

TARTU ÜLIKOOL
EESTI MEREINSTITUUT JA
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
LOODUSRESSURSSIDE ÕPPETOOL

Kerli Jõks

**PÕHJALOOMASTIKU MITMEKESISUS SÕLTUVALT TAIMEKOOSLUSE
STRUKTUURIST JA KESKKONNATEGURITEST LÄÄNEMERES**

Bakalaureusetöö

Juhendajad: Tiia Möller

Velda Lauringson

Tartu 2014

Sisukord

1. Sissejuhatus ja kirjanduse ülevaade	3
1.1. Merepõhjakooslused ja liikide omadused.....	3
1.1.1. Tugeva tallusega vetikate seosed põhjakooslustega.....	5
1.1.2. Niitjate vetikate seosed kooslustega.....	6
1.1.3. Läänemere tavapärasemad põhjakoosluste liigid.....	7
1.2. Keskkonnamõju põhjakooslustele Läänemere näitel	8
1.2.1. Sügavus	8
1.2.2. Soolsus	8
1.2.3. Avatus.....	9
1.2.4. Inimtegevus	9
1.2.5. Nõlvakalle ja muud keskkonnategurid.....	10
1.3. Töö eesmärgid ja hüpoteesid	11
2. Materjal ja metoodika	12
2.1. Materjal.....	12
2.2. Andmete analüüs	14
3. Tulemused.....	16
3.1. Koosluste parameetrid	17
3.1.1. Bioloogilised seosed	17
3.1.2. Keskkond ja taimestik.....	19
3.1.3. Keskkond ja loomastik.....	20
3.2. Taimestiku, loomastiku ja keskkonnaparameetrite seos liikide biomassiga	20
4. Arutelu	22
Kokkuvõte	27
Summary	28
Tänuavaldused.....	29
Kasutatud kirjandus.....	30
Lisad	39
Lihtlitsents.....	43

1. Sissejuhatus ja kirjanduse ülevaade

1.1. Merepõhjakooslused ja liikide omadused

Ökosüsteemi üldine funktsioneerimine on keeruline ning sisaldab endas mitmeid keemilisi, füüsikalisi ning bioloogilisi komponente (Bremner, 2008). Seetõttu ei saa kasutada vaid üht parameetrit kirjeldamiseks kogu ökosüsteemi (Giller *et al.*, 2004). Sobivam viis ökosüsteemi kirjeldamiseks on kasutada mitme muutuja kombinatsiooni (Duffy & Stachowicz, 2006). Liikide omadused on osa ökosüsteemi protsessidest, seega võib liikide tunnuste põhjal vaadelda ökosüsteemi funktsioneerimist. Liikide tunnustel põhinev lähenemine võimaldab uurida laiemat pilti, kui traditsiooniline liigipõhine meetod. Meresüsteemide kohta leidub mitmetunnuse uuringuid (Bremner *et al.*, 2006; Rachello-Dolmen & Cleary, 2007), kuid põhjalikumalt on seda valdkonda rakendatud maismaa ning magevee koosluste uurimisel, kus seosed liikide funktsionaalsete omaduste ning ökosüsteemi protsesside vahel on kinnitust leidnud (Usseglio-Polatera *et al.*, 2000; Diaz & Cabido, 2001). Bioloogilised omadused, mida tavaliselt mitme tunnuse analüüsis kasutatakse, peegeldavad liikide eluviisi, morfoloogiat ja käitumist, mis mõjutavad ökosüsteemi protsesse (näiteks suurus, toitumine, mõju põhjasetetele ja hüdrodünaamikale) (Hewitt *et al.*, 2008). Kirjeldatud lähenemisega saab uurida ka inimõju, identifitseerida liike, mis võivad invasiivseks muutuda või liike, mis on väljasuremisohus. Selliste ohtude uurimise ja analüüsimise tulemusena võib ennustada nii tulevasi häiringuid meres kui ka kliima muutumist. Liikide tunnuste analüüs võimaldab uurida nii interaktsioone erinevate organismigruppide vahel kui ka ökosüsteemi funktsioneerimist. Samas on oluline silmas pidada, et taoline lähenemine kirjeldab vaid ökosüsteemi funktsioneerimise üht aspekti. Mitme tunnuse analüüs ei näita, mis rolli mängib ülejäänud põhjaelustik: meiofauna või mikrofauna/floora, samuti ei väljenda see koguseliselt protsesse või omadusi. Giller *et al.* (2004) märkisid, et ei ole olemas üksikut näitajat, mis kirjeldaks kogu ökosüsteemi funktsioneerimist. Lisaks sellele, paljud funktsionaalse mitmekesisuse uuringud keskenduvad funktsionaalsete omaduste hulgale, kuid ei võta arvesse omaduste vahelist varieeruvust (Hewitt *et al.*, 2008).

Merekeskkonnas aset leidvad muutused kajastuvad ka põhjakooslustes (Duffy & Stachowicz, 2006; Sandman *et al.*, 2013) ning siinjuures väärivad tähelepanu kõvade põhjade kooslused, kuna need on eriti liigirikkad (Grzelak & Kuklinski, 2010). Kõige lihtsama jaotuse järgi võibki merepõhja setted jagada kaheks: kõvadeks ning pehmeteks põhjadeks. Kõvad põhjad koosnevad kaljudest, kivikestest, munakividest, rändrahnudest ning kõigi eelpool nimetatute kombinatsioonidest. Pehme põhjade puhul koosneb põhi kruusast, liivast, savist, mudast või

nende kombinatsioonist (Martin *et al.*, 2013). Eksisteerib ka mitmeid detailsemaid jaotusi, näiteks HELCOM jaotab põhjasetted järgmiselt: kivi ja rändrahnud, tugev savi, savikas lubjakivi, koralliliste punavetikate kooslused, teokarpidega kaetud põhjad, rauda- ja mangaaniga kaetud põhjad ja turvas; pehmetest põhjadest: muda, jämedateraline sete ja liiv. Oluliseks nende hindamisel on sette vähemalt 90 % katvus, kui katvus jääb alla 90 % on tegu erinevate setete kombinatsiooniga (mixed substrate) (HELCOM HUB 2013, Internet 1). Põhja tüübil on oluline osa määramaks liikide rohkust (Seiderer & Newell, 1999; Thrush *et al.*, 2003) ning sellest tulenevalt mõjutab sette kivimi tüüp põhjaelustiku levikut (Bremner, 2006). Vetikad ja karbid kasvavad peamiselt kõvadel pinnastel ning kõrgemad taimed levivad pehmetel ning liivastel põhjadel (Sandman *et al.*, 2013). Kivised põhjad lisavad merekeskkonda uusi nišše, mida erinevad veeorganismid asustada saavad ning seega suurendavad tugeva settega põhjad Läänemere liigilist mitmekesisust (Grzelak & Kuklinski, 2010). Samas uuringus leiti ka positiivne korrelatsioon kivi suuruse ning liigilise mitmekesisuse vahel, seega, mida suuremad on kivid või rändrahnud, seda suurem hulk veeorganisme neid asustavad. Suurem pind pakub rohkem ruumi ning seega võimaldab rohkemal hulgal veeorganismidel nendele pindadele kinnituda ning kasvada.

Kõvade põhjade kooslused on olulised ka looduskaitsest aspektist ning need on väärtuslike elupaikadena välja toodud mitmetes erinevates direktiivides (EU WFD – EL veepoliitika raamdirektiiv (Internet 2), MSDF – EL merestrateegia raamdirektiiv (Internet 3)). Merekeskkonna ökoloogilist staatust saab hinnata erinevate bioloogiliste indikaatorite põhjal nagu fütoplanktoni, vetikate, meretaimede ning mere selgrootute esinemine, lisaks sellele hüdrormorfoloogiliste, füsioloogiliste ja keemiliste näitajate abil (Ballesteros *et al.*, 2007), seetõttu on kinnitunud põhjataimestik ning sellega seotud põhjaloomastik oma paikse eluviisi tõttu hea keskkonna indikaator. Põhjataimestiku mõju põhjaloomastikule on väga suur, seda nii elupaikade loomisel kui ka toidu pakkumisel (Bremner, 2006; Lauringson & Kotta, 2006; Kersen *et al.*, 2009; Aguilera & Navarrete, 2012; Raberg, 2004; Olafsson *et al.* 2013; Pereya *et al.* 2013). Kõvade põhjade kooslustes on vetikate üheks bioloogiliselt kõige olulisemaks tunnuseks talluse tüüp. Tugeva tallusega vetikad täidavad koosluses sageli võtmeliigi rolli: nad loovad teistele liikidele elupaiku, muutes sette kivimite liikumist, toodavad toitaineid, pakuvad toitu ning pelgupaika kiskjate eest (Koivisto & Westerborn, 2010). Niitjad vetikad on küll heaks toiduallikas, kuid nendes kooslustes domineerivad suurearvuliselt vaid vähesed liigid (Raberg & Kaustky, 2007).

Taimestiku ning loomastiku omavahelistele seostele viitavad mitmed erinevad uurimused, kus peamiselt mõjutavad taimed loomastikku positiivselt (Raberg, 2004; Bremner, 2006; Lauringson & Kotta, 2006; Kersen *et al.*, 2009; Aguilera & Navarrete, 2012; Olafsson *et al.* 2013; Pereya *et al.* 2013;), pakkudes loomadele erinevaid ressursse nagu toit, elupaigad ja pelgupaigad kiskjate eest. Teisalt on ka leitud, et taimed seonduvad loomastikuga negatiivselt (Salovius & Bonsdorff, 2004; Berezina & Golubkov, 2008), seda eelkõige vabalt hõljuvate vetikamattide tõttu, mis piiravad hapnikku ja toitainete hulka ning teistesse veekihtidesse langevat valguse hulka (Salovius & Bonsdorff, 2004; Engström-Öst & Isaksson, 2006; Nelson *et al.*, 2008). Ökoloogiliselt olulised liigid loomastiku jaoks on Läänemeres näiteks pikk merihein (*Zostera marina*), põisadru (*Fucus vesiculosus*), *Fucus serratus* (Kotta & Orav, 2001; Lauringson & Kotta, 2006; Martin *et al.* 2013). Ka loomastik on taimestikuga seotud, peamist mõju omavad näiteks omnivoorid ja herbivoorid, kes toituvad taimedest. Erikssoni 2010. aasta uuring näitas, et herbivooridel oli taimestikule suur mõju, kus vähid tarbisid vetikaid ning vähendasid nende biomassi.

1.1.1. Tugeva tallusega vetikate seosed põhjakooslustega

Uuringud näitavad, et üldiselt on kõva tallusega vetikate kooslused kõrgema liigirikkusega kui niitjate vetikate kooslused (Raberg, 2004; Pereya *et al.*, 2013). Tugeva tallusega vetikad on põhjakoosluste jaoks väga olulise tähtsusega, kuna pakuvad põhjaloomastikule elupaiku, sigimisaiku kui ka varjupaiku kiskjate eest ning kuna tugeva tallusega vetikad on heaks kinnituspinnaks niitjatele vetikatele, on nad loomastikule ka heaks toitumisaigaks (Orav-Kotta & Kotta, 2004; Raberg, 2004; Bucas *et al.*, 2007). Põisadru kooslused Läänemeres on kõige mitmekesisemad ning teiste vetikate kooslused on palju homogeenemad (Reitalu *et al.*, 2002), Põisadruga on peamiselt seotud järgmised liigid: balti lehtsarv (*Idotea baltica*), vesiking (*Theodoxus fluviatilis*), punntigu (*Radix balthica*), söödav rannakarp (*Mytilus edulis*) (Raberg *et al.*, 2005). Põisadru on väga oluliseks ökoloogiliseks võtmeliigiks, kuna selle pinnal kasvavad erinevad epifüüdid (*Pylaiella littoralis*, *Cladophora glomerata*), mis muudab põisadru herbivooride jaoks atraktiivseks (Rönning & Ruokolahti, 1986; Worm & Sommer, 2000; Orav-Kotta & Kotta, 2004). Herbivoorid on omakorda kasulikud põisadrule, kuna nende rolliks on tarbida selle pinnal kasvavaid epifüüte, võimaldades seega põisadru valgusele ligipääsu ning vähendades niitjate vetikate domineerimist vastavas keskkonnas (Worm *et al.*, 1999). Seega on herbivoorid olulised keskkonna liigirikkuse säilitamise seisukohalt. Lisaks põisadrule on oluliseks elu- ning toitumisaigaks ka *Fucus radicans*. Uuringud on näidanud, et Läänemeres levinud balti lehtsarv toitub valikuvõimalusel pigem *F. radicans*'ist või

agarikust (*Furcellaria lumbricalis*) kui põisadrust. Tugeva tallusega vetikaid kaitseb herbivooride eest vastupidav raku väliskiht. Tugeva tallusega vetikate peamiseks ohuks on eutrofeerumine, kuna see soodustab niitjate vetikate levikut ning orgaaniliste ainete ladestumist põhja, mis limiteerib tugeva tallusega vetikate ligipääsu valgusele ning elupaikade hulka (Orav-Kotta & Kotta, 2004; Isaeus, 2004; Raberg *et al.*, 2005; Torn *et al.*, 2006; Rohde *et al.*, 2008). Eutrofeerumise tagajärjel on muutunud ka tugeva tallusega vetikate sügavuslevik, mis on muutunud kitsamaks, kui see varasemalt oli (Torn *et al.*, 2006;). Varasemalt levis põisadru Saksamaa rannikul kuni 10 m sügavuseni, kuid nüüd erinevatel andmetel vaid 4,7 – 6 m sügavuseni ning maksimaalne katvus esineb 1 – 2 m juures (Torn *et al.*, 2006; Rohde *et al.*, 2008). Tugeva tallusega vetikate sügavusleviku muutumine ning vähenemine on kriitilise tagajärjega põhjaelustikule, kuna seoses tugeva tallusega vetikate levimise muutumisega, teiseneb ka kogu põhjakooslus, kus põhjaelustikul pole enam elu- ega kinnituspaiku. Seega on kõik tugeva tallusega vetikate mõjutajad otseselt või kaudselt seotud ka ülejäänud põhjaelustikuga.

1.1.2. Niitjate vetikate seosed kooslustega

Hoolimata üldarusaamast, mille kohaselt tugeva tallusega vetikate kooslused on liigirikkamad, on leitud, et ka niitjad vetikad nagu *C. glomerata* võivad loomastiku mitmekesisusele soosivalt mõjuda (Kotta & Orav, 2001; Lauringson & Kotta, 2006). Lisaks sellele on niitjad vetikad loomastikule paremaks toiduallikaks kui näiteks tugeva tallusega vetikad, kuna niitjad vetikad on pehmemad ning neid on kergem süüa (Worm & Sommer, 2000). Herbivooride vastu on mitmed niitjad vetikad välja töötanud kaitse, näiteks *P. littoralis* eritab organobromiidi ühendeid (Raberg *et al.*, 2005), *Ulvaria* perekond toodab dopamiini, mis piirab erinevate herbivooride kasvu (Nelson *et al.*, 2008) ning *C. glomerata* sisaldab oma rakuseinas palju tselluloosi, mis kaitseb teda herbivooride eest (Salovius & Bonsdorff, 2004). Uuringud näitavad, et niitjate vetikate kasv on soodustatud eutrofeerumisest ning põhjustab anoksilisi tingimusi, mis mõjub negatiivselt põhjaelustiku mitmekesisusele (Berezina & Golubkov, 2008). Tormid ja veetaseme kõikumine madalas vees mõjutab *C. glomerata* kasvu negatiivselt, sügavamas vees on niitjate vetikate kooslused stabiilsemad ning pole nende näitajatega oluliselt seotud (Gubelit & Berezina, 2010). Olafsson (2013) näitas, et põhjaloomastikku mõjutab ka niitjate vetikate erinev vorm (hõljuv, degradeerunud, roheline), kus erinevaid vetikavorme eelistasid erineva toitumistüübiga põhjaloomastik. Hõljuva ja degradeeruva *C. glomerata* vormi puhul oli liigiline mitmekesisus suurem kui roheline vetika faasis. Niitjate vetikate kasvule mõjub soodustavalt ka talluse tükkide abil levimine, kuid see on kahjulik tugeva

tallusega vetikatele, sest niitjad vetikad hõivavad selle tulemusena elupaiku kiiremini (Worm *et al.*, 2001). Seetõttu on võimalik niitjate vetikate katvuse põhjal ennustada põisadru levikut. Põhjaloostik näitas madalat arvukust niitjate vetikate koosluses (Worm *et al.*, 2001). Oma kiire kasvu tõttu tekib niitjatel vetikatel eelis tugeva tallusega vetikate suhtes ning taoline keskkonna muutus mõjutab kaudset ka põhjaloostikku ning kättesaadavaid ressursse. Niitjad vetikad on eelkõige heaks toiduallikaks põhjaloostikule, kuid elupaikadeks need väga sobivad pole. Orav-Kotta & Kotta (2004) näitasid, et balti lehtsarv ei suuda *C. glomerata*'l elada, kuna võib niitidesse kinni jääda ning selle tagajärjel surra.

1.1.3. Läänemere tavapärasemad põhjakoosluste liigid

Erinevate andmete põhjal elab Läänemeres vähemalt 6000 erinevat taime- ja loomaliiki, kõige liigirikkam ala on Kattogat ning liigivaesim Riia laht (Ojaveer *et al.* 2010). Liigirikkus on suuremalt jaolt mõjutatud soolsuse poolt, mis eristab Läänemere põhja ja lõuna osa. Keskkonna tingimused olenevad ka sellest, kas tegu on rannikuala või avatud merega, kus soolsus suuresti varieerub (Rönning & Bonsdorff, 2004). Meretaimed ja suured vetikad on oluliseks osaks ökosüsteemi funktsioneerimises, omades suurt mõju veevoolule, setete ladestumisele ja erosioonidele ning pakkudes uusi elupaiku (Meadows *et al.*, 2011). Läänemere tavapärased liigid ja perekonnad on näiteks põisadru, *C. glomerata*, *Ceramium tenuicorne*, kamm-penikeel (*Potamogeton pectinatus*), pikk merihein, agarik, heinmuda perekond (*Ruppia spp*), harilik hanehein (*Zannichellia palustris*), *P. littoralis*, *Ulva intestinalis* (Sandman *et al.*, 2013; Leidenberger *et al.*, 2012; Martin *et al.*, 2013). Osadele eelpool nimetatud taimeliikidele viidatakse ka kui ökosüsteemi võtmeliikidele, kes pakuvad teistele liikidele elupaiku ning muid toitu ja pelgupaiku (Ballesteros *et al.*, 2007; Fraschetti, 2008; Ojaveer *et al.*, 2010; Olafsson *et al.* 2013; Koivisto & Westerbom, 2010; Aguilera & Narravate, 2012) põisadru peetakse ökosüsteemi võtmeliigiks (Koivisto & Westerbom, 2010; Raberg, 2004) ning see levib põhiliselt madalamas, alla 10 m sügavuses vees (Westerbom *et al.*, 2002). Oluliseks elupaikade loojaks peetakse ka niitjat rohevetikat *C. glomerata*'t, mis levib samuti pigem madalas vees (Raberg, 2004). Loomastikust on levinumad liigid söödav rannakarp, balti lehtsarv, rändkarp (*Dreissena polymorpha*), balti lamekarp (*Macoma balthica*), liiva-uurikkarp (*Mya arenaria*) ja harilik tõruvähk (*Amphibalanus improvisus*) (Leidenberger *et al.*, 2012; Martin *et al.*, 2013; Sandman *et al.*, 2013). Ka loomastiku hulgas on ökoloogilise keskkonna mõttes olulisi liike, kes loovad teistele taime- ja loomaliikidele sobivat elukeskkonda, nende hulgas näiteks söödav rannakarp ja balti lehtsarv (Koivisto & Westerbom, 2010; Leidenberger *et al.*, 2012; Sandman *et al.*, 2013).

1.2. Keskkonnamõju põhjakooslustele Läänemere näitel

Läänemere näol on tegu ühe kõige reostatuma merega, kuid teisalt on tegu ühe põhjalikumalt uuritud mereregiooniga (Leppäranta & Myrberg, 2009). Läänemeri on hea uurimisobjekt ning sobiv mudelite väljatöötamiseks, kuna tegu on üsna liigivaese kooslusega, kuid seejuures on keskkonnalist näitajad hästi uuritud (Bremner, 2008). Läänemere vähese liigilise mitmekesisuse tõttu (Ojaveer *et al.*, 2010) võib see olla eriti tundlik kliima muutusele ning kohalikele stressoritele (Frid, 2011; Havenhand, 2012). Keskkonnamõjudest olulisemad on sügavus, temperatuur, soolsus, nõlvakalle, avatus, valgus, toitained, jäätumine, tormid, põhjasette- ja inimõju (Rönnberg & Bonsdorff, 2004; Bjaerke & Rueness, 2004; Bremner, 2006; Koivisto & Westerbom, 2010; Ojaveer *et al.*, 2010 Wahl *et al.*, 2013; Martin *et al.*, 2013; Sandman *et al.*, 2013).

1.2.1. Sügavus

Läänemeri on üsna madal meri, kus keskmine sügavus on 60 m ning maksimaalne sügavus ulatub 460 meetrini (Ojaveer *et al.*, 2010). Erinevad uuringud näitavad, et sügavus mõjutab erinevaid taime- ja loomaliike (Reitalu *et al.*, 2002; Glokczin & Zettler, 2008.; Kersen *et al.*, 2009; Coll *et al.*, 2010; Narayanaswamy *et al.*, 2013). Mitmeaastased vetikad levivad pigem madalas vees, sest seal kinnitumiseks ja kasvamiseks kindel pinnas, samas ka mitmed niitjad vetikad levivad pigem madalas vees, kuna intensiivne heitvee merre paiskamine pakub neile kasvuks vajalikke toitained (Berezina & Golubkov, 2008; Salovius & Bonsdorff, 2004). Sügavuslevik on oluliselt seotud valguse olemasoluga (Sandman *et al.*, 2013). Sügavus mõjutab ka loomastikku, seda tavaliselt negatiivselt, sest sügavuse kasvades väheneb taimestiku kasvuks vajalik valguse hulk (Sandman *et al.*, 2013). Glokczin ja Zettler (2008) leidsid, et Läänemeres oli optimaalsemaks sügavuseks, kus leidis kõige rohkem loomi 8 – 11,5 meetrit. Varasemalt leiti Saksa rannikult pikka meriheina ja põisadru ka 10 m sügavuselt, kuid viimase aja uuringud on näidanud, et pika meriheina levik varieerub 2,5 – 7,9 m vahel ning põisadru maksimaalne sügavuslevik on 4,7 m (Schories *et al.*, 2009). Peamiseks sügavusleviku kitsenemise põhjuseks on eutrofeerumine ning rannikuvete kvaliteedi halvenemine, kuid ka herbivooride toitumine võib teatud piirkondades oluline olla (Torn *et al.*, 2006). Üldiselt on näidatud, et sügavuse kasvades väheneb liigiline mitmekesisus (Coll *et al.*, 2010; Narayanaswamy *et al.*, 2013; Sandman *et al.*, 2013).

1.2.2. Soolsus

Läänemere näol on tegu riimveelise merega ja ülemineku tsooniga riimveelise Läänemere ja soolase Põhjamere vahel (Wahl *et al.*, 2013) ning sinne soolsus varieerub ookeaniveele

lähedasest kuni mageveeni välja (Schubert *et al.*, 2011). Riimvett peetakse mereorganismidele stressirohkeks keskkonnaks ning ainult sellega adapteeruvad liigid jäävad riimvees elama (Leskinen *et al.*, 2004). Soolsus on Läänemeres väga oluline keskkonnategur ning enamus uuringuid väidab, et suurema soolsusega kaasneb ka suurem liigiline mitmekesisus ning arvukus (Leskinen *et al.*, 2004; Ojaveer *et al.*, 2010; Leidenberger *et al.*, 2012; Nasrolahi *et al.*, 2013; Wahl *et al.*, 2013; Sandman *et al.*, 2013). On ka uuringuid, mis näitavad, et soolsus mõjub osadele liikidele negatiivselt (Raberg, 2004; Wahl *et al.*, 2013), seda enamasti mageveest pärit liikidele, kes eelistavad vähem soolast vett, näiteks mändvetikad (*Chara spp.*) Ka oportunistlike vetikaliikide mitmekesisus väheneb suureneva soolsusega (Raberg & Kautsky, 2007). Seega võib üldistatult öelda, et liigilisele mitmekesisusele mõjub soolsus pigem positiivselt ja soolsuse kasvades kasvab ka liigiline mitmekesisus kui veeorganismide arvukus. Põisadru elab Läänemeres oma soolsuspiiril 3 – 4 ‰, seega on keskkonnateguritele väga tundlik (Raberg & Kautsky, 2007). Läänemeres on madalaim taimeistiku liigirikkus 7 – 10 ‰ juures, see on soolase vee liikide füsioloogiliseks piiriks ning ka mageda vee liikidele limiteeriv soolsus, kust soolasemas vees need enam ei esine.

1.2.3. Avatus

Merekeskkond ning sealsed ökoloogilised protsessid ning liigirikkus on avatuse ja sellest lähtuvalt ka lainetuse poolt oluliselt mõjutatud (Tolvanen & Suominen, 2005; Wallin *et al.*, 2011). Wallin *et al.* (2011) ning Sandman *et al.* (2013) näitasid, et avatuse suurenedes väheneb liikide hulk. Liikide vähenemine on seletatud sellega, et lainetusele avatud piirkondades aetakse põhjaseteid rohkem segi ning lainetusega rebitakse organisme pinnaselt lahti (Reitalu *et al.*, 2002; Martin & Torn, 2004; Sandman *et al.* 2013). Avatud alasid peetakse mitmeaastaste taimede kasvult vaeseks (Reitalu *et al.*, 2002) ning ka loomad eelistavad pigem rannikuäärseid alasid, kus on vähem turbulentsi (Wallin *et al.*, 2011).

1.2.4. Inimtegevus

Läänemere keskkond on inimtegevusega tugevalt seotud (Ojaveer *et al.*, 2010; Leidenberger *et al.*, 2012). Inimtegevus mõjutab toiduvõrgustikku ning liikide taksonoomilist koosseisu enamikes maailma mere ökosüsteemides. Mere ökosüsteemid on suures muutumises inimtegevuse tõttu nagu elupaikade hävitamine, reostus, võõrliikide invasioon, ülepüük ning kliima muutused (Duffy & Stachowiz, 2006). Kuna merekeskkonda on vähe uuritud ning selle staatust pole alati kerge määrata, on inim mõju tihti pigem eelduste kui kvantitatiivsete tulemuste põhjal hinnatud (Fraschetti *et al.*, 2008). Vee ökosüsteemide toitainetega rikastumine on üks peamisi põhjusi, mis viib rannikualade eutrofeerumiseni. Põhiliseks eutrofeerumise

allikaks on reovee väljutamine veekeskkonda (Constanzo *et al.*, 2001). Heitvee merre laskmine võib muuta temperatuuri, soolsust, toitaineid ja raskemetallide kontsentratsiooni ning vähendada liigilist mitmekesisust viies koosluse ühe vetikaliigi domineerimisele (O'Connor, 2013). On leitud ka otseseid seoseid, kus heitvee merre laskmine on muutnud mereliikide koosseisu ja arvukust (Terlizzi *et al.*, 2002). Eutrofeerumine võib põhjustada kiirekasvuliste vetikate massilist õitsengut (Salovius & Bonsdorff, 2004; Berezina & Golubkov, 2008) ning see omakorda hõljuvaid vetikamatte (Paalme *et al.*, 2002), mis viib anoksiliste tingimusteni ning piirab teiste organismide ligipääsu valgusele (Nelson *et al.*, 2008). Samas pakuvad niitjad vetikad herbivooridele palju lihtsamat toitumisvõimalust kui kõva tallusega vetikad. Näiteks Svensson *et al.* (2004) leidsid, et kuigi tugeva tallusega *F. serratus* on herbivoor balti lehtsarve eelistatum toiduobjekt, pakkus ka niitjas punavetikas *P. fucoides* sobivat elupaika ning vähiliste biomass oli nendes kooslustes suurem. Ka Orav-Kotta & Kotta (2004) näitasid selgelt, et balti lehtsarv eelistas toiduobjektina niitjat vetikat (nimetatud töös *P. littoralis* ja *C. glomerata*), kui see keskkonnas olemas oli. Balti lehtsarv eelistas *P. littoralis*'ega kaetud põisadru kooslusi ilma niitjate vetikatega kaetud põisadru kooslustele. Seega on *P. littoralis* tähtis toiduallikas ning põisadru tähtis elupaik (Orav-Kotta & Kotta, 2004). Eutrofeerumise tagajärjel, mis põhjustab niitja vetika *P. littoralis*'e massilist kasvu ning põisadru vähenemist, on vähiliste asustustihedus sadu kordi suurenenud (Kotta *et al.*, 2000). Seega võib öelda, et kuigi niitjate vetikate massilised esinemised võivad vee-elustikule negatiivselt mõjuda, on nad ka oluliseks toiduallikaks ning seetõttu võib niitjate vetikate osakaalu suurenemine viia ka vähiliste arvukuse kasvule. Positiivne efekt esineb aga seni, kuni vetikad anoksilisi tingimusi ei põhjusta.

1.2.5. Nõlvakalle ja muud keskkonnategurid

Erinevad uuringud on näidanud, et ka nõlvakalle, temperatuur, põhjasetted, toitained, jäätumine, tormid, valgus ning ka muud keskkonnategurid mõjutavad taimestikku ja loomastikku (Kotta *et al.*, 2008; Wallin *et al.*, 2011; Sandman *et al.*, 2013). Nõlvakalle võib mõjutada loomade elupaiku ning põhjaseteid (Sandman *et al.*, 2013), samas ka valguse langemist erinevatesse veekihtidesse (Wallin *et al.*, 2011). Isaeus (2004), näitas, et tugeva tallusega vetikad ning karbid olid nõlvakallega seotud, mõlemad levisid paremini suurema nõlvakallega aladel. Temperatuur ja jäätumine mõjutavad koosluseid peamiselt vegetatsiooniperioodi pikkusega ning on seotud paljunemisega (Bjaerke & Rueness, 2004; Bremner *et al.*, 2006; Wahl *et al.*, 2013). Põhjasetted määravad, millised taimed ning loomad neid kooslusi asustavad. Kõvadel põhjadel kasvavad kinnitunud vetikad, sellega seotud taimestik ning karbid. Pehmeid põhjaid asustavad kõrgemad taimed, nendega seotud ülejäänud

fauna ning settesse kaevunud loomastik (Sandman *et al.*, 2013). Toitainete kättesaadavus on samuti oluline faktor, kuna see mõjutab oluliselt liikide hulka ja koosseisu. Rannikul, kus inimõju tagajärjel paisatakse merre palju toitaineid, levib palju kiiresti kasvavaid oportunistlike liike (Salovius & Bonsdorff, 2004; Berezina & Golubkov, 2008). Tugeva tallusega vetikad nagu põisadru pakuvad niitjatele vetikatele head kinnitumispinda ning kinnitunud vetikad on omakorda toiduallikaks erinevatele herbivooridele ja omnivooridele (Orav-Kotta & Kotta, 2004). Seejuures võib osade liikide massiline kasvamine mõjutada teiste veeorganismide ligipääsu toitainetele ning vastavate liikide arvukust vähendada (Nelson *et al.*, 2008).

1.3. Töö eesmärgid ja hüpoteesid

Käesolev töö uurib põhjataimestiku seost põhjaloomastikuga kõvadel põhjadel Läänemere idaosas. Uuritakse koosluses domineerivate vetikate tallusetüübi seost loomastikuga alade näitel, kus taimestiku katvus on 100%. Käesolevas töös hinnatakse esmakordselt põhjataimestiku talluse struktuuri rolli vastavates kooslustes Läänemere idaosas. Lisaks sellele uuritakse ka keskkonnategurite mõju. Töö hüpoteesid on järgmised:

1. Vetikakoosluste omadused seostuvad loomastiku biomassi, arvukuse, liigilise mitmekesisuse ja funktsionaalse mitmekesisusega.
2. Kõva tallusega vetikate osakatvuse suurenemine on loomastiku biomassi, arvukuse, liigilise ja funktsionaalse mitmekesisusega positiivses seoses.
3. Niitjate vetikate osakatvuse suurenemine on loomastiku biomassi ning arvukusega positiivses seoses, kuid liigilise ja funktsionaalse mitmekesisusega negatiivses seoses.
4. Keskkonna parameetritest on taimestiku ja loomastiku kooslustega kõige suuremas seoses sügavus, soolsus ja inimtegevus.

2. Materjal ja metoodika

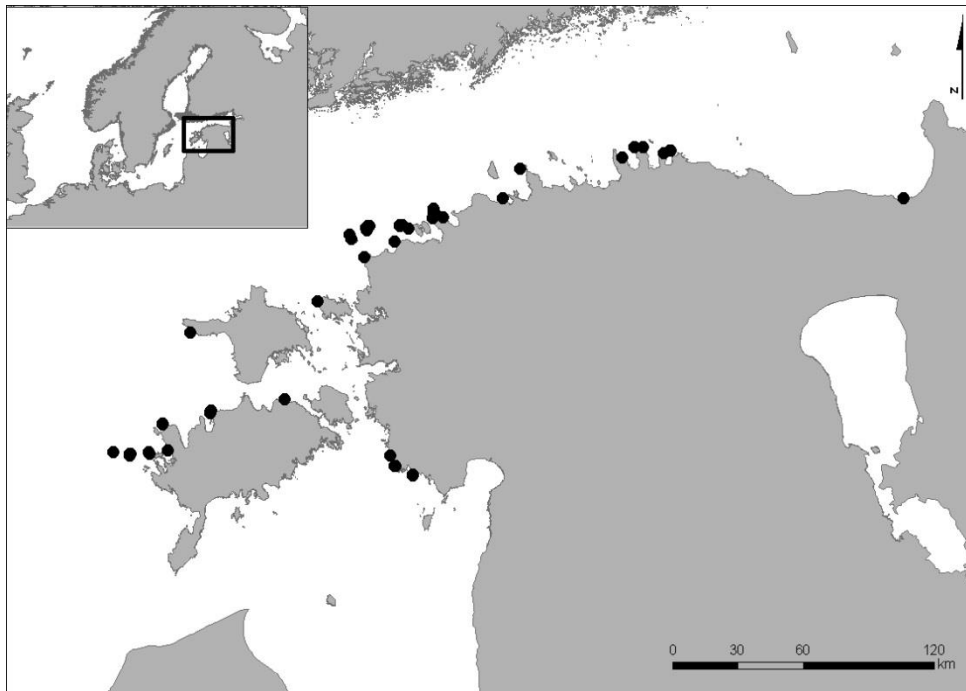
2.1. Materjal

Käesolevas töös uuriti Läänemere põhjaloomastiku sõltuvust põhjataimestiku omadustest. Autor ise antud andmete kogumise ega töötlemisega ei tegelenud ning töös kasutati Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituudi merebioloogia osakonna põhjaelustiku andmebaasi andmeid, mis on kogutud aastatel 2007 – 2011 erinevate uurimisgruppide poolt. Töösse on kokku koondatud andmed 79 jaamast, mis vastasid järgmistele kriteeriumitele: 1) 100% kõva sete (kalju või kivid (minimaalne $d > 20$ cm)), 2) 100 % taimestiku katvus ning 3) jaamadest on kogutud biomassiproovid (joonis 1). Info katvuse ning sette iseloomu kohta pärineb kas otsesest vaatlusest sukelduja poolt või videosalvestusest. Proovid koguti sukeldujate poolt 0,2 – 10 m sügavuselt. Biomassiproovid koguti sukelduja poolt metallraami abil järgides HELCOMi proovivõtmise juhendit (HELCOM, 2008; Martin *et al.*, 2013). Kogutud proovid pesti nailonsõeltel, võrgusilma diameetriks oli 0,25 mm. Proovid pakiti kilekottidesse, varustati etiketiga ning säilitati -20 kraadi juures kuni laboratoorse analüüsini. Laboratooriumis määrati proovis leidunud taime- ning loomaliigid ja leiti iga liigi arvukus ja kuivkaal 1 m² kohta. Proovide kogumisel ja analüüsimisel lähtuti HELCOM-i standarditest, et tagada andmete võrreldavus teiste Läänemere riikide sarnaste proovidega (HELCOM, 2007). Videomaterjali abil analüüsiti jaamade põhjakoosluste katvuskirjeldused. Kõik tulemused on varasemalt sisestatud TÜ Eesti Mereinstituudi merebioloogia osakonna kesksesse põhjaelustiku andmebaasi. Käesolevas töös autori poolt analüüsitud andmed sisaldasid kuupäeva, sügavust, vetikate talluse tüüpe, vetikarühma, taimede eluiga, taimede omadusi, taimede biomassi, loomade biomassi, erinevaid taime- ja loomaliike. Taimekooslusi kirjeldavateks parameetriteks valiti tugeva/niitja tallusega vetikate katvus- ja biomassiprotsent, üheaastaste/mitmeaastaste vetikate katvus- ja biomassiprotsent, taimede biomass ning taimeliikide mitmekesisus. Loomakoosluste kirjeldamiseks kasutati järgmisi näitajaid: loomade biomass, loomade arvukus, herbivooride arvukus, detritovooride arvukus, filtreerijate arvukus, kiskjate arvukus ning loomaliikide mitmekesisus. Keskkonnaandmetest lisati igale jaamale koordinaatide alusel hiljem soolsuse andmed, avatuse, nõlvakalde ning inimõju (BSPI) väärtused (tabel 1). Lihtsustatud lainemudeli meetodil (*The simplified wave model*) arvutati avatuse määr toetudes 10 aasta keskmistele tuuleoludele (1. jaanuar 1997 – 31. detsember 2006) Läänemeres. Pesadega võrgustiku tehnika (*Nested grids technique*) abil tehti kindlaks pika vahemaa efektid kohalikule avatuse režiimile, võrgustike resolutsiooniks oli 25 m (Isaeus, 2004). Nõlvakalle (°) arvutati ArcGIS tarkvara programmi abil iga proovivõtu punkti kohta 50 m resolutsiooniga. BSPI ehk Läänemere surve indeks (Baltic Sea Pressure Index. HELCOM, 2010), mis näitab

kohaliku elanikkonna mõju intensiivsust konkreetses piirkonnas. BSPI indeks määratakse iga 5 X 5 km pindalaühiku kohta ning see sisaldab endas mitmeid surve mõõdikuid, nende hulgas lämmastiku õhku paiskamise hulk aastatel 2005 – 2007, veekaudne lämmastiku ja fosfori ladestamine 2000. aasta info põhjal, 2003 – 2006. aastatel jõgede kaudu Läänemerre sattunud orgaaniline aine, põhjasüvendusega seotud tegevused aastatel 2003 – 2007, põhjasüvenduse jääkide töötlemine aastatel 2005 – 2007, raskemetallide ja radioaktiivsete ainete sisend 2003 – 2006 aastatel, sadamate lastide suurused 2008. aastast, kaugus sadamatest, paadi- ja laevasõidu määr ning inimasustustihedus (HELCOM, 1993).

Tabel 1. Töös uuritud keskkonnandmete varieeruvus.

	Miinimum	Maksimum	Keskmine
Sügavus (m)	0,2	10	3
Soolsus (‰)	2,9	7,7	6,3
Avatus	46 700	929 000	276 000
Nõlvakalle (°)	0	3,9	1
Inimmõju (BSPI)	39	73	51



Joonis 1. Uuringujaamad Eesti rannikul.

2.2. Andmete analüüs

Programmi Statistica 7.1. (Starsoft. Inc. 2005) abil teostati ühemõõtmelisi analüüse (taimestiku, loomastiku ning keskkonnategurite vahel) ning programmi Primer 6 (Version 6.1.5., PRIMER-E Ltd. 2006) abil uuriti abiootiliste ja biootiliste tegurite seoseid koosluste liigilise domineerimisstruktuuriga.

Koosluste mitmekesisuse iseloomustamiseks arvutati Shannoni mitmekesisusindeks eraldi loomastiku ja taimestiku biomassi põhjal. Vaatlemaks loomastiku üldarvukuse ja üldbiomassi, liikide arvu, Shannoni mitmekesisusindeksi ja erinevate toitumisrühmade arvukuste seoseid taimekoosluse omadustega ning abiootiliste keskkonnateguritega arvutati kõigi tunnusepaaride vahel Spearmani astakorrelatsioonikordaja. Sama meetodikaga uuriti ka taimekooslusi kirjeldavate omaduste seoseid keskkonnatingimustega. Usaldusnivooks valiti $p < 0.05$.

Põhjataimestiku ja loomastiku koosluste domineerimisstruktuuri seoseid erinevate keskkonnanäitajatega ning taimestiku ja loomastiku kooslusi kirjeldavate biootiliste parameetritega analüüsiti mitmetunnuselise BIO-ENV (BEST) meetodiga, mis võimaldab analüüsi kaasata palju sõltuvaid muutujaid. Analüüsimiseks loodi nii taime- ja loomaliikide biomassil kui ka kogu kooslusel (taimede ja loomade biomass koos) põhinevad koosluste

struktuuri sarnasusmaatriksid (kirjeldamaks koosluste domineerimisstruktuuri), mille koostamisel kasutati Bray-Curtis indekseid (Bray & Curtis, 1957). Sõltumatuteks muutujateks olid abiootilised ja biootilised keskkonnanäitajad, mille erinevate kombinatsioonidega arvutatakse BEST analüüsil keskkonnategurite sarnasusmaatrikseid. Saadud keskkonnategurite sarnasusmaatriksite ja koosluste struktuuri sarnasusmaatriksite vahel arvutatakse Spearmani astakorrelatsioonikordajad (R). Tulemuse statistiline olulisus leitakse seejärel permutatsioonanalüüsi abil. Tulemusena saadud R väärtused näitavad, millised abiootilised keskkonnategurid ja taimestiku ning loomastiku omadused ennustavad kõige paremini põhjaelustiku koosluste struktuuri.

Koosluste struktuurivõrdluste visualiseerimiseks kasutati MDS (mitte-parameetriline mitmedimensionaalne ordineerimine) analüüsi. Tegu on mitteanalüütilise arvutusliku meetodiga, mis võimaldab visuaalselt vaadelda koosluste sarnasust. Meetod ei eelda andmestikus seoseid ja otsib iteratiivselt parimat konfiguratsiooni, peatudes selle leidmisel (kui konfiguratsioon ei parane edasiste ordineerimistega).

3. Tulemused

100% vetika katvus kõval substraadil registreeriti sügavusvahemikus 0,2-10 m. Vaadeldud jaamades esines kokku 34 taimeliiki (nendest 23 niitja tallusega ning 11 tugeva tallusega) ning 45 loomaliiki (biomassid ning arvukused on toodud lisades 1 ning 2). Taimeliikidest domineerisid vaadeldud jaamades *C. tenuicorne*, *C. glomerata*, põisadru, *P. littoralis*, *Polysiphonia fucoides*, mille kõigi puhul oli esinemissagedus üle 50 % (Lisad 1). Enim levinud vetikad levisid kogu mõõdetud proovide sügavusvahemikus ehk 0,2 – 10 meetrini. Dominantsed liigid olid peamiselt niitjad vetikad. Kõige haruldasemad liigid vaadeldud piirkondades olid niitjas punavetikas *Aglaothamnion roseum*, niitjas rohevetikas *Chaetomorpha linum*, kare mändvetikas (*Chara aspera*), kähar mändvetikas (*Chara canescens*), pruunvetikas *Leathesia marina*, rohevetikas *Monostroma balticum*, pesajas tolüpell (*Tolypella nidifica*) ja rohevetikas *Ulothrix sp*, mille kõigi esinemissagedus oli 1 % ehk neid taimi leidis vaadeldud jaamades vaid ühes. Haruldaste liikide leviku puhul oli ka sügavusvahemik kitsam: 1 – 6 m. Kõikide haruldaste liikide puhul oli tegu üheaastaste vetikatega. Erinevalt tugeva tallusega vetikatest olid niitjad vetikad esindatud kõikides jaamades ning tavapäraselt jäi niitjate vetikate katvus vahemikku 31-100%.

Loomastikust olid levinumad taksonid (esinemissagedus üle 50 %) sugukond surusääsklased (*Chironomidae*), juveniilsed kirpvähid (*Gammarus juv*), ookeani kirpvähk (*Gammarus oceanicus*), *Gammarus zaddachi*, balti lehtsarv, roheline lehtsarv, valgelaup-kakand (*Jaera albifrons*), söödav rannakarp, lamekeermene vesitigu (*Peringiae ulvae*) ning vesiking. Dominantsed liigid levisid sügavusvahemikus 0,2 – 10 m ning toitumistüübilt oli kõige rohkem herbivoore, hõimkondadest olid enimlevinud vähid ja limused. Haruldasemad loomaliigid (esinemissagedus 1,27%) olid: kalatäi (*Argulus sp*), kaspia kootvähk (*Chelicorophium curvispinum*), mardikalised (*Coleoptera*), kahetiivalised (*Diptera*), *Laomedea flexuosa*, harilik põistigu (*Physa fontinalis*) ja merikilk (*Saduria entomon*), kes esinesid sügavusvahemikus 0,5 – 8 m. Toitumise tüübi ega hõimkondade puhul ühtki domineerivat näitajat ei esinenud.

Taimeliikide arv ja tugevate vetikate katvusprotsent omavahel ei korreleerunud ($p = 0.155$; $R = 0.161$), seega kasutati loomastiku analüüsis mõlemaid näitajaid.

3.1. Koosluste parameetrid

3.1.1. Bioloogilised seosed

Kõige olulisemad loomastiku parameetreid kirjeldavad taimestiku näitajad olid niitjate vetikate katvus, niitjate vetikate biomass, taimeliikide arvukus ning taimede biomassil põhinev Shannoni indeks. Kõik eelpool nimetatud taimestiku näitajad seonduvad vähemalt kahe tabelis toodud loomastiku parameetriga ning korrelatsioonid olid positiivsed (Tabel 2). Vähem olulisi korrelatsioone esines tugeva tallesega vetikate katvuse, katvusprotsendi, biomassi ja biomassi protsendiga, mis seonduvad loomastiku näitajatest ainult filtreerijate arvukusega ning korrelatsioonid olid negatiivsed.

Tabel 2. Bioloogilised seosed. (Spearman astakorrrelatsioon, olulised seosed on toodud paksus kirjas (p<0,05)).

	Loomade biomass	Loomade arvukus	Loomaliikide arv	Herbivooride arvukus	Detritivooride arvukus	Filtreerijate arvukus	Karnivooride arvukus	Loomade biomassi Shannoni indeks
Niitjate vetikate katvus	0,10	0,13	0,27	0,04	0,08	0,29	0,16	0,05
Tugeva tallusega vetikate katvus	-0,01	-0,13	-0,13	-0,01	-0,12	-0,24	-0,09	-0,07
Niitjate ja tugeva tallusega vetikate kogukatvus	0,13	-0,05	0,12	-0,04	-0,03	0,05	0,06	-0,08
Tugeva tallusega vetikate katvusprotsent	-0,02	-0,12	-0,14	-0,01	-0,11	-0,24	-0,10	-0,06
Niitjate vetikate biomass	0,29	0,29	0,31	0,22	0,12	0,27	0,13	-0,01
Tugeva tallusega vetikate biomass	-0,07	-0,19	-0,06	0,06	-0,10	-0,33	0,01	0,04
Niitjate ja tugeva tallusega vetikate biomass	0,08	-0,13	-0,05	0,08	-0,17	-0,23	0,00	0,01
Tugeva tallusega vetikate biomassi protsent	-0,12	-0,26	-0,12	0,00	-0,16	-0,36	-0,02	0,04
Üheaastaste vetikate katvus	-0,05	0,05	0,20	-0,02	0,09	0,16	0,16	0,22
Mitmeaastaste vetikate katvus	0,10	-0,04	-0,07	0,08	-0,08	-0,12	-0,04	-0,21
Mitmeaastaste vetikate katvusprotsent	0,10	-0,03	-0,07	0,08	-0,08	-0,12	-0,04	-0,21
Taimede biomass	0,08	-0,13	-0,07	0,07	-0,15	-0,22	-0,03	0,01
Taimeliikide arvukus	0,32	0,46	0,59	0,43	0,36	0,33	0,48	0,02
Taimede biomassi Shannoni indeks	0,15	0,32	0,37	0,14	0,27	0,30	0,28	0,03

3.1.2. Keskkond ja taimestik

Taimestikule oli keskkonna parameetritest suurima tähtsusega avatus, mis oli nii taimede biomassi kui mitmekesisusega negatiivselt seotud, lisaks seondus avatus negatiivselt ka tugeva tallusega ja mitmeaastaste vetikate arvukust (Tabel 3). Positiivne seos avatusega oli ainult niitjate vetikate katvusel ning üheaastaste vetikate katvusel.

Sügavus oli suures osas sama efektiga kui avatus, kus tugeva tallusega vetikaid ning taimede mitmekesisus oli negatiivses seoses. Niitjate vetikate puhul oli seos positiivne.

Inimmõju oli taimestiku parameetritega üldiselt positiivses korrelatsioonis, seondudes nii tugeva tallusega, mitmeaastaste kui ka taimede biomassi ja mitmekesisusega positiivselt. Ainus negatiivne korrelatsioon oli inimõju ja üheaastaste vetikate katvuse vahel.

Soolsus oli tugeva tallusega vetikate ning taimeliikide arvukusega negatiivses korrelatsioonis.

Nõlvakalde ja taimestiku vahel olulist seost ei leitud. Kõik vaadeldud seosed asuvad tabelis 3.

Tabel 3. Keskkonna ja taimestiku vahelised seosed (Spearman astakkorrelatsioon, olulised seosed on toodud paksus kirjas ($p < 0,05$)).

	Sügavus	Soolsus	Avatus	Nõlvakalle	Inimmõju
Niitjate vetikate katvus	0,26	0,14	0,35	-0,12	-0,21
Tugeva tallusega vetikate katvus	-0,32	-0,20	-0,34	0,05	0,30
Niitjate ja tugevate vetikate katvus	-0,06	0,00	0,04	-0,16	0,11
Tugeva tallusega vetikate katvusprotsent	-0,31	-0,21	-0,35	0,08	0,30
Niitjate vetikate biomass	0,03	0,05	0,12	-0,28	-0,11
Tugeva tallusega vetikate biomass	-0,34	-0,33	-0,36	0,00	0,39
Niitjate ja tugeva tallusega vetikate biomass	-0,28	-0,27	-0,31	-0,15	0,34
Tugeva tallusega vetikate biomassi protsent	-0,33	-0,32	-0,35	0,03	0,41
üheaastaste vetikate katvus	0,17	0,14	0,36	-0,16	-0,26
Mitmeaastaste vetikate katvus	-0,19	-0,12	-0,27	0,13	0,31
Mitmeaastaste taimede katvusprotsent	-0,06	0,00	0,04	-0,16	0,11
Taimede biomass	-0,18	-0,11	-0,28	0,16	0,31
Taimeliikide arv	-0,29	-0,23	-0,31	-0,14	0,33
Taimede biomassi Shannoni indeks	0,03	-0,01	0,00	0,08	-0,13

3.1.3. Keskkond ja loomastik

Loomastikuga oli keskkonnanäitajatest suurimas seoses sügavus, kus loomade biomass, üldine arvukus ning herbivooride arvukus oli sügavusega positiivselt seotud. Negatiivne seos leiti herbivooride ja loomade biomassi Shannoni indeksi vahel. Inimmõju oli loomastikuga negatiivses seoses, seda nii loomade biomassi, arvukuse, mitmekesisuse kui filtreerijate arvukuse seisukohalt. Avatus oli loomaliikide biomassile, arvukusele ning filtreerijate arvukusele soodustav, kuid loomade biomassi Shannoni indeks oli avatusega negatiivses seoses. Soolsus seondus positiivselt loomade biomassi ning filtreerijate arvukusega ning negatiivselt loomade biomassi Shannoni indeksiga. Nõlvakaldel puudus seos loomastikuga. Seosed on leitavad tabelist 4.

Tabel 4. Loomastiku ja keskkonna vahelised seosed. (Spearman astakorrrelatsioon, olulised seosed on toodud paksus kirjas ($p < 0.05$)).

	Sügavus	Soolsus	Avatus	Nõlvakalle	Inimmõju
Loomade biomass	0,53	0,35	0,32	0,04	-0,24
Loomade arvukus	0,26	0,13	0,10	0,02	-0,35
Loomaliikide arv	0,18	0,13	0,32	-0,02	-0,24
Herbivooride arvukus	-0,28	-0,16	-0,06	-0,03	0,05
Detritivooride arvukus	-0,11	0,21	0,10	0,13	-0,13
Filtreerijate arvukus	0,64	0,46	0,41	0,02	-0,60
Karnivooride arvukus	-0,08	-0,08	0,12	-0,08	-0,07
Loomade biomassi Shannoni indeks	-0,50	-0,29	-0,39	-0,13	0,00

3.2. Taimestiku, loomastiku ja keskkonnaparameetrite seos liikide biomassiga

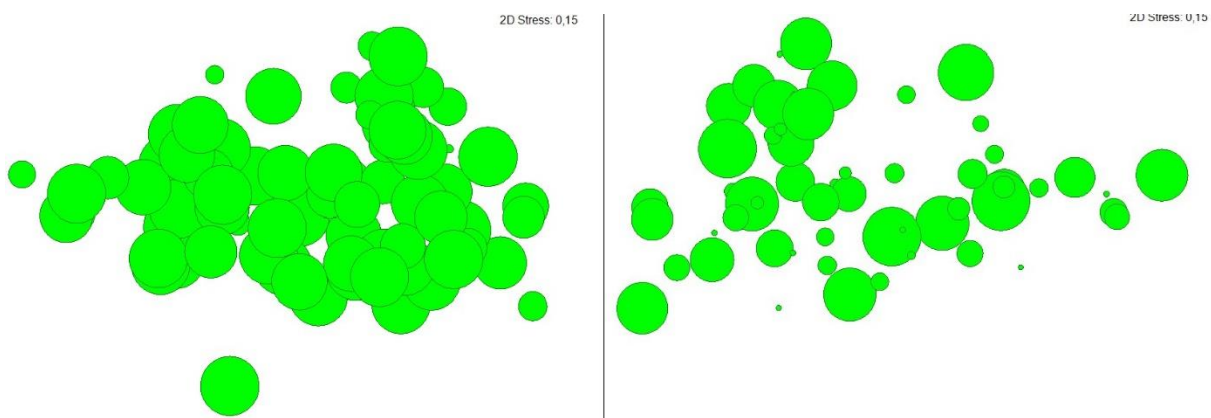
Käesolevas töös vaadeldi lisaks ka liikide domineerimisstruktuuri seoseid taimestiku, loomastiku ning väliskeskkonna parameetritega.

Kogu loomade koosluse domineerimisstruktuurist seletasid tugeva tallusega vetikate katvusprotsent, tugeva tallusega vetikate biomassi protsent, taimeliikide biomass ning taimeliikide mitmekesisus ära üsna väikese osa (BEST, $R = 0.136$; $p = 0.01$).

Loomastiku parameetritest seletasid loomade biomass, filtreerijate arv ning loomaliikide mitmekesisus ära üsna väikese osa taimede koosluse domineerimisstruktuurist (BEST, $R = 0.148$; $p = 0.01$).

Soolsus ja sügavus selgitasid taimede koosluse domineerimisstruktuuri vähesel määral (BEST, $R = 0.211$, $p = 0.01$). Loomade koosluse domineerimisstruktuur oli keskkonna parameetritega rohkem seotud, kus sügavus ja soolsus kirjeldasid loomade biomassi varieeruvust rohkemal määral ($R = 0.379$, $p = 0.01$) kui taimede biomassi. Lisaks sellele oli loomade koosluse domineerimisstruktuuri kirjeldamisel oluline ka nõlvakalde, soolsuse ja sügavuse näitajad (BEST, $R = 0.362$) ning inimõju, soolsuse ja sügavuse kombinatsioon ($R = 0.316$; $p = 0.01$). Loomade arvukuse domineerimisstruktuuri ning keskkonna parameetrite vahel andsid parima tulemuse sügavuse ja soolsuse kombinatsioon ($R = 0.347$, $p = 0.01$) ning sügavus, soolsus ja nõlvakalle ($R = 0.346$; $p = 0.01$). Kõige olulisemaks üksikuks parameetriks loomade arvukuse domineerimisstruktuuri puhul oli soolsus ($R = 0.297$; $p = 0.01$). Kõige rohkem seletasid keskkonnategurid (sügavus, soolsus, avatus ja inimõju) terve koosluse domineerimisstruktuuri (taimede ja loomade biomass) varieeruvust ($R = 0.784$, $p = 0.01$).

Loomastiku domineerimisstruktuuri põhjal ei erinenud erinevate niitjate ja kõva tallusega vetikate katvusklasside vahel (MDS, Joonis 2).



Joonis 2. Põhjaloomastiku koosluste mitmemõõtmeline ordineerimine (MDS). Ringide suurus näitab niitajate vetikate (vasakul) ja tugeva tallusega vetikate (paremal) katvusprotsenti. Ringide suurus näitab katvusprotsenti (0 – 100 %, suurem ring viitab suuremale katvusprotsendile).

4. Arutelu

Käeoleva töö eesmärgiks oli analüüsida Läänemere taimestiku ja loomastiku omavahelisi seoseid, lisaks sellele uuriti ka keskkonnaparameetrite seoseid taimestiku ning loomastikuga.

Töö esimene hüpotees, mille kohaselt vetikakoosluste liigiline mitmekesisus on seotud loomastiku biomassi, arvukuse ja liigilise ning funktsionaalse mitmekesisusega, leidis kinnitust, kuna taimeliikide mitmekesisus oli kõikide eelpool nimetatud loomastiku parameetritega positiivses korrelatsioonis. Seda, et taimeliigid loomastikku mõjutavad, kirjeldas ka Bremner (2006). Veetaimede positiivne seos loomastikuga seisneb elupaikade loomises (Kersen *et al.*, 2009; Lauringson & Kotta, 2006), toidu pakkumises (Lauringson & Kotta, 2006) ning lisaks võivad taimed loomadele pelgupaiku pakkuda (Aguilera & Navarrete, 2012). Samuti võib mõne taimeliigi esinemine olla otseselt seotud mõne konkreetse loomaliigi esinemisega (nt pehmetel põhjadel mitme kõrgema taimeliigi koosluse puhul on näidatud, et *P. perfoliatus*'e esinemine koosluses suurendab kirpvähkide (*Gammarus* sp) arvukust (Gustafsson & Boström, 2009). Samuti võivad taimed loomastikku negatiivselt mõjutada (Berezina & Golubkov, 2008). Loomastiku arvukust vähendavad vabalt triivivad vetikamatid, mis põhjustavad anaeroobseid tingimusi ja hõivates elupaiku (Salovius & Bonsdorff, 2004), piirates seega loomadele eluks vajalikke ressursse. Seega võib öelda, et taimestiku mitmekesisus seondub loomastikuga pigem positiivselt, kuid kiiresti kasvavate vetikate massilisel vohamisel ning vetikate lagunemisel võib taimestik loomade arvukust vähendada (Nelson *et al.*, 2008). Vastav tendents leidis kinnitust ka käesolevas töös käsitletud piirkonnas, kus uuriti 100 % taimestiku katvusega kõvade põhjade kooslusi. Selle tulemusena võib oletada, et liigiline mitmekesisus on kõvade põhjade kooslustes väga oluline indikaator määramaks loomastiku arvukust.

Uurimuse teine hüpotees kinnitust ei leidnud, kuna kõva tallusega vetikad loomastikuga olulises seoses ei olnud ning ühemõõtmeliste analüüsides vähesed olulised korrelatsioonid olid negatiivsed. Ka mitme-tunnuse analüüsil kõva tallusega vetikate katvuse ja loomade koosluse struktuuri vahel seost ei näidanud. Üldiselt võiks arvata, et loomastik eelistab elupaikadena kõva tallusega vetikate kooslusi. Kõva tallusega vetikas põisadru kui ökoloogiline võtmeliik (Koivisto & Westerbom, 2010), pakub loomadele elupaiku ning toitu. Samuti pakub põisadru elupaika ning kinnituspaika niitjatele vetikatele (Raberg, 2004), mis on loomadele heaks toiduallikaks. Raberg (2004) ja Pereya *et al* (2013) leidsid, et põisadru kooslused olid mitmekesisema loomastiku ja taimestikuga kui niitjate vetikate kooslused. Käesolevas uurimuses see tendents kinnitust ei leidnud. Liigirikkus, kasv ning ellujäämine on

põhjataimestikuga alades suurem kui ilma struktuurita elupaikades (Heck *et al.*, 2003). Seetõttu võib arvata, et antud uurimuses ei leitud tugeva tallusega vetikatel olulist seost loomastikuga, kuna uuritud koosluste puhul võis loomastiku jaoks oluline olla struktuuri olemasolu, mitte selle tüüp.

Uurimuse kolmas hüpotees, mis eeldas, et niitjate vetikate osakatvuse suurenemine on loomastiku biomassi ning arvukusega positiivselt seotud, kuid liigilise ja funktsionaalse mitmekesisusega negatiivselt seotud, sai osaliselt kinnitatud. Niitjate vetikate katvus seondus nii loomade arvukuse kui loomaliikide mitmekesisusega positiivselt, kuid ainult loomaliikide arvukuse puhul oli leitud korrelatsioon statistiliselt oluline. Samas oli niitjate vetikate biomass loomastiku parameetritega suuresti positiivses korrelatsioonis. Liigilise ja funktsionaalse mitmekesisuse puhul statistiliselt olulist tulemust ei leitud. Ka mitme-tunnuselised analüüsid ei näidanud olulist seost niitjate vetikate katvuse ning loomade biomassi vahel. Kotta *et al.* (2008) uurimuses leiti niitja vetika *C. glomerata* soodustav fenomen loomastikule. *C. glomerata*'t kirjeldati kui head elupaika ning toiduallikat ning selle olemasolu suurendas herbivooride, detritivooride ning karnivooride arvukust. Vastukaaluks näitas Raberg (2004), et niitjate vetikate kooslused olid liigivaesemad kui põisadru kooslused. Raberg & Kautsky (2007) tulemused näitasid tugeva tallusega *F. radicans*'i koosluste suuremat mitmekesisust niitjate vetikate kooslustega võrreldes, kuid põisadru kooslused olid liigilise mitmekesisuse osas sarnased niitjate vetikate kooslustele.

Käesolevas uurimuses analüüsiti lisaks bioloogilistele seostele ka taimestiku ning loomastiku seoseid keskkonna parameetritega. Tulemused näitasid, et inimõju oli oluline, kuid peamised kooslust kujundavad keskkonnategurid on sügavus ning avatus. Taimestiku ning keskkonnaparameetrite analüüsi puhul ilmnes, et sügavuse suurenemisel kasvab niitjate vetikate hulk, kuid tugeva tallusega vetikate katvus ning biomass väheneb. Tugeva tallusega vetikad levivad pigem madalas vees, kus neil on hea kinnitumispind ning lisaks sellele ligipääs valgusele (Sandman *et al.*, 2013). Lisaks sellele, on eutrofeerumise tagajärjel tugeva tallusega vetikate sügavuslevik kitsenenud ning seega asustavad tugeva tallusega vetikad pigem madalamat vett (Schories *et al.*, 2009). Tugeva tallusega põisadru levib madalas, kuni 4 m sügavus vees (Rohde *et al.*, 2008) ning niitjas vetikas *P. littoralis* sügavuslevik on suurema amplituudiga, mis võimaldab kasvada nii madalas kui sügavamas vees (Kotta *et al.*, 2008). Ka meie vaadeldud jaamades levisid niitjad vetikad laias sügavusvahemikus – 0,2 kuni 10 meetrini, kuid tugeva tallusega põisadru levis pigem madalamas vees. Tugeva tallusega, kuid põisadrust oluliselt väiksem agarik levis käesolevas uurimuses kuni 10 meetri sügavuseni.

Uurimused on näidanud, et agarikku võib leida sügavusvahemikust 3 – 16 m, kuid optimaalseks kasvuks sobib sügavusvahemik 6 – 10 m (Bucas *et al.*, 2007), kuid varjatud elupaikades kasvab agarik ka 1 m sügavusel (Martin *et al.*, 1999). Kersen *et al.* 2009. aasta töös leiti agarikku sügavusvahemikus 1 – 8,5 m. Käesoleva töö tähtsamad liigid esinesid neile tavapärasel sügavusvahemikus.

Avatus oli positiivselt seotud niitjate ja üheaastaste taimedega ning negatiivselt mitmeaastaste ja tugeva tallusega vetikatega, ka taimede üldine mitmekesisus ning arvukus oli avatud elupaikades madalam kui varjatud elupaikades. Avatus mõjutab oluliselt mereorganisme (Tolvanen & Suominen, 2005; Wallin *et al.*, 2011; Sandman *et al.*, 2013). Avatud veekogusid on kirjeldatud kui mitmeaastaste taimede hulgalt madala mitmekesisusega alasid (Reitalu *et al.*, 2002), kuna tugeva tallusega vetikad (enamasti mitmeaastased) ei saa tormide tõttu väga suure avatusega piirkondades kasvada. Tormid rebivad avatud meres tugeva tallusega taimed substraadi küljest lahti (Martin & Torn, 2004, Reitalu *et al.*, 2002). Ka Wernberg & Connell (2008) näitasid, et põisadru levis pigem varjatud elupaikades. Üheaastased ning niitjad vetikad eelistavad pigem avatud elupaiku, kuna seal on konkurents mitmeaastaste vetikatega väiksem, parem vastupidavus lainetusele, parem toitainete omastamine (pidev vee liikumine). Reitalu *et al.* (2002) näitasid, et avatud elupaikades levisid põisadru – *P. fucoides* assotsiatsioon ja *P. fucoides*'e kooslused. Seevastu varjatud piirkondi asustasid *S. artica* – *P. fucoides* kooslused. Kinnitunud agarik asustas lainetusele avatud piirkondi ning vabalt hõljuv agarik rohkem varjatud elupaiku (Kersen *et al.*, 2009).

Soolsus oli negatiivses korrelatsioonis niitjate ja tugeva tallusega vetikate biomassiga ning taimeliikide arvukusega. Suurem soolsus viitab suuremale avatusele ning rohkem avatud piirkondades on vähem tugeva tallusega taimi ning see omakorda mõjub taimeliikide hulgale negatiivselt. Soolsuse negatiivne seos taimestikuga on seletatav tõigaga, et paljud rohevetikad on mageveelise päritoluga (Lewis & McCourt, 2004). Sarnane tulemus ilmnes ka Rabergil (2004), kus soolsuse langedes kasvas rohevetikate liikide arv. Samas näitavad paljud uuringud, et soolsus on liigilise mitmekesisusega pigem positiivselt seotud (Leskinen *et al.*, 2004; Leidenberger *et al.*, 2012).

Nõlvakalle taimestiku ega loomastiku parameetritega olulises seoses ei olnud. Suurema varieeruvusega nõlvakallet käsitletud uuringud näitavad aga, et nõlvakalle on seotud nii loomade elupaiga, põhjasetete ning valguse langemisega erinevatesse veekihtidesse (Wallin *et al.*, 2011; Sandman *et al.*, 2013). Nõlvakalle oli käesolevas töös uuritud mõõtmispunktide

lõikes üsna väikese varieeruvusega (0 – 3,9°) ning ilmselt seetõttu olulist mõju taimestikule ning loomastikule ka ei esinenud.

Inimmõju oli paljudele taimestiku parameetritele soodustav, seda peamiselt tugeva tallusega vetikate katvuse ja biomassi puhul, samuti oli inimõju taimede biomassi ning taimeliikide arvukusega positiivses korrelatsioonis. Mitmeaastased ning tugeva tallusega vetikad levivad rannikule lähemal ning on seetõttu suuremas inimõju piirkonnas. Põllumajanduse ja tööstuse tagajärjel vette sattunud toitained põhjustavad kiirekasvuliste vetikate massilist suurenemist (Berezina & Golubkov, 2008; Salovius & Bonsdorff 2004). Niitjate vetikate massiline vohamine võib põhjustada hõljuvaid vetikamatte, mis tekitavad anaeroobseid tingimusi ning piiravad nende all kasvavate taimede ligipääsu valgusele (Nelson *et al.*, 2008). Niitjate vetikate masspuhangud põhjustavad fundamentaalseid ja pervasiivseid muutusi merekeskkonnas, muutes näiteks toitumisahelaid ning merevee biokeemilisi näitajaid (Valiela *et al.*, 1997). Üllatuslikult esines ainus negatiivne korrelatsioon inimõju ja üheaastaste vetikate katvusega, kuigi nagu eelpool märgitud, peetakse inimõju oportunistlikele liikidele pigem positiivseks. Seda tulemust võib seletada tõigaga, et käesolevas töös on analüüsitud 100 % katvuse ning kõvade põhjadega kooslusi ning niitjad vetikad levivad pigem avamere kõvadel põhjadel, kus mitmeaastased vetikad avatuse ja lainetuse tõttu levida ei saa.

Keskkonnateguritest oli loomastik kõige rohkem seotud sügavuse, soolsuse, avatuse ning inimõjuga. Nõlvakalde ja loomastiku vahel olulist seost ei leitud. Loomastikust oli keskkonna parameetrite poolt kõige rohkem mõjutatud filtreerijate arvukus. Positiivne seos oli sügavusel, soolsusel ning avatusel, kuid seos inimõjuga oli negatiivne. Nasrolahi *et al.* (2013) näitasid, et suurem soolsus mõjus tavalise tõruvähi populatsioonile positiivselt. Ranniku lähedases madalas vees hõivavad suured vetikad filtreerijate elupaigad (Janke, 1990), ning seetõttu eelistavad filtreerijad pigem sügavaid ning avatud piirkondi, kus nende kasvukeskkonda ei limiteeri teised organismid. Lisaks sellele, on filtreerijad pigem soolase vee päritoluga ning eelistavad seetõttu avatumaid piirkondi, mis on ka soolasemad ning sügavamad. Inimtegevus mõjub filtreerijatele pärssivalt, seda põhjustab näiteks suur toitainete sissevool (Kotta, 2012) ning merevee hapestumine antropogeensete tegurite tagajärjel (Pansch *et al.*, 2012). Sügavus oli loomade arvukusega positiivses korrelatsioonis. Glockzin ja Zettler (2008) leidsid, et kõige liigirikkam uuritud ala oli 8 – 11,5 meetrit, ka käesolevas töös langevad suuremad sügavused sinna vahemikku ehk 8 – 10 meetrit, mis võib seletada loomade suuremat arvukust sügavamas vees. Avatus oli positiivses korrelatsioonis loomaliikide arvukusega, seega on avatud merekeskkonnas loomaliikide varieeruvus suurem kui ranniku lähedal. Inimõju limiteeris

lisaks filtreerijate arvukusele ka loomade ja loomaliikide arvukust üldiselt. Võrreldes taimedega on inimõju loomadele pigem kahjulik, kuna eutrofeerumise tagajärjel ning taimede lagunemisel kaob hapnik ning asendub väävelvesinikuga. Teisalt võib inimõju loomadele kaudsel teel ka kasulik olla, kuna rannikualadel, kus inimtegevuse tagajärjel satub vette palju toitaineid, leidub palju niitjaid vetikaid, mis on loomadele heaks toiduallikaks (Orav-Kotta & Kotta 2004).

Taimestiku ja loomastiku koosluste domineerimisstruktuur eraldi ei olnud keskkonna parameetritega olulises seoses, kuid kogu kooslus (taimestik ja loomastik koos) olid sügavuse, soolsuse, avatuse ning inimõju kombinatsiooniga tugevas seoses. Meie vaatlused näitavad, et põhjaelustiku omavahelised interaktsioonid on keskkonna parameetritega seotud, mida kinnitavad ka mitmed tööd (Bremner *et al.*, 2003; Bremner *et al.*, 2006;). Samas ilmnes käesolevas töös, et abiootilised tegurid olid koosluste struktuuriga palju rohkem seotud kui bioloogilised tegurid.

Kokkuvõte

Ökosüsteemi funktsioneerimine on keeruline ning kätkeb endas paljusid erinevaid faktoreid. Seepärast tuleb ökosüsteemide uurimisel lisaks üldisele liigirikkusele ja biomassile vaadelda liikide omadusi ning erinevaid interaktsioone elustiku ja keskkonnaparameetrite vahel. Põhja tüübil on tähtis mõju liigilisele mitmekesisusele. Erilise väärtusega on kõvade põhjade kooslused, milles levib väga liigirikas põhjaelustik. Mitmed uuringud näitavad, et põhjataimestik ja põhjaloomastik mõjutavad üksteist: vetikad pakuvad loomadele elupaiku ja toitu, loomad omakorda toituvad põhjataimestikust. Tugeva tallusega vetikate peamine mõju põhjaloomastikule seisneb elupaikade pakkumises, seejuures kinnituvad niitjad vetikad tugeva tallusega vetikatele, millest põhjaloomastik omakorda toituda saab. Seega on niitjad vetikad loomastikule eelkõige toiduks ning elupaikadeks need eriti sobilikud ei ole. Samas on leitud, et niitjate vetikate masspuhangud piiravad tugeva tallusega vetikate kasvu ning mõjutavad seeläbi tervet põhjaelustikku. Lisaks põhjaelustiku omavahelistele interaktsioonidele, on ka keskkonnanäitajatel kooslustega oluline seos. Peamisteks keskkonnamõjudeks on sügavus, soolsus, avatus, inimõju. Veel mõjutavad Läänemere elustikku veel nõlvakalle, temperatuur, põhjasetted, toitainete kättesaadavus, jäätumine, tormid, valguse hulk jne.

Käesolevas töös analüüsiti Läänemere taimestiku mõju loomastikule ning lisaks sellele ka keskkonnaparameetrite seoseid taimestiku ja loomastikuga. Selleks analüüsiti aastatel 2007 – 2011 79 jaamast kogutud andmeid taimestiku, loomastiku ja keskkonna erinevate omaduste ning parameetrite kohta. Kokku esines jaamades 46 loomaliiki ning 34 taimeliiki. Jaamad vastasid järgmistele kriteeriumitele: esines 100 % kõva sete ning taimestiku katvus ning jaamadest oli vaatlustega samaaegselt kogutud loomastiku ning taimestiku biomassiproovid. Taimestik jagati struktuuri alusel niitjateks ning kõva tallusega vetikateks, lisaks eristati ka ühe- ning mitmeaastaseid taimi. Loomastiku puhul eristati erinevaid toitumistüüpe: herbivoorid, detritovoorid, filtreerijad ning kiskjad. Tulemused näitasid, et taimestiku mitmekesisus mõjutas kõiki loomastiku parameetreid. Tugeva tallusega vetikad olid filtreerijatega negatiivses seoses, kuid niitjad vetikad seostusid loomastiku parameetritega positiivselt. Niitjate ja tugeva tallusega vetikate kooslused loomastiku domineerimisstruktuuri seisukohalt omavahel ei eristunud – seega võib arvata, et loomastiku jaoks on oluline eelkõige taimestiku olemasolu ning selle morfoloogia on sekundaarse tähtsusega. Keskkonnamõjudest olid loomastikule ja taimestikule olulisemad sügavus ning avatus.

Summary

Zoobenthic assemblages in relation to on algal structure and abiotic factors in the Baltic Sea

The functioning of an ecosystem is a complicated process consists of multiple factors. Thus, in addition to benthic diversity and biomass, the traits of species and interactions between assemblages and environmental factors should be also observed. The characteristics of the seabed are important for the diversity of species. Hard bottom communities are one of the most valuable habitats and host diverse benthic assemblages. Many studies show that algae and zoobenthos influence each other, mainly by algae offering habitats and food and benthic invertebrates by eating the algae. The main impact that algae with strong thalli have on the zoobenthos is the creation of the habitats: filamentous algae fixate on these algae that zoobenthos can feed from. Therefore, filamentous algae provide food and are not so suitable as habitats. The blooms of filamentous algae limit the growth of strong thalli algae and have an impact on all the benthic assemblage. Environmental impacts also have an effect on benthic assemblages. So do environmental factors, the most important ones being salinity, exposure, human impact. Slope, temperature, bottom sediment, nutrients, glaciation, storms and light availability also influence the assemblages of the Baltic Sea.

In this thesis, the macroalgal effect on the zoobenthos in the Baltic Sea was analysed and environmental indicators were also considered. The samples of different benthic and environmental variables were collected in time period of 2007 - 2011 from 79 different stations along Estonian coastal waters. Altogether, 46 samples of zoobenthos and 34 samples of zoofauna were collected. The stations were chosen according to following criterias: 100 % hard substrate, 100 % coverage of algae and existing biomass samples. Algae was classified into filamentous and strong thalli according to structure, also annual and perennial algae were differentiated. Fauna was classified by the type of feeding: herbivores, deposit feeders, suspension feeders and carnivores. The results showed that algal diversity had an effect on all the zoobenthic variables. Algae with strong thalli correlated negatively with zoobenthos, but filamentous algae had positive correlations with zoobenthos. Depth and exposure were the most important factors of environmental impact.

Tänuavaldused

Sooviksin tänada oma juhendajaid Tiia Möllerit ning Velda Lauringsoni, kes olid töö valmimisel väga suureks abiks.

Samuti sooviksin tänada Tartu Ülikooli Eesti Mereinstituudi merebioloogia osakonna uurimisgruppe, kelle kogutud andmetel käesoleva töö tulemused põhinevad.

Keeletoimetuse eest sooviksin tänada Katri Targamad ja Silver Sillakut.

Kasutatud kirjandus

Aguilera, M. A.; Navarrete, S. A. (2012) Functional identity and functional structure change through succession in a rocky intertidal marine herbivore assemblage. *Ecological Society of America*. Vol. 93, nr. 1, lk. 75 – 89.

Ballesteros, E.; Torras, X.; Pinedo, S.; Garcia, M.; Mangialajo, L.; de Torres, M. (2007) A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 55, lk. 172 – 180.

Berezina, N. A.; Golubkov, S. M. (2008) Effect of drifting macroalgae *Cladophora glomerata* on benthic community dynamics in the easternmost Baltic Sea. *Journal of Marine Systems*. Vol. 74, lk. S80 – S85.

Bjaerke, M. R.; Rueness, J. (2004) Effects of temperature and salinity on growth, reproduction and survival in the introduced red alga *Heterosiphonia japonica* (Ceramiales, Rhodophyta). *Botanica Marina*. Vol. 47, lk. 373 – 380.

Bray, J. B.; Curtis, J. T. (1957) An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*. Vol. 27, lk. 325 – 349. (Pärineb allikast: Lauringson, V. (2005) Eutrofeerumise mõju põhjaloomastiku kooslustele Eesti rannikumeres. Tartu Ülikool, Zooloogia- ja hüdrobioloogia instituut, ihtüoloogia ja kalanduse õppetool. Magistritöö.)

Bremner, J.; Rogers, S. I.; Frid, C. L. J. (2003) Assessing functional diversity in marine benthic ecosystems: a comparison of approaches. *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 254, lk. 11 – 25.

Bremner, J.; Rogers, S. I.; Frid, C. L. J. (2006) Matching biological traits to environmental conditions in marine benthic ecosystems. *Journal of Marine Systems*. Vol. 60, lk. 302 – 316.

Bremner, J. (2008) Species' traits and ecological functioning in marine conservation and management. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. Vol. 366, lk. 37 – 47.

Bucas, M.; Daunys, D.; Olenin, S. (2007) Overgrowth patterns of the red algae *Furcellaria lumbricalis* at an exposed Baltic Sea coast: The results of a remote underwater video data analysis. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. Vol. 75, lk. 308 – 316.

Coll, M.; Piroddi, C.; Steenbeek, J.; Kaschner, K.; Lasram, F. B .R.; Aguzzi, J.; Ballesteros, E.; Bianchi, C. N.; Corbero, J.; Dailianis, T.; Danovaro, R.; Estrada, M.; Froggia, C.; Galil, B. S.; Gasol, J. M.; Gertwagen, R.; Gil, J.; Guilhaumon, F.; Kesner-Reyes, K.; Kitsos, M-S; Koukouras, A.; Lampadariou, N.; Laxamana, E.; Lopez-Fe de la Cuadra, C. M.; Lotze, H. K.; Martin, D.; Mouillot, D.; Oro, D.; Raicevich, S.; Rius-Barile, J.; Saiz-Salinas, J. I.; Vicente, C. S.; Somot, S.; Templado, J.; Turon, X.; Vafidis, D.; Villanueva, R.; Voultsiadou, E. (2010) The biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, Patterns, and Threats. *Plos One*. Vol. 5.

Constanzo, S. D.; O'Donohue, M. J.; Dennison, W. C.; Loneragan, N. R.; Thomass, M. (2001) A New Approach for Detecting and Mapping Sewage Impacts. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 42, nr. 2, lk. 149 – 156.

Duffy, J. E.; Stachowicz, J.J. (2006) Why biodiversity is important to oceanography: potential roles of genetic, species, and trophic diveristy in pelagic ecosystem processes. *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 311, lk. 179 – 189.

Diaz, S.; Cabido, M. (2001) Vive la difference: plant functional diveristy matters to ecosystem processes. *TRENDS in Ecology & Evolution*. Vol. 16, nr. 11, lk. 646 – 655.

Engström-Öst, J.; Isaksson, I. (2006) Effects of macroalgal exudates and oxygen deficiency on survival and behaviour of fish larvae. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. Vol. 335, lk. 227 – 234.

Fraschetti, S.; Terlizzi, A.; Boero, F. (2008) How many habitats are there in the sea (and where)? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. Vol. 366, lk. 109 – 115.

Frid, C. L. J. (2011) Temporal variability in the benthos: Does the sea floor function differently over time? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. Vol. 400, nr. 1 – 2, lk. 99 - 107

Giller, P. S.; Hillebrand, H.; Berninger, U.; Gessner, M. O.; Hawkings, S.; Inchausti, P.; Inglis, C.; Leslie, H.; Malmqvist, B.; Monaghan, M. T.; Morin, P. J.; O'Mullan, G. (2004) Biodiveristy effects on ecosystem functioning: emerging issues and their experimental test in aquatic environments. *OIKOS*. Vol. 104, nr. 3, lk. 423 – 436.

Glockzin, M.; Zettler, M. L. (2008) Spatial macrozoobenthic distribution patterns in relation to major environmental factors – A case study from the Pomeranian Bay (southern Baltic Sea). *Journal of Sea Research*. Vol. 59, lk. 144 – 161.

Grzelak, K.; Kuklinski, P. (2010) Benthic assemblages associated with rocks in a brackish environment of the southern Baltic Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. Vol. 90, lk. 115 – 124.

Gustafsson, C.; Boström, C. (2009) Effects of plant species richness and composition on epifaunal colonization in brackish water angiosperm communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. Vol. 382, lk. 8 – 17.

Havenhand, J. N. (2012) How will Ocean Acidification Affect Baltic Sea Ecosystems? An Assessment of Plausible Impacts on Key Functional Groups. *AMBIO*. Vol 41, lk. 637 – 644.

Heck, K. I.; Hays, G.; Orth, R. J. (2003) Critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows. *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 253, lk. 123 – 126.

HELCOM (1993) First assessment of the state of the coastal waters of the Baltic Sea. *Baltic Sea Environment Proceedings*, 54, 1-160.

HELCOM. 2007. HELCOM Baltic Sea Action Plan. HELCOM Ministerial Meeting. Krakow, Poland, 15 November 2007. (Pärineb artiklist: Martin, G. (2011) Kõpu poolsaare ümbruse mereala inventeerimine. Aruanne. Tallinn 2011)

HELCOM (2008) Manual for Marine Monitoring in the COMBINE Programme of HELCOM.

HELCOM (2010) Towards a tool for quantifying anthropogenic pressures and potential impacts on the Baltic Sea marine environment: a background document on the method, data and testing of the Baltic Sea Pressure and Impact Indices. *Baltic Sea Environmental Proceedings*. Vol. 125, lk. 1 – 72.

Hewitt, J. E.; Thrush, S. F.; Dayton, P. D. (2008) Habitat variation, species diversity and ecological functioning in a marine system. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. Vol. 366, lk. 116 – 122.

Isaeus, M. (2004) Factors structuring *Fucus* communities at open and complex coastlines in the Baltic Sea. Department of Botany, Stockholm University. Doktoritöö.

Janke, K. (1990) Biological interactions and their role in community structure in the rocky intertidal of Helgoland (German Bight, North-Sea). *Helgolander Meeresuntersuchungen*. Vol. 44, lk. 219 – 263. (kaudne viide)

- Kersen, P.; Orav-Kotta, H.; Kotta, J.; Kukk, H. (2009) Effect of abiotic environment on the distribution of the attached and drifting algae *Furcellaria lumbricalis* in the Estonian coastal sea. *Estonian Journal of Ecology*. Vol. 58, lk. 245 – 258.
- Koivisto, M. E.; Westerbomb, M. (2010) Habitat structure and complexity as determinants of biodiversity in blue mussel beds on sublittoral rocky shores. *Marine Biology*. Vol. 157, lk. 1463 – 1474.
- Kotta, J.; Paalme, T.; Martin, G.; Mäkinen, A. (2000) Major changes in macroalgae composition affect the food and habitat preference of *Idotea baltica*. *Hydrobiology*. Vol. 85, lk. 697 – 705.
- Kotta, J.; Orav, H. (2001) Role of benthic macroalgae in regulating macrozoobenthic assemblages in the Väinameri (north-eastern Baltic Sea) *Annales Zoologici Fennici*. Vol. 38, lk. 163 – 171.
- Kotta, J.; Paalme, T.; Püss, T.; Herkül, K.; Kotta, I. (2008) Contribution of scale-dependent environmental variability on the biomass patterns of drift algae and associated invertebrates in the Gulf of Riga, northern Baltic Sea. *Journal of Marine Systems*. Vol. 74, lk. S116 – S123.
- Lauringson, V. (2005) Eutrofeerumise mõju põhjaloomastiku kooslustele Eesti rannikumeres. Tartu Ülikool, Zooloogia- ja hüdrobioloogia instituut, ihtüoloogia ja kalanduse õppetool. Magistritöö.
- Lauringson, V.; Kotta, J. (2006) Influence of the thin drift algal mats on the distribution of macrozoobenthos in Kõiguste Bay, NE Baltic Sea. *Hydrobiologia*. Vol. 554, lk. 97 – 105.
- Leidenberger, S.; Harding, K.; Jonsson, P. R. (2012) Ecology and distribution of the isopod genus *Idotea* in the Baltic Sea: key species in a changing environment. *Journal of Crustacean Biology*. Vol. 32, lk. 359 – 381.
- Leskinen, E.; Alström-Rapaport, C.; Pamilo, P. (2004) Phylogeographical structure, distribution and genetic variation of the green algae *Ulva intestinalis* and *U. Compressa* (Chlorophyta) in the Baltic Sea area. *Molecular Ecology*. Vol. 13, lk. 2257 – 2265.
- Leppäranta M., Myrberg K. (2009). *Physical Oceanography of the Baltic Sea*. Chichester: Praxis Publishing Ltd, lk. 4.

- Lewis, L. A.; McCourt, R. M. (2004) Green algae and the origin of land plants. *American Journal of Botany*. Vol. 91, lk. 1535 – 1556.
- Martin, G. (1999) Distribution of phytobenthos biomass in the Gulf of Riga (1984 – 1991). *Hydrobiologia*. Vol. 393, lk. 181 – 190.
- Martin, G.; Torn, K. (2004) Classification and description of phytobenthic communities in the waters of the West-Estonian Archipelago Sea. *Hydrobiologia*. Vol. 514, lk. 151 – 162.
- Martin, G. (2011) Kõpu poolsaare ümbruse mereala inventeerimine. Aruanne. Tallinn 2011.
- Martin, G.; Kotta, J.; Möller, T.; Herkül, K. (2013) Spatial distribution of marine benthic habitats in the Estonian coastal sea, northeastern Baltic Sea. *Estonian Journal of Ecology*. Vol. 62, nr. 3, lk. 165 – 191.
- Meadows, P. S.; Meadows, A.; Murray, J. M. H. (2011) Biological modifiers of marine benthic seascapes: Their role as ecosystem engineers. *Geomorphology*. Vol. 157 – 158, lk. 31 – 48.
- Narayanaswamy, B. E.; Coll, M.; Danovaro, R.; Davidson, K.; Ojaveer, H.; Renaud, P. E. (2013) Synthesis of Knowledge on Marine Biodiversity in European Seas: From Census to Sustainable Management. *Plos One*. Vol. 8.
- Nasrolahi, A.; Pansch, C.; Lenz, M.; Wahl, M. (2013) Temperature and salinity interactively impact early juvenile development: a bottleneck in barnacle ontogeny. *Marine Biology*. Vol. 160, lk. 1109 – 1117.
- Nelson, T. A.; Haberlin, K.; Nelson, A.V.; Ribarich, H.; Hotchkiss, R.; Van Alstyne, K. L.; Buckingham, L.; Simunds, D. J.; Fredrickson, K. (2008) Ecological and physiological controls of species composition in green macroalgal blooms. *Ecology*. Vol. 89, nr. 5, lk. 1278 – 1298.
- O'Connor, N. E. (2013) Impacts of sewage outfalls on rocky shores: Incorporating scale, biotic assemblage structure and variability into monitoring tools. *Ecological Indicators*. Vol. 29, lk. 501 – 509.
- Olafsson, E.; Aarnio, K.; Bonsdorff, E.; Arroyo, N. L. (2013) Fauna of the green algae *Cladophora glomerata* in the Baltic Sea: density, diversity, and algal decomposition stage. *Marine Biology*. Vol. 160, lk. 2353 – 2362.

- Orav-Kotta, H.; Kotta, J. (2004) Food and habitat choice of the isopod *I. baltica* in the northeastern Baltic Sea. *Hydrobiologia*. Vol. 514, lk. 79 – 85.
- Ojaveer, H.; Jaanus, A.; MacKenzie, B. R.; Martin, G.; Olenin, S.; Radziejewska, T.; Telesh, I.; Zettler, M. L.; Zaiko, A. (2010) Status of Biodiversity in the Baltic Sea. *PloS ONE*. Vol. 5, nr. 9, lk. 1 -19.
- Paalme, T.; Kukk, H.; Kotta, J.; Orav, H. (2002) 'In vitro' and 'in situ' decomposition of nuisance macroalgae *Cladophora glomerata* and *Pilayella littoralis*. *Hydrobiologia*. Vol. 475 – 476, lk. 469 – 476.
- Pansch, C.; Nasrolahi, A.; Appelhans, Y. S.; Wahl, M. (2012) Impacts of ocean warming and acidification on the larval development of the barnacle *Amphibalanus improvisus*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. Vol. 420 – 421, lk. 48 – 55.
- Pereya, R. T.; Huenchunir, C.; Johansson, D.; Forslund, H.; Kautsky, L.; Jonsson, P. R.; Johannesson, K. (2013) Parallel speciation or long-distance dispersal? Lessons from seaweeds (*Fucus*) in the Baltic Sea. *Journal of Evolutionary Biology*. Vol. 26, lk. 1727 – 1737.
- Reitalu, T.; Paal, J.; Martin, G. (2002) Phytobenthic microcoenoses along Estonian exposed seashores. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, Biology, Ecology*. Vol. 51, lk. 257 – 276.
- Råberg, S. (2004) Competition from filamentous algae on *Fucus vesiculosus* - negative effects and the implications on biodiversity of associated flora and fauna. Lic. Thesis. Plant ecology, Department of Botany. Stockholm university. 2004:4
- Raberg, S.; Berger-Jönsson, R.; Björn, A.; Graneli, E.; Kautsky, L. (2005) Effects of *Pilayella littoralis* on *Fucus Vesiculosus* recruitment: implications for community composition. *Marine Ecology Progress Series*. Vol 289, lk. 131 – 139.
- Raberg, S.; Kautsky, L. (2007) A comparative biodiversity study of the associated fauna of perennial fucoids and filamentous algae. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. Vol. 73, lk. 249 – 258.
- Rachello-Dolmen, P. G.; Cleary, D. F. R. (2007) Relating coral species traits to environmental conditions in the Jakarta Bay/Pulau Seribu reef system, Indonesia. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. Vol 73, lk. 816 – 826.

Rohde, S.; Hiebenthal, C.; Wahl, M.; Karez, R.; Bischof, K. (2008) Decreased depth distribution of *Fucus vesiculosus* (Phaeophyceae) in the Western Baltic: effects of light deficiency and epibionts on growth and photosynthesis. *European Journal of Phycology*. Vol. 43, lk. 143 – 150.

Rönnerberg, O.; Ruokolahti C. (1986) Seasonal variation of algal epiphytes and phenolic content of *Fucus vesiculosus* in the northern Baltic archipelago. *Annales Botanica Fennici*. Vol. 23, lk. 317-323. (Pärinte allikast: Isaeus, M. (2004) Factors structuring *Fucus* communities at open and complex coastlines in the Baltic Sea. Department of Botany, Stockholm University. Doktoritöö.)

Rönnerberg, C.; Bonsdorff, E. (2004) Baltic Sea eutrophication: area-specific ecological consequences. *Hydrobiologia*. Vol. 514, lk. 227 – 241.

Sandman, A. N.; Wikström, S. A.; Blomkvist, M.; Kautsku, H.; Isaeus, M. (2013) Scale-dependent influence of environmental variables on species distribution: a case study on five coastal benthic species in the Baltic Sea. *Ecography*. Vol. 36, lk. 354 – 363.

Salovius, S.; Bonsdorff, E. (2004) Effects of depth, sediment and grazers on the degradation of drifting filamentous algae (*Gladophora glomerata* and *Pilayella littoralis*). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. Vol. 298, lk. 93 – 109.

Schubert, H.; Feuerpfeil, P.; Marquardt, R.; Telesh, I.; Skarlato, S. (2011) Macroalgal diversity along the Baltic Sea salinity gradient challenges Remane's species-minimum concept. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 62, lk. 1948 – 1956.

Schories, D.; Pehlke, C.; Selig, U. (2009) Depth distributions of *Fucus vesiculosus* L. and *Zostera marina* L. as classification parameters for implementing the European Water Framework Directive on the German Baltic coast. *Ecological Indicators*. Vol. 9, lk. 670 – 680.

Seiderer, L. J.; Newell, R. C. (1999) Analysis of the relationship between sediment composition and benthic community structure in coastal deposits: Implications for marine aggregate dredging. *ICES Journal of Marine Science*. Vol. 56, lk. 757 – 765.

Svensson, P. A.; Malm, T.; Engkvist, R. (2004) Distribution and host plant preference of *Idotea baltica* (Pallas) (Crustacea: Isopoda) on shallow rocky shores in the central Baltic Sea. *Sarsia*. Vol. 89, lk. 1 -7.

- Terlizzi, A.; Frascchetti, S.; Guidetti, P.; Boero, F. (2002) The effects of sewage discharge on shallow hard substrate sessile assemblages. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 44, lk. 544 – 550.
- Thrush, S. F.; Hewitt, J. E.; Norkko, A.; Nicholls, P. E.; Funnell, G. A.; Ellis, J.I. (2003) Habitat change in estuaries: predicting broad-scale responses of intertidal macrofauna to sediment mud content. *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 263, lk. 101 – 112.
- Tolvanen, H.; Suominen, T. (2005) Quantification of openness and wave activity in archipelago environments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. Vol. 64, lk. 436 – 446.
- Torn, K.; Krause-Jensen, D.; Martin, G. (2006) Present and past depth distribution of bladderwrack (*Fucus vesiculosus*) in the Baltic Sea. *Aquatic Botany*. Vol. 84, lk. 53 – 62.
- Usseglio-Polatera, P.; Bournaud, M.; Richoux, P.; Tachet, H. (2000) Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species trait databases? *Hydrobiologia* 422 – 423, lk. 153 – 162.
- Valiela, I.; McClelland, J.; Hauxwell, J.; Behr, P. J.; Hersh, D.; Foreman, K. (1997) Macroalgal blooms in shallow estuaries: Controls and ecophysiological and ecosystem consequences. *American Society of Limnology and Oceanography*. Vol. 42, lk. 1105 – 1118.
- Wahl, M.; Hinrichsen, H.-H.; Lehmann, A.; Lenz, M. (2013) Natural variability in hard bottom communities and possible drivers assessed by a time-series study in the SW Baltic Sea: know the noise to detect the change. *Biogeosciences Discuss*. Vol. 10, lk. 2967 – 3007.
- Wallin, A.; Qvarfordt, S.; Norling, P.; Kautsky, H. (2011) Benthic communities in relation to wave exposure and spacial positions on sublittoral boulders in the Baltic Sea. *Aquatic Biology*. Vol. 12, lk. 119 – 128.
- Wernberg, T.; Connell, S. D. (2008) Physical disturbance and subtidal habitat structure on open rocky coasts: Effects of wave exposure, extent and intensity. *Journal of Sea Research*. Vol. 59, lk. 237 – 248.
- Westerbom, M.; Kilpi, M.; Mustonen, O. (2002) Blue mussels, *Mytilus edulis*, at the edge of the range: population structure, growth and biomass along salinity gradient in the north-eastern Baltic Sea. *Marine Biology*. Vol. 140, lk. 991 – 999.

Worm, B.; Lotze, H. K.; Boström, C.; Engkvist, R.; Labanauskas; Sommer, U. (1999) Marine diversity shift linked to interactions among grazers, nutrients and propagule banks. *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 185, lk. 309 – 314.

Worm, B.; Sommer, U. (2000) Rapid direct and indirect effects of a single nutrient pulse in a seaweed-epiphyte-grazer system. *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 202, lk. 283 – 288.

Worm, B.; Lotze, H. K.; Sommer, U. (2001) Algal propagule banks modify competition, consumer and resource control on Baltic rocky shores. *Oceanologia*. Vol. 128, lk. 281 – 293.

Internetileheküljed

Internet 1 - <http://helcom.fi/Lists/Publications/BSEP139.pdf> Kasutatud 13.05 2014

Internet 2 -

<http://www.envir.ee/orb.aw/class=file/action=preview/id=375189/32000L0060ET.pdf>

Kasutatud 21.05 2014

Internet 3 - <http://eur-lex.europa.eu/legal->

[content/ET/TXT/HTML/?uri=CELEX:32008L0056&from=EN](http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ET/TXT/HTML/?uri=CELEX:32008L0056&from=EN) Kasutatud 21.05 2014

Lisad

Lisa 1. Proovijaamades esinenud vetikaliigid biomassi andmete põhjal. Lisaks hõimkonnale ning bioloogilistele omadustele on ära toodud sügavusvahemik, kus liik esines ning esinemissagedus (%) jaamades.

Taime ladinakeelne nimetus	Taime eestikeelne nimetus	Ühe või mitme aastane	Hõimkond	Tallus	Sügavusvahemik (m)	Esinemise sagedus %
<i>Aglaothamnion roseum</i>	-	üheaastane	Punavetikad	niitjas	2	1
<i>Battersia arctica</i>	-	mitmeaastane	Pruunvetikad	niitjas	0,2 - 8	33
<i>Ceramium tenuicorne</i>	-	üheaastane	Punavetikad	niitjas	0,2 - 10	86
<i>Ceramium virgatum</i>	-	mitmeaastane	Punavetikad	niitjas	0,2 - 10	16
<i>Chaetomorpha linum</i>	-	üheaastane	Rohevetikad	niitjas	5,6	1
<i>Chara aspera</i>	kare mändvetikas	üheaastane	Mändvetikad	tugev	2,3	1
<i>Chara canescens</i>	kähar mändvetikas	üheaastane	Mändvetikad	tugev	2,3	1
<i>Chorda filum</i>	keelikvetikas	üheaastane	Pruunvetikad	tugev	0,5 - 10	22
<i>Cladophora glomerata</i>	-	üheaastane	Rohevetikad	niitjas	0,2 - 8	86
<i>Cladophora rupestris</i>	-	mitmeaastane	Rohevetikad	niitjas	0,2 - 3	13
<i>Coccotylus truncatus</i>	-	mitmeaastane	Punavetikad	tugev	2 - 8	4
<i>Dictyosiphon foeniculaceus</i>	-	üheaastane	Pruunvetikad	niitjas	0,2 - 8	47
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	-	üheaastane	Pruunvetikad	niitjas	0,4 - 6	5
<i>Elachista fucicola</i>	-	üheaastane	Pruunvetikad	niitjas	0,2 - 4	8
<i>Eudesme virescens</i>	-	üheaastane	Pruunvetikad	tugev	0,2 – 2,2	4

<i>Fucus vesiculosus</i>	harilik põisadru	mitmeaastane	Pruunvetikad	tugev	0,2 - 5	56
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	agarik	mitmeaastane	Punavetikad	tugev	0,2 - 10	24
<i>Halosiphon tomentosus</i>	-	üheaastane	Pruunvetikad	tugev	5 - 7	3
<i>Leathesia marina</i>	-	üheaastane	Pruunvetikad	niitjas	1	1
<i>Monostroma balticum</i>	-	üheaastane	Rohevetikad	niitjas	6	1
<i>Pilayella littoralis</i>	-	üheaastane	Pruunvetikad	niitjas	0,4 - 10	77
<i>Pilayella/Ectocarpus</i>	-	üheaastane	Pruunvetikad	niitjas	0,2 - 8	27
<i>Polysiphonia fibrillosa</i>	-	üheaastane	Punavetikad	niitjas	1 - 8	8
<i>Polysiphonia fucoides</i>	-	mitmeaastane	Punavetikad	niitjas	0,2 – 8,5	58
<i>Punctaria tenuissima</i>	-	üheaastane	Pruunvetikad	niitjas	3 - 5	3
<i>Rhizoclonium riparium</i>	-	üheaastane	Rohevetikad	niitjas	1,5 – 3,5	3
<i>Rhodomela confervoides</i>	-	mitmeaastane	Punavetikad	niitjas	0,5 - 10	14
<i>Ruppia maritima</i>	harilik heinmuda	üheaastane	Kõrgemad taimed	tugev	1 – 3,6	3
<i>Stictyosiphon tortilis</i>	-	üheaastane	Pruunvetikad	niitjas	1,7 - 8	14
<i>Stuckenia pectinata</i>	kamm-penikeel	üheaastane	Kõrgemad taimed	tugev	1	3
<i>Zannichellia palustris</i>	harilik hanehein	üheaastane	Kõrgemad taimed	tugev	0,5 – 4,7	5
<i>Tolypella nidifica</i>	pesajas tolüpell	üheaastane	Mändvetikad	niitjas	1,3	1
<i>Ulothrix sp</i>	-	üheaastane	Rohevetikad	niitjas	1	1
<i>Ulva intestinalis</i>	-	üheaastane	Rohevetikad	niitjas	0,2 - 6	14

Lisa 2. Proovijaamades esinenud loomaliigid biomassi andmete põhjal. Lisaks hõimkonnale ja bioloogilistele omadustele on toodud ka sügavusvahemik, kus liik esines ning esinemissagedus (%) jaamades.

Looma ladinakeelne nimetus	Looma eestikeelne nimetus	Hõimkond	Toitumistüüp	Sügavusvahemik (m)	Esinemissagedus (%)
<i>Alderia modesta</i>	-	Limused	herbivoor	1,3 – 3,1	7
<i>Amphibalanus improvisus</i>	tavaline tõruvähk	Vähid	filtreerija	0,4 – 10	42
<i>Argulus sp</i>	kalatäi	Vähid	karnivoor	0,5	1
<i>Asellus aquaticus</i>	tavaline vesikakand	Vähid	herbivoor	3,5 – 8,5	4
<i>Bithynia tentaculata</i>	harilik keeristigu	Limused	herbivoor	0,7 – 4	3
<i>Calliopius laeviusculus</i>	-	Vähid	detritivoor	1,5 – 10	9
<i>Cerastoderma glaucum</i>	söödav südakarp	Limused	filtreerija	0,5 – 8	43
<i>Chelicorophium curvispinum</i>	kaspia kootvähk	Vähid	detritivoor	1	1
<i>Chironomidae</i>	surusääsklased	Lüljalgsed	detritivoor	0,2 – 10	81
<i>Coleoptera</i>	mardikalised	Lüljalgsed	detritivoor	4	1
<i>Corophium volutator</i>	harilik kootvähk	Vähid	detritivoor	1 – 4,2	10
<i>Cyanophthalma obscura</i>	-	Kärssussid	karnivoor	0,5 – 10	33
<i>Diptera</i>	kahetiivalised	Lüljalgsed	karnivoor	1	1
<i>Echinogammarus stoerensis</i>	-	Vähid	herbivoor	3,5 – 8	3
<i>Ecrobia ventrosa</i>	ümarkeermene vesitigu	Limused	herbivoor	1,5 – 5,6	4
<i>Einhornia crustulenta</i>	tavaline kamarlane	Sammalussid	filtreerija	2 - 4,2	5
<i>Gammarus juv</i>	kirpvähi noorjärgud	Vähid	herbivoor	0,2 – 10	99
<i>Gammarus locusta</i>	-	Vähid	herbivoor	1 - 5	9
<i>Gammarus oceanicus</i>	ookeani kirpvähk	Vähid	herbivoor	0,2 – 8	84
<i>Gammarus salinus</i>	mere kirpvähk	Vähid	herbivoor	0,2 – 10	97
<i>Gammarus zaddachi</i>	-	Vähid	herbivoor	0,2 – 10	77
<i>Gammarus tigrinus</i>	vööt-kirpvähk	Vähid	herbivoor	1 – 2,3	3
<i>Hediste diversicolor</i>	tavaline harjaslimukas	rõngussid	detritivoor	0,5 – 10	46

<i>Hydrobia sp</i>	perekond vesiteod	Limused	herbivoor	1,5 – 3,6	4
<i>Idotea balthica</i>	balti lehtsarv	Vähid	herbivoor	0,2 – 8,5	75
<i>Idotea chelipes</i>	roheline lehtsarv	Vähid	herbivoor	0,4 – 8,5	63
<i>Idotea sp</i>	perekond lehtsarv	Vähid	herbivoor	0,5 – 7	19
<i>Jaera albifrons</i>	valgelaup-kakand	Vähid	herbivoor	0,2 – 10	78
<i>Laomedea flexuosa</i>	-	Ainuõõssed	filtreerija	8	1
<i>Leptocheirus pilosus</i>	roosteselj-kirpvähk	Vähid	detritovoor	1,3 – 3,4	9
<i>Lymnaea sp</i>	sugukond mudatigulased	Limused	herbivoor	2	1
<i>Macoma balthica</i>	balti lamekarp	Limused	detritovoor	0,5 – 10	25
<i>Melita palmata</i>	-	Vähid	detritovoor	3,6 – 8	3
<i>Mya arenaria</i>	liiva-uurikkarp	Limused	filtreerija	1 – 8	22
<i>Mytilus trossulus</i>	söödav rannakarp	Limused	filtreerija	0,2 – 10	84
<i>Oligochaeta</i>	alamklass väheharjasussid	Rõngussid	detritovoor	0,2 – 8	24
<i>Peringia ulvae</i>	lamekeermne vesitigu	Limused	herbivoor	0,2 – 10	70
<i>Physa fontinalis</i>	harilik põistigu	Limused	herbivoor	3,1	1
<i>Piscicola geometra</i>	kalakaan	Rõngussid	karnivoor	2 – 10	5
<i>Praunus inermis</i>	väike tähniküsiid	Vähid	karnivoor	3,6 – 5	4
<i>Radix balthica</i>	munajas punntigu	Limused	herbivoor	0,2 – 8	32
<i>Saduria entomon</i>	merikilk	Vähid	karnivoor	8	1
<i>Theodoxus fluviatilis</i>	vesiking	Limused	herbivoor	0,2 – 10	97
<i>Trichoptera</i>	selts ehmesiivalised	Lüljalgsed	karnivoor	0,2 - 1	3

Lihtlitsents

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Kerli Jõks (sünnikuupäev 17.03.1991)

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose, „*Põhjaloomastiku mitmekesisus sõltuvalt taimekoosluse struktuurist ja keskkonnateguritest Läänemeres*“, mille juhendajateks on Tiia Möller ja Velda Lauringson,
 - 1.1.reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;
 - 1.2.üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.
2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus, **22.05.2014**