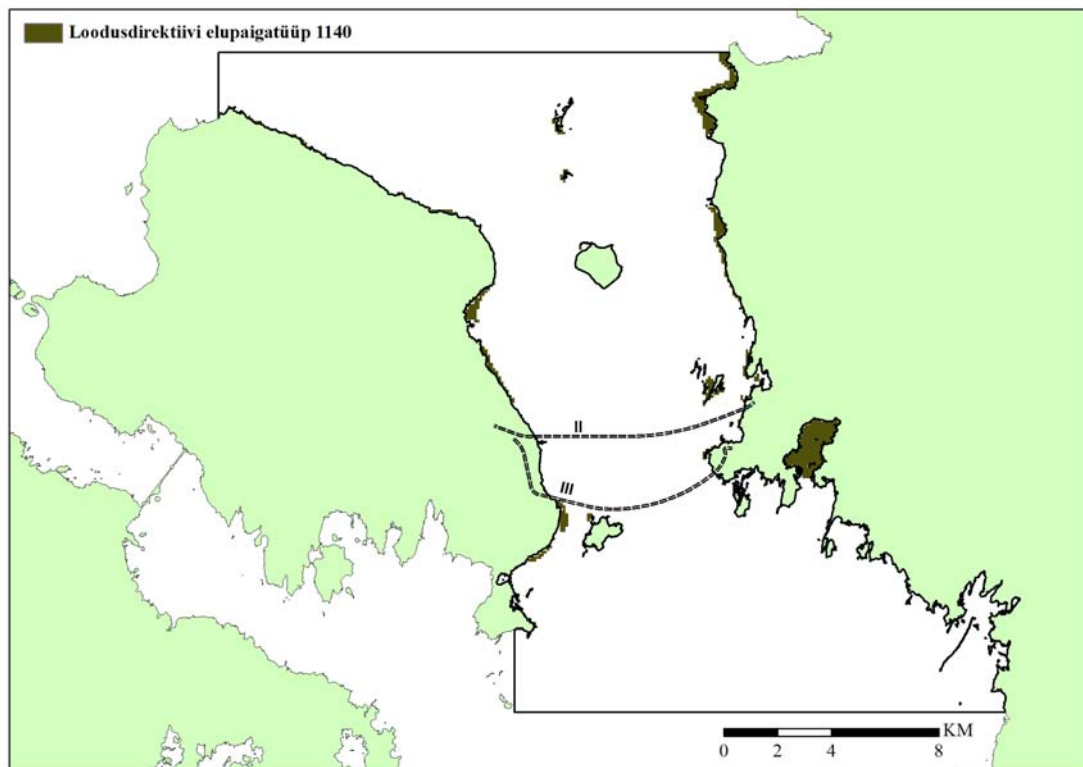


Joonis 20. Loodusdirektiivi elupaigatüübi 1170 levik uurimisalal.

Elupaigatüüp 1140 „Mõõnaga paljanduvad mudased ja liivased laugmadalikud“. (elupaigatüübi levik uurimisalal on näidatud joonisel 21). Vastavalt 2007 aasta definitsioonile kuuluvad selle elupaigatüübi alla kõik Eestis leiduvad liivased, savised ja mudased laused mererannad, mis ajuti paguveega paljanduvad. Aju- ja paguvee nähud on meie rannikul üsna seaduspärased, ehkki mitte nii regulaarsed ja sagedased nagu looded ookeanides. Eesti rannikul võib ulatuda maksimaalne veetaseme kõikumine 4 meetrini. Laialdaselt on pagurannad levinud Lääne-Eesti saarestiku piirkonnas, eriti Väinameres.

Tunnustaimed: harilik pilliroog, meri-mugulkõrkjas, kare kaisel, kamm-penikeel *Potamogeton pectinatus*, harilik hanehein *Zannicellia palustris*, tähk-vesikuusk *Myriophyllum spicatum*.

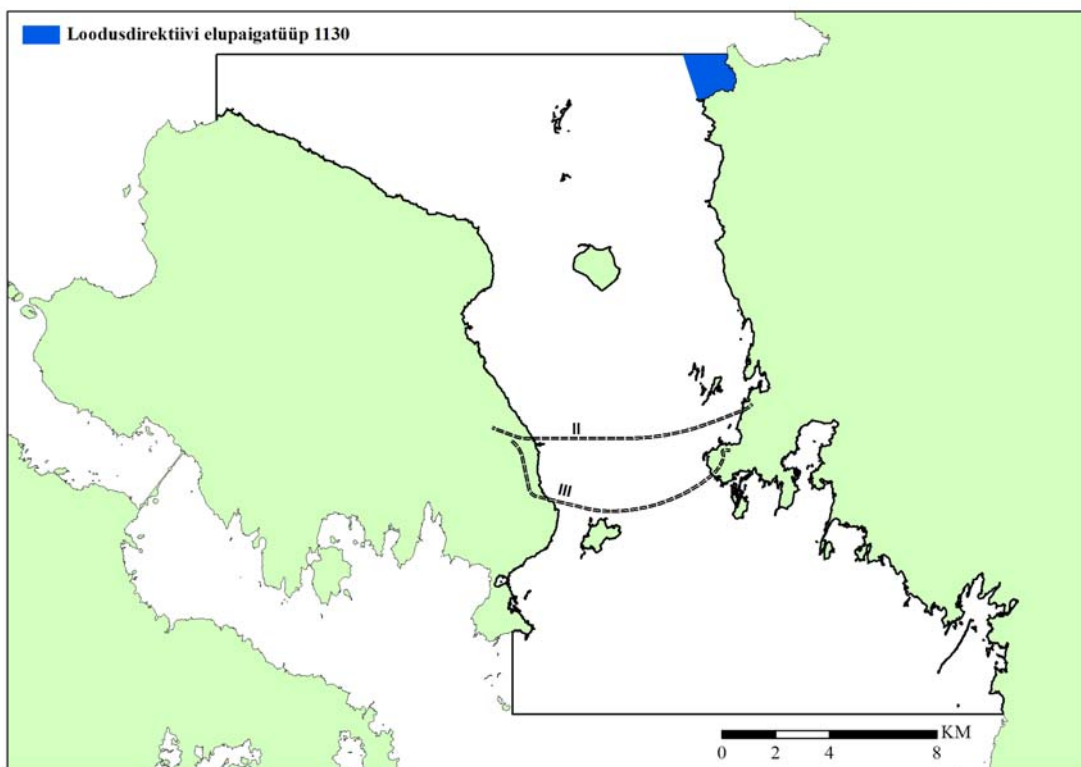
Tunnusloomad: liiva-uurikarp *Mya arenaria*, mudatigu *Lymnea peregra*. Tavalised on ka harilik harjasliimukas *Hediste diversicolor* ja tulnukliik *Marenzelleria viridis*.



Joonis 21. Loodusdirektiivi elupaigatüübi 1140 levik uurimisalal.

Elupaigatüüp 1130 „Jõgede lehtersuudmed“.

Selle elupaigatüübi levik on Eesti rannikumeres piiratud vaid ühe geograafilise alaga ja sinna kuulub Kasari jõe lehtersuue mis kuulub Matsalu lahe piirkonda. Meie uuringuala hõlmas suhteliselt väikse osa Matsalu lahe lõunaosast ja siit ka selöle elupaiga esinemine uuringualal. Samas jääb see ala suhteliselt kaugemale kavandatavatest püsiühenduse trassivariantidest ning seda elupaigatüüpi edaspidi käsitlema ei pea.



Joonis 22. Loodusdirektiivi elupaigatüübi 1130 levik uurimisalal.

9.2. EU Life projekti “Merekaitsealad Läänemere idaosas” välja töötatud elupaikade klassifikatsioon

Praktilise looduskaitse puhul on tavaliselt vaja tegutseda tasemel, mis võimaldab korraldada bioloogiliste objektide või üksuste tasemel. Selle tõttu on EL Loodusdirektiivi elupaigatüübid enamasti liiga üldised ning Läänemere idaosas rannikualade inventeerimisel tekkis vajadus arendada välja elupaikade klassifikatsioon, mis võimaldaks arvestada elupaikade nii geomorfoloogilisi tunnuseid kui bioloogilisi iseärasusi. Nii loodi juba olemasolevate klassifikatsioonisüsteemide baasil uus rannikumere elupaikade klassifikatsioonisüsteem, mis arvestab esimesel ja teisel hierarhilisel tasemel Läänemere bioloogiliste koosluste jaoks tähtsate keskkonnafaktoritega nagu avatus lainetusele ja soolsus ning mis põhineb bioloogiliste koosluste iseloomustamisel (tabel 3).

Selline klassifikatsioonisüsteem võimaldab esitada kogutud andmeid erineval informatsiooni integreerimise tasemel (vajadusel on võimalik esitada andmeid ka üksikute koosluste kaupa – samas on võimalik üldistada ka detialset bioloogilist informatsiooni kasutamata). Seega süsteem on tunduvalt paindlikum ja omab suuremat praktilist väärtust merealade ökoloogiliste väärtuste kirjeldamisel.

Tabel 3 EU Life projekti „Merekaitsealad Läänemere idaosas“ raames välja töötatud elupaikade klassifikatsioon koos lühiiseloomustusega (Tabelis esitatud Eesti rannikumeres esinevad elupaigad).

Kood	Elupaik	Iseloomustus
1	Varjatud kõvad põhjad <i>Fucus vesiculosus</i> kooslustega	Lainetuse eest varjatud kõvad põhjad põisadru kooslustega. Tavaliselt sügavusvahemikus 0-7(8) m. Kõrge biomass ja liigiline mitmekesisus.
2	Varjatud kõvad põhjad karpide kooslustega	Lainetuse eest varjatud kivised merepõhjad. Reeglina sügavamal kui 10-15 m. Taimestik kas puudub või on väga madala biomassiga. Loomastikust domineerivad <i>Mytilus trossulus</i> , <i>Dreissena polymorpha</i> , <i>Balanus improvisis</i> .

3	Varjatud kõvad põhjad ilma kindla liigilise domineerimiseta	Lainetuse eest varjatud kõvad põhjad madala liigilise mitmekesisuse ja biomassiga.
4	Varjatud pehmed põhjad õistaimede kooslustega	Lainetuse eest kaitstud liivased, mudased põhjad koos lopsaka õistaimede taimestikuga. Tavaliselt sügavuseni max 4 m.
5	Varjatud pehmed põhjad mändvetika kooslustega	Lainetuse eest kaitstud liivased ja tihti mudased põhjad, taimestikust domineerivad mändvetikakooslused. Biomass võib olla eriti kõrge (liigi <i>Chara tomentosa</i> puhul). Settes võib olla anoksiat. Taimestiku ja loomastiku liigiline mitmekesisus väike.
6	Varjatud pehmed põhjad karpide kooslustega	Liivased ja mudased merepõhjad, domineerivad karbid. Taimestik reeglina puudub.
7	Varjatud pehmed põhjad ilma kindla liigilise domineerimiseta	Liivased ja mudased põhjad, lainetuse eest varjatud. Tihti anoksia.
8	Mõõdukalt avatud kõvad põhjad <i>Fucus vesiculosus</i> kooslustega	Kivised põhjad põisadru kooslustega. Tavaliselt kuni 6-7 m sügavuseni. Vahest ka sügavamal. Kõrge biomass ja liikide arv.
9	Mõõdukalt avatud kõvad põhjad <i>Furcellaria lumbricalis</i> kooslustega	Kivised põhjad agariku kooslustega. Tavaliselt sügavamal kui põisadru kooslused. Sügavusvahemik 6-10 (12) m. Biomass madal, liikide arv väiksem.
10	Mõõdukalt avatud kõvad põhjad karpide ja <i>Balanus improvisus</i> kooslustega	Kivised põhjad reeglina allpool taimestiku sügavuspiiri. Samas võivad esineda ka madalamal, kui puudub mitmeastane taimestik. Biomass suur, liigiline mitmekesisus väike.
11	Mõõdukalt avatud kõvad põhjad ilma kindla liigilise domineerimiseta < 20 m	Footilise tsooni kivised põhjad ilma mitmeaastaste liikideta.
12	Mõõdukalt avatud kõvad põhjad ilma kindla liigilise domineerimiseta > 20 m	Kivised põhjad allpool footilist tsooni, kui puuduvad domineerivad karbid. Biomass väike, liigiline mitmekesisus väike.
13	Mõõdukalt avatud pehmed põhjad <i>Zostera marina</i> kooslustega	Liivased põhjad <i>Zostera marina</i> kooslustega. Tavaliselt sügavusvahemik 1-6 m. Biomass võib olla kõrge. Liigiline mitmekesisus võib olla kõrge.
14	Mõõdukalt avatud pehmed põhjad õistaimede kooslustega (v.a. <i>Zostera marina</i>)	Liivased põhjad õistaimede kooslustega. Tavaliselt madalamal kui 4 m. Liigiline mitmekesisus võib olla kõrge. Biomass võib olla väga kõrge. Settes võivad olla anoksilised tingimused.
15	Mõõdukalt avatud pehmed põhjad mändvetika kooslustega	Liivased põhjad, kus domineerivad erinevad mändvetikaliigid. Tavaliselt kuni 2-3 m sügavuseni. Liigiline mitmekesisus madal. Biomass võib olla väga kõrge.

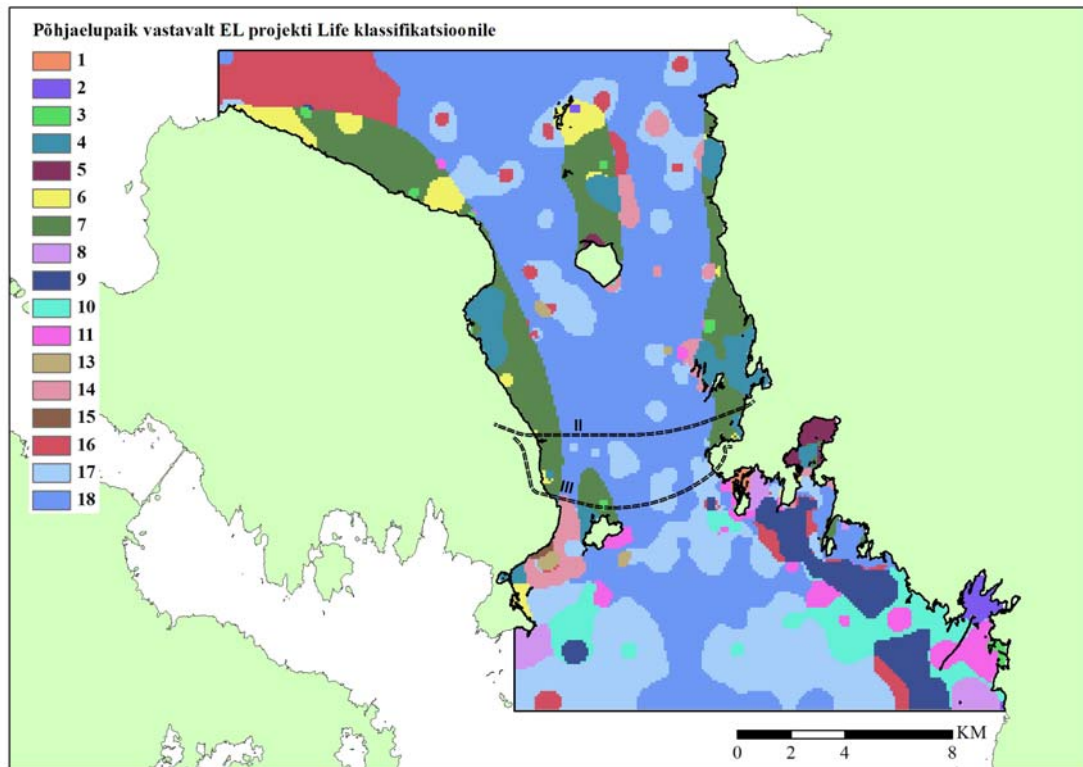
16	Mõõdukalt avatud pehmed põhjad <i>Furcellaria lumbricalise</i> kooslustega	Liivased põhjad kinnitumata agariku kooslustega. Seni teada ainult Väinamere piirkonnast. Tavaliselt esineb sügavusvahemikus 4-9(10) m. Biomass kuni 4 kg/m ² . Liigiline mitmekesisus madal.
17	Mõõdukalt avatud pehmed põhjad karpide kooslustega	Liivased merepõhjad, domineerivaks liigiks on <i>Macoma baltica</i> .
18	Mõõdukalt avatud pehmed põhjad ilma kindla liigilise domineerimiseta	Liivased ja mudased põhjad.

Nimetatud klassifikatsiooni järgi osutus uuritud piirkond suhteliselt mitmeksiseks. Elupaikade määramisel lähtuti põhiliselt geoloogilisest ja bioloogilisest informatsioonist. EU Life klassifikatsiooni alusel defineeritud 18-st elupaigast esines uuritud alal merealal 17. Valdava osa piirkonnast hõlmab elupaik „mõõdukalt avatud pehmed põhjad ilma kindla liigilise domineerimiseta“ 18 ja „mõõdukalt avatud pehmed põhjad karpide kooslustega 17 (Joonis 23).

Tabel 4 EU Life klassifikatsiooni elupaikade pindalad ja nende osakaal uuritud merealast

elupaik	pindala (km ²)	pindala (%)
1	0,5	0,16
2	1,86	0,60
3	1,23	0,40
4	10,74	3,48
5	1,85	0,60
6	7,3	2,36
7	32,48	10,52
8	4,63	1,50
9	13,01	4,21
10	13,41	4,34
11	7,08	2,29
13	1,04	0,34
14	6,95	2,25
15	0,25	0,08
16	19,55	6,33
17	61,09	19,78

18	125,88	40,76
<i>kokku</i>	<i>308,85</i>	<i>100.000</i>



Joonis 23. LIFE klassifikatsioonipõhine merepõhjaelupaikade levik

10. Püsiühenduse mõju hinnang piirkonna merepõhja elupaikadele.

10.1. Võimalike mõjude kirjeldus eri alternatiivide puhul.

Sillad

Silla ehitus ja eksploateerimine mõjutaks piirkonna mereelupaikku, eriti rannikulähedastes piirkondades. Sillaehitus mõjutab merepõhja elupaikku läbi:

- a) Elupaikade füüsilise hävimise ehitustegevusega häiritud merepõhja vahetus läheduses
- b) Ehitustegevusest suurenenud vee hägususest tingitud vee läbipaistvuse alanemise tõttu, mis mõjutab ümbritsevate merealade elupaikade kvaliteeti.

Arvestades olemasolevaid prognoose ei avalda ehitusjärgsed vee tsirkulatsiooni muutused oluliselt mõju põhjataimestikule.

Tunnel

Merepõhja alla rajatud tunnel, mille ehitamise käigus ei paisata veesambasse täiendavalt põhjasetteid ei mõjuta merepõhja elupaikade kvaliteeti.

Laevaliiklus

Laevaliikluse jätkamine praegusel tasemel ei lisa uut mõju elupaikade kvaliteedile ning säilivad vaid häiritud alad sadamate vahetus läheduses

Laevaliikluse intensiivistamine

Laevaliikluse intensiivistamine võib suurendada praegust sadamate mõjuala aga ilmselt on selle mõju siiski piiratud.

10.2. Mõjude ennustamine

Silla ehitusaegsed mõjud

Silla ehituse aegsed mõjud sõltuvad süvendus ja kaadamistöõde mahust, sillatugede püstitamiseks häiritava merepõhja pindalast ning ehitustegevuse kestusest ja ajastatusest. Suve teisel poolel ja sügistalvisel ajal läbiviidavad tööd avaldavad kõige väiksemat mõju

piirkonna elustikule. Lähtudes elupaigatüüpide paiknemisest trassviraiatide suhtes on ehitusfaasis müju elupaikadele suurem III trassivariandi puhul.

Silla ehitusjärgsed mõjud

Olulised mõjud puuduvad. Sillatugede näol tekib piirkonda uut kinnitumissubstraati ja on oodata nn riffieffekti, mis võib suurendada teatud liikide biomassi ja ka liigilist mitmekesisust. Samas see efekt piirkonna kogubiomassile pole eriti märkimisväärne.

Tunnel

Otsesed ja kaudsed mõjud puuduvad.

Laevaliiklus

Mõjud on seotud õlireostuse jms. ekstreemsete sündmustega. Normoludes olulised mõjud puuduvad.

10.3. Mõju hindamine

Silla ehitusaegsed mõjud

- Silla ehitusaegne mõju ulatus sõltub vee liikumisest ja tööde käigus veesambasse paistava sette kogusest. Mõjud on tugevamad ja püsivamad seal, kus pärast ehitustegevust muutuib põhjasubstraadi iseloom (pehme substraadi asemele tekib kõva substraat ja kõva substraat mattub pikemaks ajaks pehme settega.
- Kui ehitustegevuse käigus muudetakse põhja iseloomu, siis mõjud on püsivad st. Põhjaelustiku kooslused neil aladel ei taastu. Uued kooslused on tõenäoliselt liigivaesemad ja väiksema looduskaitse väärtusega.

Silla ehitusjärgsed mõjud

- Olulised mõjud puuduvad.

Tunnel

- Otsesed ja kaudsed mõjud puuduvad.

Laevaliiklus

- Mõjud on seotud õlireostuse jms. ekstreemsete sündmustega. Õlireostuse esinemisel hävivad mitmeaastased liigid.

10.4. Alternatiivide reastus sobivuse järgi.

6. Tunnel
7. Laevaliikluse praegune tase
8. Laevaliikluse intensiivistumine
9. Silla alternatiiv II
10. Silla alternatiiv III

11. Kasutatud kirjandus.

- Astok, V., Otsmann, M., Suursaar, Ü. 1999. Water exchange as the main physical process in semi-enclosed marine systems: the Gulf of Riga case. – *Hydrobiologia* 393: 11-18.
- Austin, A., 1959. Observations on *Furcellaria fastigiata* (L.) Lam. forma *aegagrophila* Reinke in Danish waters together with a note on other unattached algae. *Hydrobiologia* 14 (3-4): 255-277.
- Baden, S., Boström, C. 2001. The leaf canopy of *Zostera marina* meadows – faunal community structure and function in marine and brackish waters. In: Reise K (ed) *Ecological comparisons of Sedimentary shores*. Springer Verlag, Berlin. pp 213-236.
- Bergström, L. 2005. Macroalgae in the Baltic Sea – responses to low salinity and nutrient enrichment in *Ceramium* and *Fucus*. Ph.D. thesis, University of Umeå.
- Blindow, I., Hargeby, A., Andersson, G. 2002. Seasonal changes of mechanisms maintaining clear water in a shallow lake with abundant *Chara* vegetation. *Aquatic Botany* 72, 315-334.
- Bäck, S., Ruuskanen, A., 2000. Distribution and maximum growth depth of *Fucus vesiculosus* along the Gulf of Finland. *Mar. Biol.* 136, 303–307.
- Dekere, Z. 2001. Charophytes and their habitats along the Latvian coast. *Schriftenr. Landschaftspflege Naturschutz*, 72, 19-22.
- den Hartog C. 1970. *The seagrasses of the world*. North Holland Publishing Company, Amsterdam, the Netherlands.
- de Winton, M. D., Taumoepeau, A. T., Clayton, J. S. 2002. Fish effects on charophyte establishment in a shallow, eutrophic New Zealand lake. *N. Z. J. Mar. Freshwat. Res.* 36, 4, 815-823.
- Duarte, C.M., 1991. Seagrass depth limits. *Aquat. Bot.* 40, 363–377.
- Duarte, C.M., 1995. Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia* 41, 87–112.
- Dugdale, T. M, Hicks, B. J., de Winton, M., Taumoepeau, A. 2006. Fish exclosures versus intensive fishing to restore charophytes in a shallow New Zealand lake. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecosyst.* 16, 2, 193-202.
- Elmgren, R., 1989. Man's impact on the ecosystem of the Baltic Sea: energy flows today and at the turn of the century. *Ambio* 18, 326–332.
- Eriksson, B. K., Bergström, L. 2005. Local distribution patterns of macroalgae in relation to environmental variables in the northern Baltic Proper. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 62, 109-117.
- Eriksson, B.K., Johansson, G., 2003. Sedimentation reduces recruitment success of *F. vesiculosus* (Phaeophyta) in the Baltic Sea. *Eur. J. Phycol.* 38, 217–222.
- Greve, T. M., Krause-Jensen, D. 2003. Regulering af ålegræssets dybdegrænse i tid og rum. Chapter 20 In Rasmussen (ed) *NOVA 2003. Marine områder – 2002 – Miljøtilstand og udvikling*. ISBN 87-7772-768-1. Faglig rapport fra DMU nr. 467.
- HELCOM. 1996. *Third Periodic Assessment of the State of Marine Environment of the Baltic Sea, 1989-1993; Background Document*. *Balt. Sea Environ. Proc.* No. 64 B. pp. 252.

- HELCOM 2007: HELCOM lists of threatened and/or declining species and biotopes/habitats in the Baltic Sea area Baltic Sea Environmental Proceedings, No. 113.
- Jonsson, P., Carman, R., 1994. Changes in the deposition of organic matter and nutrients in the Baltic Sea during the 20th century. *Mar. Poll. Bull.* 28, 417–426.
- Kautsky, H., 1999. Dramatiska förändringar sedan 70talet. Östersjö' 98, 6–10 (in Swedish, with English summary).
- Koistinen, M., Munsterhjelm, R. 2001. The Charophytes in Finnish water. *Schriftenr. Landschaftspflege Naturschutz*, 72, 27-30.
- Kukk, H. 1993. Floristic composition of the phytobenthos and its long-term changes of the Gulf of Riga, the Baltic Sea. – *Proc. Estonian Acad. Sci. Ecology* 3, 2: 85-91.
- Kukk, H. 1995. Phytobenthos. In Ojaveer, E. (ed), *Ecosystem of the Gulf of Riga between 1920 and 1990*. Estonian Academy Publishers, Tallinn: 131-138.
- Kukk, H., Martin, G. 1992. Long-term dynamics of the phytobenthos in Pärnu Bay, the Baltic Sea. – *Proc. Estonian Acad. Sci. Ecology* 2, 3: 110-118.
- Küster, A., Schaible, R., Schubert, H. 2004. Light acclimation of photosynthesis in three charophyte species. *Aquatic Botany* 79, 111-124.
- Lehvo, A., Bäck, S., 2001. Survey of macroalgal mats in the Gulf of Finland, Baltic Sea. *Aquat. Conserv. Mar. Freshwater Ecosyst.* 11, 11–18.
- Kruk-Dowgiałło, L. & P. Cisewski, 1994. *Zatoka Pucka. Możliwości rewaloryzacji*. Instytut Ochrony Środowiska, Warszawa, 178 pp.
- Lindén, E., Lehtniemi, M., Viitasalo, M. 2003. Predator avoidance behaviour of Baltic littoral mysids *Neomysis integer* and *Praunus flexuosus*. *Marine Biology* 143, 845-850.
- Lüning, K., 1990. *Seaweeds—Their Environment, Biogeography and Ecophysiology*. John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Martin, G. 2000. *Phytobenthic communities of the Gulf of Riga and the Inner Sea of the West-Estonian Archipelago*. (Doktoritöö, Tartu Ülikool; Bioloogia-geograafiateaduskond; Botaanika ja ökoloogia instituut) Tartu: Tartu University Press
- Martin, G. 2001. Distribution of Charophytes in Estonian coastal waters. *Schriftenr. Landschaftspflege Naturschutz*, 72, 31-36.
- Martin G. & H Kukk, 1997a. Environmental factors limiting phytobenthos communities in the Gulf of Riga and West-Estonian Archipelago Sea. *Phycologia* 36, (4): 70.
- Martin, G. & H. Kukk, 1997b. Unattached macroalgal communities – adaptation to unfavourable environmental conditions. In *Recruitment Dynamics of Exploited Marine Populations: Physical-Biological Interactions*, ICES International Symposium, Book of Abstracts: 94.
- Martin, G. & H. Kukk, 1998. The structure of benthic littoral communities of the West-Estonian Archipelago area as a reflection of unique hydrodynamical conditions. In *Brackish Water Ecosystems*, ICES International Symposium, Book of Abstracts: 20.
- Martin, G. & H. Kukk, 1999. Environmental factors forcing the dynamics and the structure of loose *Furcellaria lumbricalis*-*Coccotylus truncatus* community in Kassari Bay, the inner sea of West-Estonian Archipelago, NE Baltic Sea. In *Abstracts of 34th European Marine Biology Symposium*: 6.
- Mathieson, A. C., Nienhuis, P. H. (eds.) 1991. *Intertidal and Littoral Ecosystems*. Elsevier Sci. Publ., Amsterdam.

- Matthews, M. A., Reynolds, J. D., Keatinge, M. J. 1993. Macrophyte reduction and benthic community alteration by the crayfish *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet). University Of Southwestern Louisiana, Lafayette, LA (USA), 289-299.
- Munsterhjelm, R. 2005. Natural succession and human-induced changes in the soft-bottom macrovegetation of shallow brackish bays on the southern coast of Finland. Ph.D. thesis, Walter & Andrée de Nottbeck Found. Sci. Rep. 26, Helsinki.
- Nielsen, R., Kristiansen, A., Mathiesen, L., Mathiesen, H. 1995. Distributional index of the benthic macroalgae of the Baltic Sea area. - *Acta Bot. Fenn.*, 155: 1-51.
- Nielsen, S.L., Sand-Jensen, K., Borum, J., Geertz-Hansen, O., 2002. Depth colonisation of eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters. *Estuaries* 25, 1025–1032.
- Nielsen K, Olesen B. 1994. Ny viden om ålegræs – bedre miljøbedømmelse. *Vand og Jord* 3: 17-19.
- Noordhuis, R., van der Molen, D. T., van den Berg, M. S. 2002. Response of herbivorous waterbirds to the return of *Chara* in Lake Veluwemeer, The Netherlands. *Aquat. Bot.* 72, 3-4, 349-367.
- Nõges, P., Tuvikene, L., Feldmann, T., Tõnno, I., Künnap, H., Luup, H., Salujõe, J., Nõges, T. 2003. The role of charophytes in increasing water transparency: a case study of two shallow lakes in Estonia. *Hydrobiologia* 506-509, 1-3, 567-573.
- Reusch TBH, Boström C, Stam WT, Olsen JL. 1999. An ancient seagrass clone in the Baltic. *Marine Ecology Progress Series* 183: 301-304.
- Ritzl, C. 2000. Salt Tolerance in freshwater and brackish-water *Chara tomentosa* and *Chara aspera*. M.Sc. thesis, University of Uppsala.
- Rosemarin, A., Notini, M., 1996. Factors determining the occurrence of bladderwrack (*Fucus vesiculosus* L.) in the Baltic Sea Proper and Bothnian Sea. In: *Proceeding of the 13th Symposium of the Baltic Marine Biologists*. pp. 101–112.
- Schmieder, K., Werner, S., Bauer, H.-G. 2006. Submersed macrophytes as a food source for wintering waterbirds at Lake Constance. *Aquatic Botany* 84, 245-250.
- Schubert, H., Blindow, I. (eds.) 2003. *Charophytes of the Baltic Sea*. The Baltic Marine Biologists Publication No. 19. Koeltz Scientific, Königstein.
- Selig, U., Schubert, M., Eggert, A., Steinhardt, T., Sagert, S., Schubert, H. 2007. The influence of sediments on soft bottom vegetation in inner coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern (Germany). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 71, 1-2, 241-249.
- Sinkevicienė, Z., Jurgilaitė, D. 2001. Historical and new data on Charophytes in Lithuanian waters of the Baltic Sea. *Schriftenr. Landschaftspflege Naturschutz*, 72, 17-18.
- Suursaar, Ü., Astok, V., Otsmann, M. 1998. The front of Väinameri. In *EMI Report Series*, 9: 23-33.
- Trei, T. 1973. Phytobenthos of the coastal waters of western Estonia. – Doctoral thesis. Tartu : 1-34. (in Russian)
- Trei, T. 1975. Flora and vegetation in the coastal waters of Western Estonia. – *Merentutkimuslait. Julk.*, 239: 348-351.
- Trei, T. 1976. Brown and red algae in the coastal waters of western Estonia. - *Zvaigzne, Riga*: 1-87. (in Russian)

- Trei, T. 1977. Green algae and charophytes in the coastal waters of Western Estonia. - Publ. VNIRO, 124: 27-30, (in Russian)
- Trei, T. 1991. Taimed Läänemere põhjal. Tallinn.Valgus. 143 lk.
- van Donk, E., vand de Bund, W. J. 2002. Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto- and zooplankton communities: allelopathy versus other mechanisms. *Aquatic Botany* 72, 261-274.
- van Donk, E., vand de Bund, W. J. 2002. Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto- and zooplankton communities: allelopathy versus other mechanisms. *Aquatic Botany* 72, 261-274.
- Vogt, H., Schramm, W., 1991. Conspicuous decline of *Fucus* in Kiel Bay (western Baltic): what are the causes? *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 69, 189–194.
- Waern, M. 1952. Rocky-shore algae in the Öregrund archipelago. *Acta Phytogeogr. Suec.* 30: 1-298.
- Wassmann, P., 1990. Calculating the load of organic carbon to the aphotic zone in eutrophied coastal waters. *Mar. Pollut. Bull.* 21, 183–187.
- Yousef, M. A. M., Schubert, H. 2001. Assessment of the occurrence of Charophytes in shallow coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern, Germany. *Schriftenr. Landschaftspflege Naturschutz*, 72, 9-16.