

**TALLINNA TEHNIKAÜLIKOOL**

Matemaatika-loodusteaduskond

Meresüsteemide Instituut

**PÕISADRU MORFOLOOGIA JA SELLEGA  
SEOTUD SELGROOTUTE PIIRKONDLIKUD  
ERINEVUSED SUVEL JA SÜGISEL SOOME  
LAHE LÕUNAOSAS**

**Magistritöö**

**Kaia-Liisa Siimon**

Juhendaja: Natalja Kolesova,

Meresüsteemide Instituut,

Nooremteadur

Maa-teadused

2016

*Deklareerin, et käesolev lõputöö on minu iseseisva töö tulemus ning kinnitan, et esitatud materjalide põhjal ei ole varem akadeemilist kraadi taotletud.  
Kinnitan, et antud töö koostamisel olen kõikide teiste autorite seisukohtadele, probleemipüstitustele, kogutud arvandmetele jmt viidanud.*

Kaia-Liisa Siimon

Allkiri:

Kuupäev:

Juhendaja: Natalja Kolesova  
Töö vastab magistritööle esitatavatele nõuetele.

Allkiri:

Kuupäev:

Kaitsmiskomisjoni esimees:  
Lubatud kaitsmisele  
.....  
(nimi, allkiri, kuupäev)

## SISUKORD

SISSEJUHATUS .....	4
1. KIRJANDUSE ÜLEVAADE .....	5
1.1. Põisadru levik ja selle tähtsus.....	5
1.2. Keskkonnategurite mõju põisadrule .....	7
1.3. Ohutegurid põisadru kooslustele .....	8
2. MATERJAL JA MEETODID .....	10
2.1. Proovivõtu piirkonnad .....	10
2.2. Proovide kogumine ja laboratoorne analüüs .....	11
2.3. Statistiline analüüs.....	14
2.3.1. F- ja T-testid.....	14
2.3.2. MANOVA.....	14
2.3.3. Regressioonanalüüs.....	15
2.3.4. PCA.....	15
2.3.5. nMDS .....	16
3. TULEMUSED .....	18
3.1. Põisadru morfoloogia .....	18
3.2. Selgrootud .....	28
3.3. Põisadru ja selgrootud .....	30
4. ARUTELU .....	34
KOKKUVÕTE.....	39
ABSTRACT.....	40
KASUTATUD KIRJANDUS .....	41
LISAD.....	48
Lisa 1. Põisadru keskmised tunnused ja standardhälbed piirkonniti.....	48

## SISSEJUHATUS

Läänemere kivistel põhjadel on rikkalikke kooslusi moodustav põisadru üheks võtmeliigiks (Bergström *et al.*, 2003; Kautsky *et al.*, 1992; Korpinen *et al.*, 2010; Schagerström *et al.*, 2014). See suurvetikas on varju-, elu- ja toitumispai gaks paljudele selgrootutele (Schagerström *et al.*, 2014) ja kaladele (Graiff *et al.*, 2015), kes on mereökosüsteemi olulised komponendid (Järv *et al.*, 2011; Kotta *et al.*, 2006). Põisadru talluse morfoloogia on küllalt suures ruumimastaabis erinev ja järgib merekeskkonna füüsikalisi tingimusi, Soome lahes eelkõige soolsusgradienti (Ruuskanen & Bäck, 1999).

Käesoleva töö erinevus varasematest seisneb küllalt väikese ruumimastaabi uurimises mitte niivõrd keskkonnategurite vaid põisadru ehituslike tunnuste põhjal, mida on Eesti rannikumeres seni uuritud vaid vähesel määral.

Sellest lähtuvalt on käesoleva töö eesmärk välja selgitada põisadru morfoloogiliste tunnuste ja põisadruga seotud makroselgrootute väiksemastaapset varieeruvust Soome lahe nelja piirkonna Kunda, Pakri, Vergi ja Viinistu piires. Kahel aastaajal (suvel, sügisel) ja piirkonniti kirjeldatakse põisadru ehitusega seotud parameetrite erinevused ning iseloomulik epifauna kooslus.

Eesmärgist tulenevalt on antud magistritöö hüpoteesid järgmised:

- Põisadru morfoloogilised tunnused on piirkonniti ning suvel ja sügisel erinevad;
- Põisadruga seotud fauna koosluses esineb piirkondlikke muutusi ning muutusi suve ja sügise vahel;
- Põisadruga seotud faunat mõjutab põisadru morfoloogia.

Magistritöös kasutatud põisadru proovid on kogutud teadustöö eesmärgil aastal 2013.

# 1. KIRJANDUSE ÜLEVAADE

## 1.1. Põisadru levik ja selle tähtsus

Harilik põisadru ehk *Fucus vesiculosus* on mitmeaastane pruunvetikas, mis asustab kõvasid põhjasid (Korpinen *et al.*, 2010; Schagerström *et al.*, 2014). Ta on välimuselt väga varieeruv ja asustab mitmeid piirkondi (Ruuskanen & Bäck, 2002). Geograafiliselt leidub põisadru peaaegu kogu põhjapoolkeral alates Kanaari saartest Venemaa põhjaosani ja Atlandi ookeani Kanada rannikult Läänemere idaosani (Lüning, 1990; Nizamuddin, 1970). Samuti võib see vetikas kasvada väga erineva soolsusega piirkondades, Atlandi ookeani 34 g/kg soolsuse juures või Läänemere põhjaosa 3-4 g/kg soolsuse juures (Kautsky *et al.*, 1992; Luther, 1981; Serrão *et al.*, 1996, 1999). Ta on kohastunud kasvama nii Atlandi ookeani tõusu-mõõna vööndis kui Läänemeres täielikult vee all (Ruuskanen & Bäck, 2002). Läänemeres levib põisadru poole kuni kümne meetri sügavusele (Wikström & Kautsky, 2007). Konkureerivate suurte pruunvetikate puudumise tõttu on põisadrul Läänemeres laiem vertikaalne ulatus kui näiteks Põhjameres (Pedersén & Snoeijs, 2001).

Põisadruta piirkondade liigiline koosseis erineb põisadruga piirkondade omast (Eriksson *et al.*, 2006; Wikström & Kautsky, 2007). Põisadrudevööndis moodustuvad ühed liigirikkamad kooslused paljude makroselgrootute ja epifüütsete vetikate leviku tõttu (Korpinen *et al.*, 2010). Samuti on põhjaloomastiku arvukus põisadruga kaetud põhjadel suurem (Wikström & Kautsky, 2007).

Põisadru on oluline nii mobiilsetele kui sessiilsetele selgrootutele, olles toiduks, elupaigaks ja kaitseks kiskjate eest (Schagerström *et al.*, 2014). Põisadru ehitus mõjutab ka sellega seotud selgrootute arvukust (Wikström & Kaustky, 2007). Keerukama ehitusega tallustel leidub lihtsa ehitusega tallustest enam makroselgrootuid (Hauser *et al.*, 2006; Taniguchi *et al.*, 2003; Warfe & Barmuta, 2006), kuna keeruka ehitusega tallustel väheneb kiskjate surve selgrootutele ärasõõmise näol (Mattila, 1992; Warfe & Barmuta, 2004). Samuti on keerulisema ehitusega tallustel rohkem epifüütseid vetikaid ja suurem orgaanilise aine hulk, mis moodustab selgrootutele head toitumistingimused (Jeffries, 1993; Taniguchi *et al.*, 2003; Warfe & Barmuta, 2006). Kisklussurveta väheneb selgrootute suremus ja varjulises ning toidurohkes elupaigas suureneb viljakus.

Riimveelises Läänemeres elavad paljud liigid oma füüsilise taluvuse piiril, seetõttu on kooslused pigem liigivaesed (Johannesson & André, 2006). Põhjaelustik võib esindatud olla vaid paari liigina, kusjuures igal on ökosüsteemi toimimises ja toiduvõrgustikus oluline roll. Väheste liikidega ökosüsteem on aga tundlikum erinevatele häiringutele ja ühe võtmeliigi kadumine võib muuta kogu süsteemi (TÜ EMI, 27.03.16). Aina vähenev liigiline mitmekesisus vähendab madala mitmekesisusega süsteemides koosluste vastupanuvõimet keskkonnastressile (Wahl *et al.*, 2011), näiteks võib põisadru põõsaste kadumine muuta ebastabiilseks kogu ranniku ökosüsteemi (Bulleri *et al.*, 2012).

Põisadru on Läänemeres suurim ja enim levinud pruunvetika liik (Trei, 1991). Laia leviku tõttu peetakse seda pruunvetikat Läänemeres oluliseks primaarproduktseerijaks ja süsiniku sidujaks (Bordeyne *et al.*, 2015; Graiff *et al.*, 2015). Tänu oma suurele biomassile moodustab ta lisaks selgrootutele ka kaladele hea elukeskkonna, kus on varjuline ja leidub rikkalikult toitu (Graiff *et al.*, 2015; Wikström & Kautsky, 2007). Samuti pakub põisadruvöönd kaladele olulist kudemisala ja on veelindude toitumispaiaks (Kautsky *et al.*, 1992; Korpinen *et al.*, 2007).

Põisadru on ka oluline indikaatorliik, kuna on tundlik keskkonnamuutustele (Graiff *et al.*, 2015). Seepärast on seda kasutatud rannikumere ökosüsteemi seisundi või reostuse hindamiseks. Selgitamaks inimtegevusest tulenevate keskkonnamuutuste mõju põisadrule on kasutatud põisadru tippude kasvukiiruse mõõtmisi. Põisadru sobilikkust indikaatorliigiks kinnitab ka selle kasutamisevõimalus nii välimõõtmistel kui laboriekperimentides (Bonsdorff & Nelson, 1996).

## 1.2. Keskkonnategurite mõju põisadrule

Põisardu ehitus ja sellega seotud selgrootute kooslus järgib paljuski merekeskkonnas valitsevaid abiootilisi ja biootilisi tingimusi. Keskkonnateguritest mõjutavad põisadru kooslusi eelkõige soolsus, aga ka piirkondade avatus lainetusele, vee läbipaistvus, toitainete kontsentratsioon ja jää liikumine (Kalvas & Kautsky, 1993; Kautsky *et al.*, 1992; Ruuskanen & Bäck, 1999). Näiteks lainetusele avatud rannikutel on vetikad väiksemad ja peenemad, väiksema soolsuse juures kahaneb talluse kogupikkus (Ruuskanen & Bäck, 1999). Abiootilised tegurid mõjutavad lisaks põisadru ehitusele ka selle kasvu, keemilist koostist (Ruuskanen & Bäck, 1999), tihedust ja sügavuslevikut (Bergström *et al.*, 2003). Näiteks mõjub soolsuse langus negatiivselt põisadru kasvukiirusele (Forsslund *et al.*, 2012). Lisaks põisadrule mõjutab ranniku avatus lainetusele ka sellega seotud selgrootute kooslusi, mis varjatud piirkondades on mitmekesisemad (Korpinen *et al.*, 2010). Tugeva lainetusega piirkondades on vee liikumisest tulenevalt paljudel selgrootute liikidel raske adrutallusel püsida (Kersen *et al.*, 2011; Schagerström *et al.*, 2014).

Koos füüsikaliste parameetritega võib põisadru mõjutada ka seal elutsev loomastik ja epifüüdid. Oluline on suurel määral herbivooride poolt ärasöömine (inglise keeles *grazing*). Ärasöömine võib kohati olla nii intensiivne, et hävib kogu põisadru tallus, seega on herbivoorlus üheks teguriks, mis mõjutab põisadru jaotumist piirkonniti

(Forslund *et al.*, 2012). Herbivoorlus sõltub omakorda põisadru keemilisest koostisest ja struktuurist. Teisalt on see nähtus aina kasvavate epifüütsete vetikate vohamise juures pigem mitmeaastase põisadru päästjaks, kuna ilma selgrootute põhjaloomadeta kataks üheaastased epifüüdid põisadru terve hooaja vältel, takistades viimasele valguse juurdepääsu ja edasist kasvu. Samas ei suuda herbivoorlus tugevalt eutrofeerunud piirkondades alati epifüütide vohamist peatada (Kotta *et al.*, 2006).

### **1.3. Ohutegurid põisadru kooslustele**

Viimasel paarikümnel aastal on täheldatud põisadru kadumist paljudes Läänemere piirkondades, mõnel juhul mitmete ruutkilomeetrite ulatuses (Malm & Isæus, 2005). Sellist vähenemist on seletatud eutrofeerumise, lokaalse reostusallika või suurenenud herbivooride arvuga (Eriksson & Johansson, 2003; Nilsson *et al.*, 2004). Inimtekkeliste häiringute tõttu, näiteks toitainetega rikastamine ja suurenenud veetemperatuur, võivad bentilised vetikakooslused muutuda. On täheldatud, et suurenenud toitainetesisalduse tõttu võib aset leida Läänemere kõvadel põhjadel põisadru levikupiiri vähenemine ja põisadru asendumine üheaastaste niitjate vetikatega, mis omakorda võib põhjustada vetikatega seotud selgrootute arvukuse suurenemist või vähenemist (Kraufvelin & Salovius, 2004; Råberg & Kautsky, 2007; Wikström & Kautsky, 2007). Sarnaseid muutusi on dokumenteeritud ka teistes maailma piirkondades, kus mitmeaastased suurvetikad kaovad ja asenduvad üheaastastega (Díez *et al.*, 1999; Kautsky *et al.*, 1992; Vogt & Schramm, 1991). Suvel võivad üheaastased niitjad vetikad selgrootute arvukust tõsta toitumistingimuste paranemise tõttu, kuid sügisel kui üheaastased vetikad lagunema hakkavad vajavad selgrootud varjumiseks põisadru (Wikström & Kautsky, 2007). Põisadru puudumisel hakkab muutuma selgrootute koosluste struktuur, mis võib mõjutada ka kõrgematel troofilistel tasemetel olevaid organisme, näiteks kalu (Wikström & Kautsky, 2007). Et hoida siinseid rannikumere ökosüsteeme

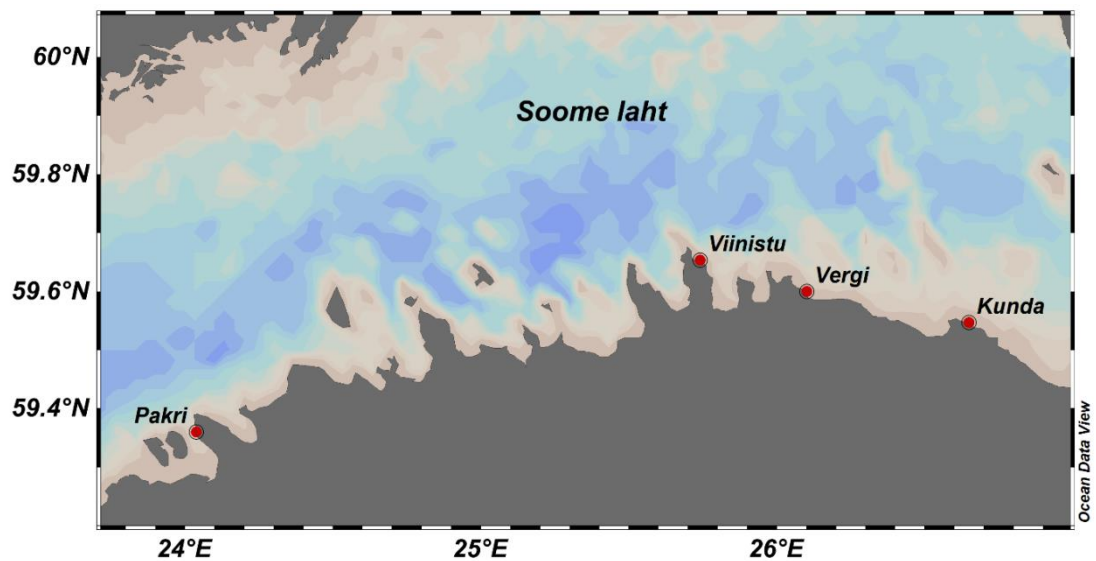


jätksuutlikena on otstarbekas teada, millised on põisadru piirkondlikud erinevused ning millised seosed põisadru ja sellega seotud selgrootute vahel valitsevad.

## 2. MATERJAL JA MEETODID

### 2.1. Proovivõtu piirkonnad

Põisadru tallused koos epifaunaga koguti neljast Soome lahe Eesti rannikumere piirkonnast – Pakri, Viinistu, Vergi ja Kunda (Joonis 1).



Joonis 1. Proovivõtu piirkonnad

Proovivõtu piirkondade valikul osutus määravaks kõva põhjasubstraadi ja põisadruvööndi olemasolu. Teiseks eelduseks oli kohtade võrdlemine küllalt väikesel ruumiskaalal (150 km), kuid et siiski säiliks piirkondlik iseärasus. Samuti järgivad piirkonnad läänest itta soolsuse langemist.

Pakri laht asub Põhja-Eestis Harjumaal ning on idast piiratud Pakri poolsaarega. Põhjatüübilt on Pakri punkt sukeldumisel leitud visuaalse vaatluse andmetel 100% kõva substraadiga ning põisadru kattis põhja 40% ulatuses. Lääne poolt vaadates on järgmine uuritud piirkond Viinistu, mis asub Harjumaal, Eru lahe ääres ja kuulub Lahemaa rahvuspargi koosseisu. Antud piirkonnas on vaid kõva põhjasubstraat ning põisadru kattis põhja ligi 65% ulatuses. Sarnaselt Viinistule asub Lahemaa rahvuspargis ka Vergi, mis paikneb Lääne-Virumaal Vergi poolsaare idaküljel. Vergi põhjasubstraat on kõva ja põisadru katvus valitud punktide suurim 70%. Kõige idapoolsem vaadeldud piirkond, Kunda laht, asub Põhja-Eesti rannikul. Põisadru katvus oli kõige väiksem ehk 35%, mis võis olla tingitud pehme põhjasubstraadi olemasolust – Kunda proovivõtukohas oli kaetud 30% merepõhjust liivaga ja 70% kivide ja rahnudega. Kuna põisadru levikut limiteerivaks teguriks on kõva põhi, siis mida vähem seda on, seda piiratum on põisadruvööndi katvus.

## **2.2. Proovide kogumine ja laboratoorne analüüs**

Suvised põisadru kooslused koguti 2013 a. juunis (Kundas 08.06, Pakris 20.06, Vergis ja Viinistus 27.06) ja sügisesed oktoobris (Pakris 12.10 ja mujal 05.10). Igas piirkonnas koguti suguküpsed taimed põisadruvööndi sügavusvahemikust 1-1.5 meetrit vähemalt üheksas korduses. Proovivõtupunktide koordinaadid määrati GPS seadmega ja soolsused mõõdeti YSI-30 anduriga. Proovid koguti vööndist, kus põisadru katvus oli maksimaalne. Igas proovivõtukohas mõõdeti sügavus ja hinnati põisadru katvust merepõhjal (Tabel 1).

Tabel 1. Proovivõtu piirkondade metaandmed

	Laiuskraad	Pikkuskraad	Soolsus [g/kg]	Sügavus [m]	Katvus [%]	Põhjatüüp [%]
Kunda	59°32.86'	26°39.031'	4.7	1.4	35	30 pehme, 70 kõva
Pakri	59°21.63'	24°02.30'	5.7	1.5	40	100 kõva
Vergi	59°36.033'	26°06.11'	4.8	1	70	100 kõva
Viinistu	59°39.27'	25°44.55'	5.0	1.3	65	100 kõva

Põisadru uurimisel kasutatud meetodika põhineb teaduskirjandusel (Bergström *et al.*, 2005; Forslund *et al.*, 2012; Korpinen *et al.*, 2010; Schagerström *et al.*, 2014). Põisadru tallused koguti võrkkotti võrgusilmaga 0.5 mm sukeldumise teel vältimaks epifauna kaotamist proovivõtu käigus. Võrkkott asetati ettevaatlikult suvaliselt valitud talluse ümber ja viidi haardketta juures kokku nii, et kotti jäi põisadru ühes põhjaloomadega. Suletud kotis asuv tallus eemaldati koos haardkettaga kiviselt põhjalt edasiseks laboratoorseks analüüsiks. Ühe tallusena käsitleti isendit koos kõigi „vartega“ samast haardkettast, tallused hoiti eraldi kottides kogu analüüsi ajal.

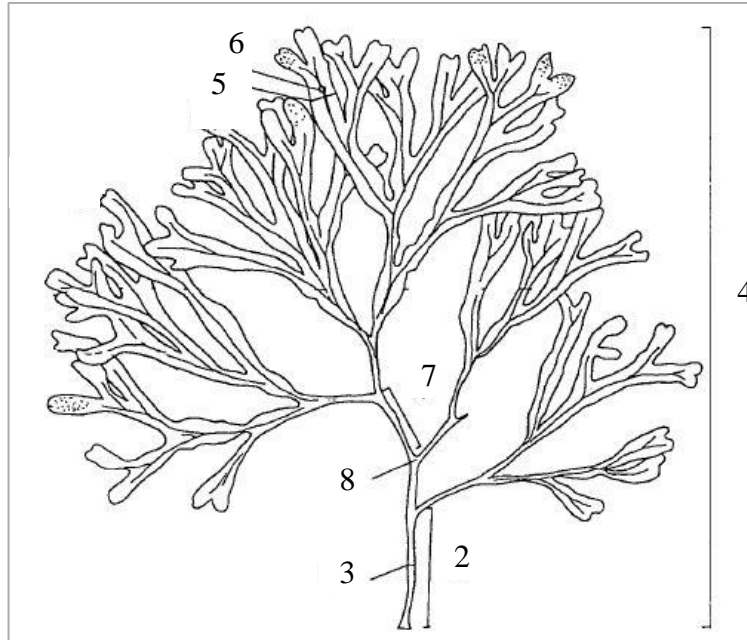
Kogutud põisadru ja epifauna proovide laboratoorne analüüs viidi läbi TTÜ Meresüsteemide Instituudi Mereökoloogia laboris ajaperioodil juuni 2013 - august 2014. Laboris säilitati proove sügavkülmas eraldi kottides. Analüüsi käigus korjati põisadrult välja kõik selgrootud. Stereomikroskoobi Olympus SZX7 abil määrati selgrootute liigiline koosseis ja arvukus, kasutades 8-56 kordset suurendust.

Põisadru analüüsi käigus mõõdeti iga talluse morfoloogilised tunnused (Joonis 2) (Kalvas & Kautsky, 1998; Ruuskanen & Bäck, 1999):

- 1 – „varte“ arv
- 2 – „varre“ pikkus (haardkettast kuni esimese jagunemiseni) [mm]
- 3 – „varre“ laius (mõõdetuna keskkohast) [mm]
- 4 – talluse kogupikkus [mm]
- 5 – haru laius põisadru pikimal osal (viie mõõdetud tulemuse keskmine) [mm]
- 6 – kesksone laius põisadru pikimal osal (viie mõõdetud tulemuse keskmine) [mm]
- 7 – jagunemiste vaheline keskmine pikkus (viie mõõdetud tulemuse keskmine) [mm]

8 – jagunemiste arv põisadru pikimal osal

9 – biomass [g]



Joonis 2. Põisadru morfoloogilised tunnused (Ruuskanen & Bäck, 1999)

Edasiseks andmetötluseks võeti talluse haru ja kesksone laiuse ning jagunemiste pikkuse puhul viie mõõtmise keskmine. Kui ei olnud viit mõõtmist, näiteks põisadrul oli vähem jagunemisi, siis võeti maksimaalse mõõtmiste arvu keskmine. Põisadru märgkaalu (g) leidmiseks eemaldati paberrätikuga üleliigne vesi ja kaaluti taimed.

## 2.3. Statistiline analüüs

### 2.3.1. F- ja T-testid

Põisadru suviste ja sügiseste tunnustevahelise olulise erinevuse leidmiseks teostati F- ja T-testid. Neid teste kasutati ka loomade üldarvukuse võrdlemisel suviste ja sügiseste adrutalluste vahel. F-testi tehakse kahe üldkogumi dispersioonide võrdlemiseks ning kui tulemus  $p < 0.05$ , siis võib öelda, et kehtib hüpotees  $H_1$ , mis ütleb, et varieeruvus võrreldavates üldkogumites on erinev olulisuse nivool 0.05 (saame olla 95% kindlad). F-testi tulemus aitab otsustada, kas varieeruvus (dispersioonid) on piisavalt väikse erinevusega võrreldavates gruppides, et seda ignoreerida (Fowler, 1998). T-test näitab, kas kahe üldkogumi keskväärtuste vahel on oluline erinevus. Antud juhul on kasutatud kahte varianti T-testist: võrdse ja mittevõrdse dispersiooniga üldkogumid, mille selgitas välja eelnevalt teostatud F-test (Andmeanalüüs, 06.02.16).

### 2.3.2. MANOVA

Inglise keeles *one-way Multivariate Analysis of Variance* ehk mitme muutuja varieeruvuse ühepoolne analüüs.

MANOVA analüüs teostatakse rohkem kui ühe numbriga väljendatava tunnuse tõttu. MANOVA testib gruppide keskmisi (vektorite) erinevusi hajuvuse kaudu. MANOVA eeldab tunnuste normaaljaotust ja et vaatlused oleksid sõltumatud (MathWorks, 16.03.16).

Analüüsi kasutatakse nullhüpoteesi ( $H_0$ ) kontrollimiseks, mille kohaselt gruppide vahelised keskmised ei ole erinevad (Anderson & Walsh, 2013). Tulemused esitatakse olulise erinevuse  $p$  väärtustena 95% usaldusnivool (MathWorks, 16.03.16). Töös kasutasin MANOVA testi programmis MATLAB (versioon R2013a)

põisadru keskmiste tunnuste võrdlemiseks suve ja sügisel vahel ja piirkonniti ning põisadru keskmiste domineerivate tunnuste ja loomastiku mitmekesisuse piirkondlike erinevuste testimiseks.

### **2.3.3. Regressioonanalüüs**

Põisadru morfoloogiliste tunnuste seoste leidmiseks kasutati lineaarset regressioonanalüüsi, mis põhineb vähimruutude meetodil, kus punktiparve iseloomustatakse sirgega, mille punktide vahekauguste ruutude summa oleks minimaalne. Regressioonanalüüs teostati Microsoft Excelis, tulemusena leiti determinatsioonikordaja  $r^2$ , mis näitab, kui suure osa summaarsest varieeruvusest kirjeldab ära tunnuste omavahelise seosega seletatud varieerumine. Lisaks on ära toodud olulisuse tõenäosuse ( $p$ ) väärtused, mis aitavad selgitada, kas  $r^2$  abil leitud mudeli sobilikkus on piisav ka prognoosimiseks või pole mudel siiski statistiliselt oluline (Sauga, 2005).

### **2.3.4. PCA**

Peakomponendi analüüs (inglise keeles *Principal Component Analysis*).

Antud töös kasutan peakomponentide analüüsi (edaspidi PCA) põisadru domineerivate tunnuste välja selgitamiseks ning põisadru ehituse ja loomastiku koos analüüsil samuti domineerivate tunnuste määramiseks. PCA aitab välja selgitada, millised muutujate kombinatsioonid seletavad mitme muutujaga andmemassiivide varieeruvust kõige paremini. Sellise analüüsi puhul on võimalik kõiki tunnuseid vaadelda võrdselt tähtsatena, mida on hea kasutada erinevate ühikutega andmete puhul. PCA genereerib olemasolevate tunnuste lineaarse kombineerimise kaudu uued muutujad ehk peakomponendid, mida on sama palju kui algmuutujaid ja mis kõik näitavad erinevat varianti muutlikkuse kombinatsioonist, kusjuures esimene komponent selgitab kõige suurema osa muutlikkusest. Selliselt saab edasi analüüsida

parameetreid, mis on olulised näiteks vaid esimese kolme peakomponendi järgi või ainult esimese peakomponendi järgi (Fowler, 1998).

Põisadru ehitusega seotud tunnuseid uuriti PCA abil programmiga MATLAB, sama analüüsi rakendati ka põisadru ja epifauna koos analüüsismiseks. Kasutatud skriptis teostati ka standardiseerimine, mis teeb võimalikuks kõigi tunnuste korraga vaatluse alla võtmise (põisadru tunnuste puhul näiteks biomassi väärtused sadades grammides, kuid kesksone väärtused vaid mõned millimeetrid). Lisaks PCA-le vaadeldi põisadru tunnuste erisuse jooniseid (nMDS), millest juttu edaspidi.

### 2.3.5. nMDS

nMDS ehk mitteklassikalised multidimensionaalsed joonised (inglise keeles *Nonclassic Multidimensional Scaling*) aitavad statistilist analüüsi paremini visualiseerida, näitavad, millised piirkonnad on sarnased ja millised mitte vastavate tunnuste paaride ökoloogiliste vahekauguste alusel. Mida kaugemal on punktid joonisel teineteisest, seda erinevamad on need punktid vaadeldavate tunnuste poolest mittemeetrilisel skaalal (MathWorks, 16.03.16). Jooniste kujutamisele programmis eelneb vajalike arvutuste tegemine, milleks kasutasin kaht varianti. Programmi vaikimisi valikus arvutatakse ökoloogilised kaugused Euclidean valemiga:

$$D = \sqrt{\sum_{i=1}^S (a_i - c_i)^2} \quad (1),$$

kus  $a$  ja  $c$  tähistavad vastavate paaride võrreldavaid tunnuseid või liike (Kindt & Coe, 2005). Teisel juhul on tunnuste paaride vahelise kauguse leidmiseks kasutatud Euclidean asemel standardiseeritud meetodit Seclidean, mis kasutab arvutamisel standardhälvet. Jaotumise näitamiseks kasutatud S-stressi, mille puhul võetakse kaugustest neljas juur, et vähendada esilekerkivate tunnuste mõju (MathWorks, 16.03.16).



Loomastiku liigilist koosseisu uuriti olemasolu/puudumise transformatsiooni abil: kui piirkonnas on liik, vastab sellele 1, kui pole liiki, siis 0. Tulemused kuvasin nMDS joonistena, kasutades S-stress valikut. Kuna joonised on koostatud Euclidean kauguste põhjal, siis nende arvutamiseks sobivad paremini liigilise koosseisu olemasolu ja puudumise andmed (Kindt & Coe, 2005). nMDS analüüsi joonised koostati ka põisadru tunnuste andmete (Euclidean ja S-stress valikud) põhjal ja selgrootute arvukuse andmete põhjal (Euclidean ja S-stress valikud).

### 3. TULEMUSED

#### 3.1. Põisadru morfoloogia

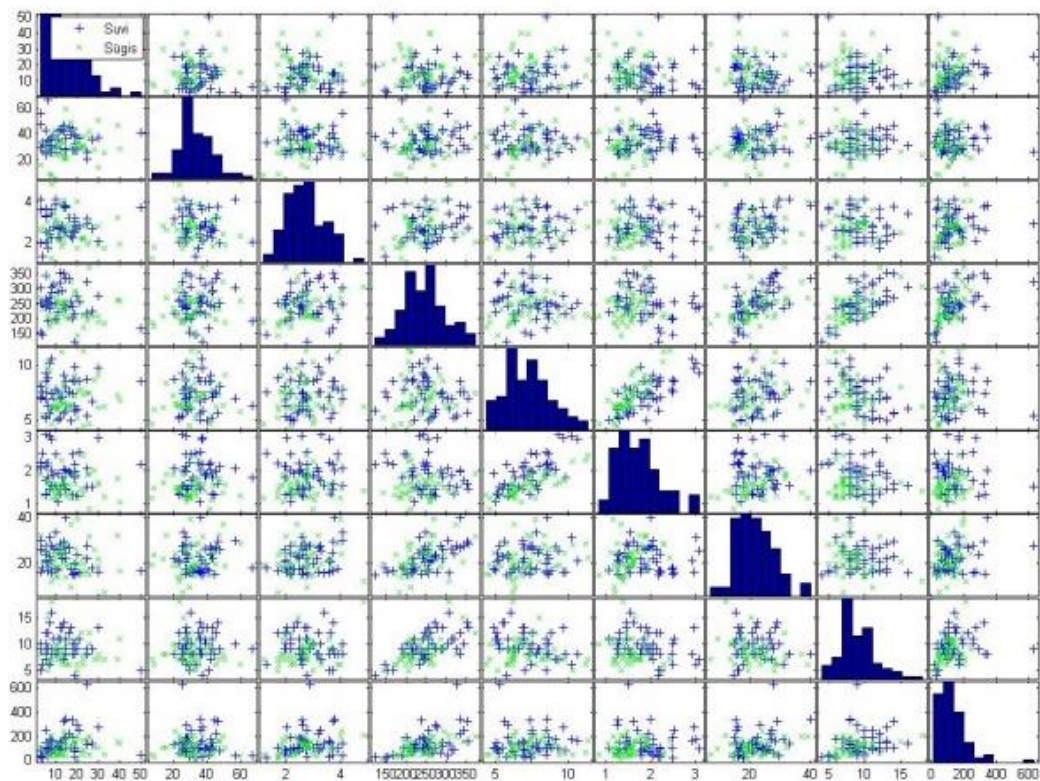
Nelja piirkonna tulemuste põhjal on Soome lahe lõunaosa keskmine põisadru tallus 15 „varrega“, „varre“ pikkus 3.3 cm ja laius 2.74 mm. Keskmise talluse kogupikkus haardkettast kõige pikema tipuni on 24.6 cm, haru laius 7.24 mm ja kesksoone laius 1.74 mm. Keskmiselt jaguneb põisadru üheksaks, kus jagunemiste keskmine pikkus 2.2 cm. Keskmine märgkaal on 125.65 g. Põisadru keskmiste, maksimaalsete ja minimaalsete tunnuste vahel on suur erinevus (Tabel 2, Lisa 1).

Tabel 2. Põisadru morfoloogiliste tunnuste keskmised, maksimaalsed ja minimaalsed väärtused ning standardhälve

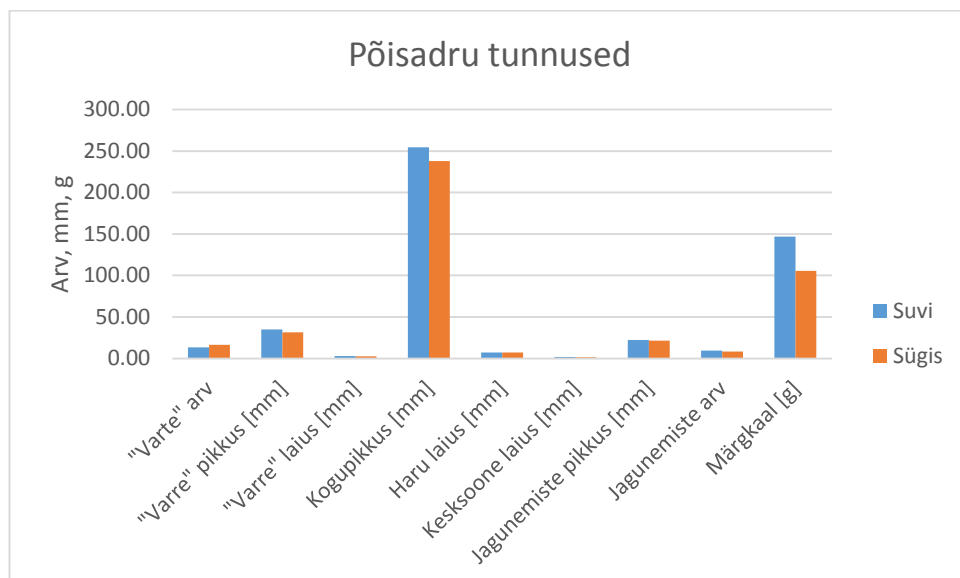
	„Varte“ arv	„Varre“ pikkus [mm]	„Varre“ laius [mm]	Kogupikkus [mm]	Haru laius [mm]	Kesksoone laius [mm]	Jagunemiste pikkus [mm]	Jagunemiste arv	Märgkaal [g]
Keskmine	15	33.30	2.74	245.91	7.24	1.74	21.87	9	125.65
Standardhälve	9	9.86	0.70	50.55	1.55	0.46	6.12	3	89.78
Maksimaalne	50	66.10	4.85	371.00	11.30	3.09	39.87	18	627.50
Minimaalne	3	8.00	1.20	124.00	4.44	0.86	7.32	4	13.00

Tunnuste suurest erinevusest tingituna on ka varieeruvus suur ning tallused on otstarbekas geograafiliselt või aastaaja järgi gruppidesse jagada. Tulenevalt magistritöö eesmärgist ja tunnuste suurest varieeruvusest vaadatakse edasisi tunnuste erinevusi aastaegade (suvi, sügis) ja kasvupiirkondade (Kunda, Pakri, Vergi, Viinistu) vahel.

MANOVA testi hüpoteesi kontrollimise (Anderson & Walsh, 2013) tulemuste põhjal ei saa väita, et aastaegade ehk suviste ja sügiseste taimede vahel ei ole erinevust 95% usaldusnivool ( $p < 10^{-4}$ ) tunnuste keskmiste põhjal. Joonis 3 tulpdiagrammid näitavad põisadru kõigi tunnuste jaotumisi, mis MANOVA testi sooritamiseks peaksid olema normaaljaotused, kuid tunnuste 1 („varte“ arv), 6 (kesksoone laius), 7 (jagunemiste pikkus) ja 9 (märgkaal) puhul seda ei ole. Üldiselt on kõik põisadru ehitusega seotud tunnuste keskmised väärtused sügisel väiksemad, välja arvatud „varte“ arv (Joonis 4). T-testi p väärtuste põhjal on tugevad erinevused suvel ja sügisel tunnustel 6, 8 ja 9 ehk vastavalt kesksoone laiusel, jagunemiste arvul ja märgkaalul, mis on suvel suuremad (Tabel 3). Varieeruvused on küllalt sarnased suve ja sügise vahel, mida näitab F-test, mille tulemusena saab öelda, et oluline varieeruvuste erinevus ( $p < 0.05$ ) on vaid tunnuste kesksoone laius ja märgkaal puhul. Lineaarne regressiooniseos on olenemata aastaajast tunnuste 5 ja 6 vahel, mis on vastavalt haru laius ja kesksoone laius (suvel  $r^2 = 0.53$ , sügisel  $r^2 = 0.69$ ,  $p < 10^{-4}$ ). Samuti on lineaarne regressiooniseos tunnuste 4-7 (suvel  $r^2 = 0.4$ , sügisel  $r^2 = 0.2$ , suvel  $p < 10^{-4}$ , sügisel  $p = 0.001$ ), 4-8 (suvel  $r^2 = 0.4$ , sügisel  $r^2 = 0.35$ ,  $p < 10^{-4}$ ) ja 4-9 (suvel  $r^2 = 0.26$ , sügisel  $r^2 = 0.39$ , suvel  $p = 0.0003$ , sügisel  $p < 10^{-4}$ ) vahel, mis on vastavalt talluse kogupikkus ja jagunemiste pikkus, jagunemiste arv ning taime märgkaal.



Joonis 3. MANOVA maatriksjoonis põisadru tunnustest aastaajati, mõlemal pool tulpdiagramme on korduvad joonised, kuid pööratult, kus kõiki tunnuseid on kõigiga võrreldud suvel ja sügisel kogutud talluste puhul. Telgede ühikud vastavad tunnustele, mis on toodud Tabelis 2

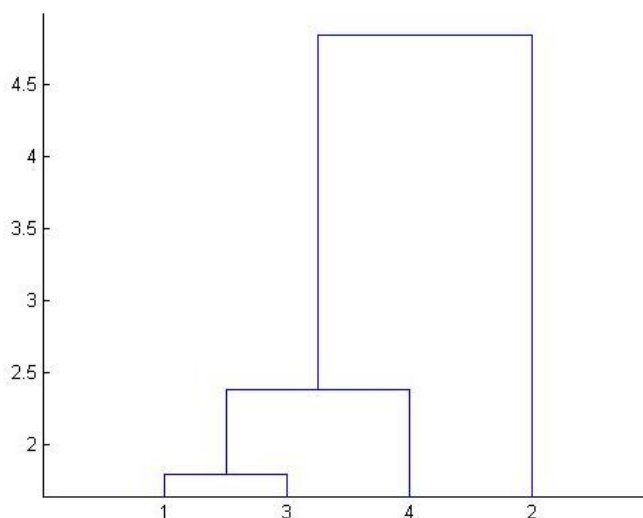


Joonis 4. Põisadru morfoloogiliste tunnuste keskmised väärtused suvel ja sügisel

Tabel 3. Põisadru tunnuste keskmised väärtused, standardhälbed ja olulised varieeruvuse ning keskmiste erinevused suve ja sügise vahel

	„Varte“ arv	„Varre“ pikkus [mm]	„Varre“ laius [mm]	Kogu- pikkus [mm]	Haru laius [mm]	Kesk- soone laius [mm]	Jagu- nemiste pikkus [mm]	Jagu- nemiste arv	Märg- kaal [g]
Suvi keskmine	13	35.12	2.82	254.31	7.34	1.94	22.21	10	146.95
Sügis keskmine	17	31.60	2.67	238.04	7.15	1.55	21.55	9	105.68
Suvi standardh.	9	9.05	0.68	54.20	1.50	0.50	5.70	3	111.24
Sügis standardh.	9	10.36	0.72	46.05	1.60	0.33	6.54	3	57.88
F-test (p väärtus)	0.9098	0.3670	0.7035	0.2733	0.6787	0.0059	0.3569	0.7314	0.0000
T-test (p väärtus)	0.0831	0.0859	0.2956	0.1215	0.5638	0.0000	0.6067	0.0318	0.0297

Rakendades MANOVA testi erinevate piirkondade põisadru tallustele, käsitledes suviseid ja sügiseid talluseid ühise grupina, ei saa hüpoteesi kontrollimise tulemusena öelda, et tunnuste keskmised piirkondade vahel ei erineks ( $p < 10^{-4}$ ,  $p = 0.0008$ ,  $p = 0.028$ ). Dendrogramm näitab, et kõige sarnasemad piirkonnad on tunnuste keskmiste järgi Kunda ja Vergi, nendega suhteliselt sarnane on ka Viinistu, kuid kõigest erinev põisadru kasvab Pakri piirkonnas (Joonis 5).



Joonis 5. Dendrogramm iseloomustab piirkondade vahelisi ökoloogilisi kaugusi: 1-Kunda, 2-Pakri, 3-Vergi, 4-Viinistu

Regressioonanalüüs võimaldas välja tuua, milliste põisadru tunnuste paaride vahel kehtib lineaarne seos. Selleks, et välja selgitada tunnuste omavahelise muutlikkuse domineerivad muustrid, teostati PCA (Tabel 4). Põisadru tunnuste kogu muutlikkusest kirjeldavad kolm esimest peakomponenti vastavalt 26%, 22% ja 13% (Tabel 5).

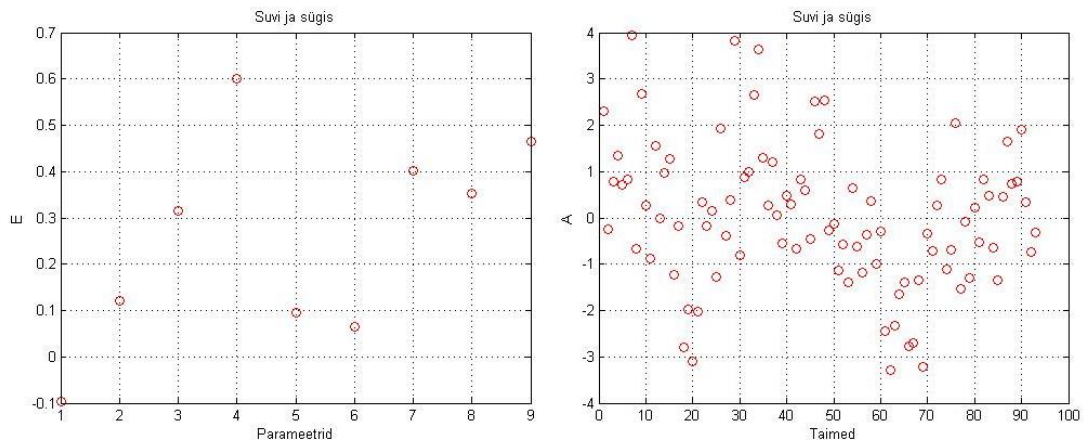
Esimese moodi korral on kõige suurema muutlikkusega talluse kogupikkus ja biomass, järgnevad jagunemiste pikkus ja arv ning „varre“ laius (Joonis 6). Mida pikem taim, seda jämedam „vars“, rohkem jagunemisi, suurem jagunemiste vaheline pikkus ja suurem märgkaal ning vastupidi. Suurimad taimed on leitud Kundas nii suvel kui sügisel ja Vergis suvel ning kõige väiksemad taimed on leitud Pakris. Teise moodi puhul on kõige suurema muutlikkusega talluse haru ja kesksone laius ning jagunemiste arv, mis muutub laiustele vastupidiselt (Joonis 7). Ehk mida peenemaks lähevad tallused, seda rohkem on neil jagunemisi. Kolmanda moodi puhul tuleb esile seos, mida rohkem „varsi“, seda suurem biomass (Joonis 8).

Tabel 4. Muutlikkuse (PCA) tulemused 1 moodi järgi; „+“ ja „-“ tähendavad vastavalt tehtud analüüsist kõige enam esile kerkinud tunnuseid, kus + märgib vastava tunnuse suurenemist ja - märgib vastava tunnuse vähenemist võrreldes kõikide teiste tunnustega

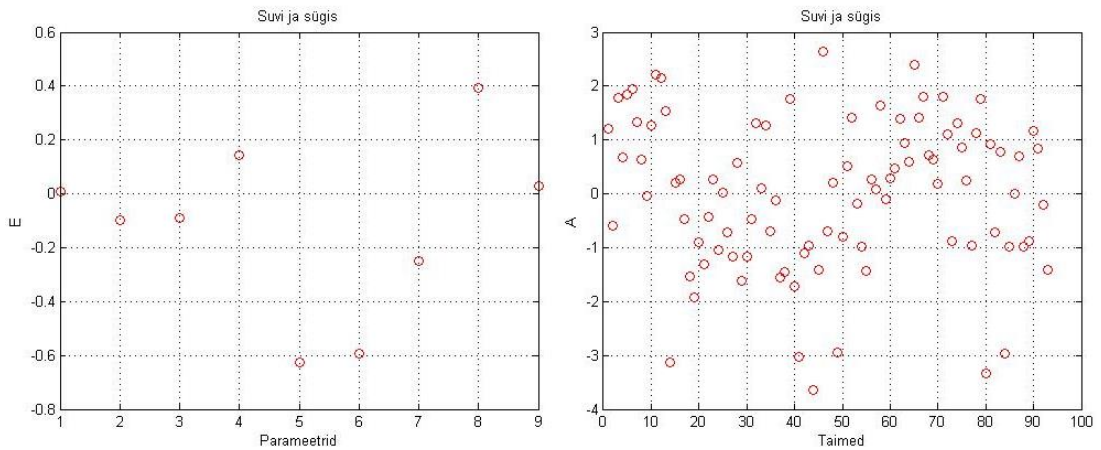
	„Varte“ arv	„Varre“ pikkus [mm]	„Varre“ laius [mm]	Kogu- pikkus [mm]	Haru laius [mm]	Kesk- soone laius [mm]	Jagu- nemiste pikkus [mm]	Jagu- nemiste arv	Märg- kaal [g]
Kunda suvi				+			+		+
Pakri suvi				+			+	+	+
Vergi suvi				+	-			+	+
Viinistu suvi	+							+	+
Kunda sügis			+	+	-	-		+	
Pakri sügis		+	+	+				+	+
Vergi sügis		-			-	-	-	+	
Viinistu sügis				+	-	-		+	+
Suvi				+	-	-	+	+	+
Sügis				+					+
Kõik				+			+	+	+

Tabel 5. Muutlikkuse (PCA) kolme moodi väärtused piirkonniti ja aastaajati

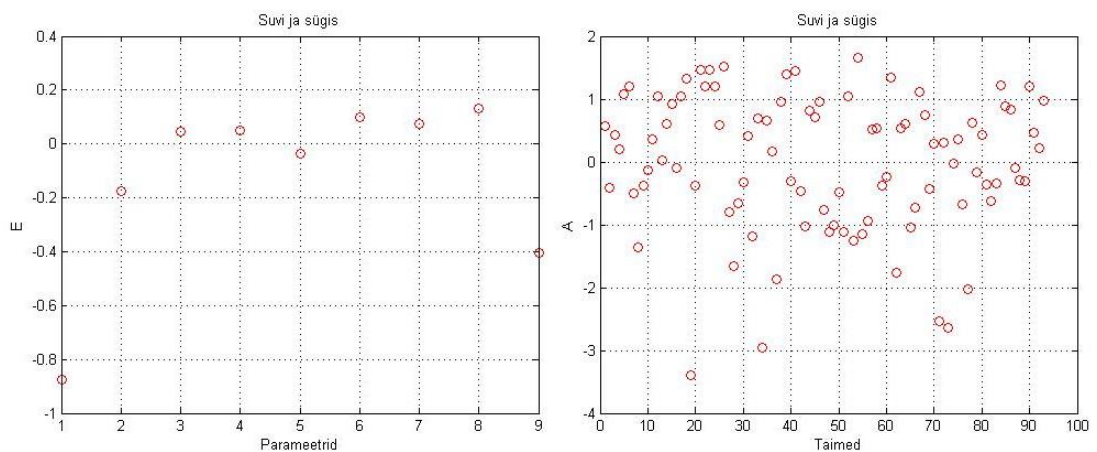
	Kunda suvi	Pakri suvi	Vergi suvi	Viinistu suvi	Suvi
Talluste arv	16	10	10	9	45
1 mood	0.3349	0.3837	0.3217	0.3934	0.2855
2 mood	0.2692	0.2338	0.2659	0.2696	0.2010
3 mood	0.1482	0.1533	0.1699	0.1703	0.1479
	Kunda sügis	Pakri sügis	Vergi sügis	Viinistu sügis	Sügis
Talluste arv	12	12	12	12	48
1 mood	0.3187	0.3452	0.3545	0.4141	0.2934
2 mood	0.1990	0.2497	0.3046	0.1936	0.2264
3 mood	0.1550	0.1571	0.1715	0.1344	0.1485



Joonis 6. PCA peakomponentide 1 moodi tunnused ja põisadru talluste jaotus nende alusel. E tähistab omaväärtusi ja A tähistab amplituude, mis vastavad omaväärtustele. Parameetrid on põisadru tunnused, mille järjestus (1-9) vastab Tabel 2 omale. Sama kehtib järgnevate PCA jooniste puhul



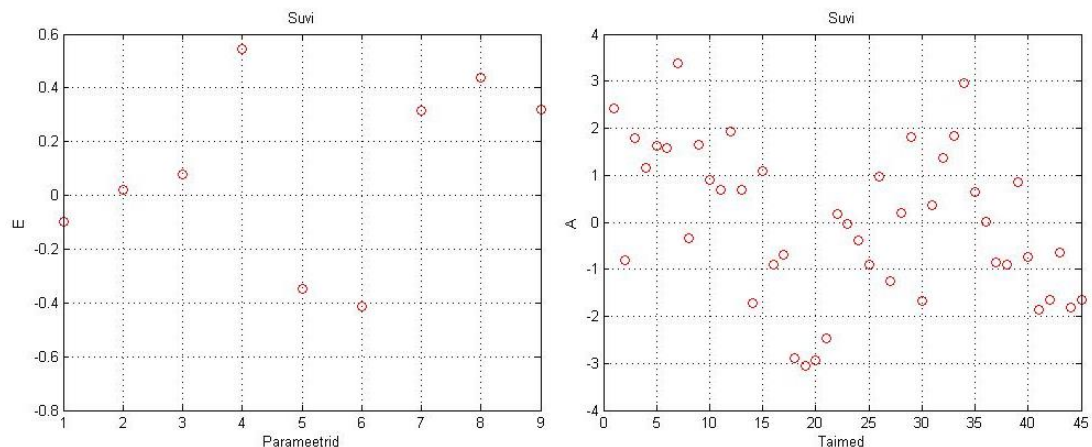
Joonis 7. PCA peakomponentide 2 moodi tunnused ja talluste jaotus nende alusel



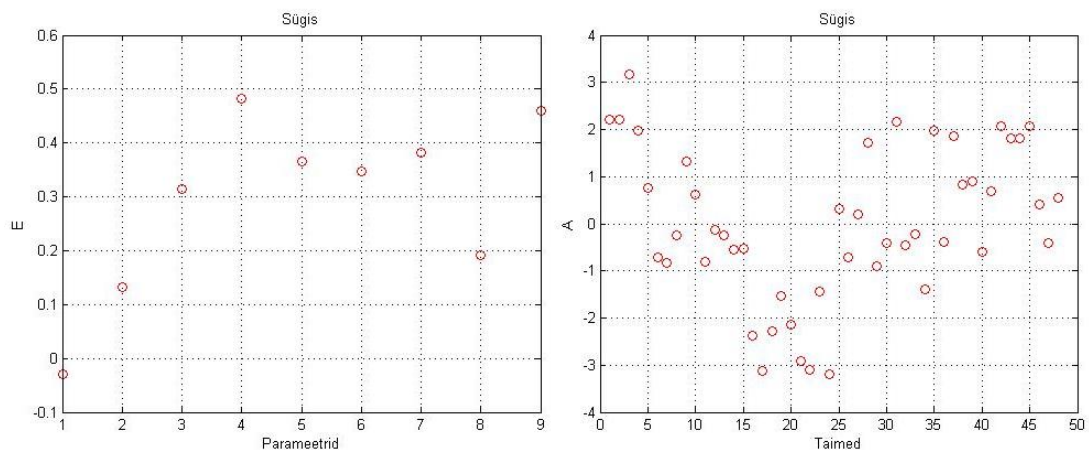
Joonis 8. PCA peakomponentide 3 moodi tunnused ja talluste jaotus nende alusel

Detailseks analüüsiks vaadeldakse põisadru talluse tunnuste muutlikkust nii piirkonniti kui aastaajati (Joonised 9, 10, 11) eraldi. Suvel kogutud põisadru talluste koondanalüüsist tuli välja, et põisadru olulised morfoloogilised parameetrid on talluse kogupikkus ja jagunemine, mis on positiivselt seotud ka biomassi ja jagunemiste pikkusega (Joonis 9). Need tunnused omakorda on kõik negatiivselt seotud talluse haru laiuse ja kesksone laiusega. Suvel kogutud põisadru põhjal saab öelda, et mida pikem on tallus, seda rohkem on tallusel jagunemisi ning seda peenemad on jagunemiste käigus tekkivad harud ja harude kesksooned.

Kõiki sügisel kogutud põisadru talluseid koondava analüüsi kohaselt on eriti domineerivateks parameetriteks biomass ja talluse kogupikkus (Joonis 10).



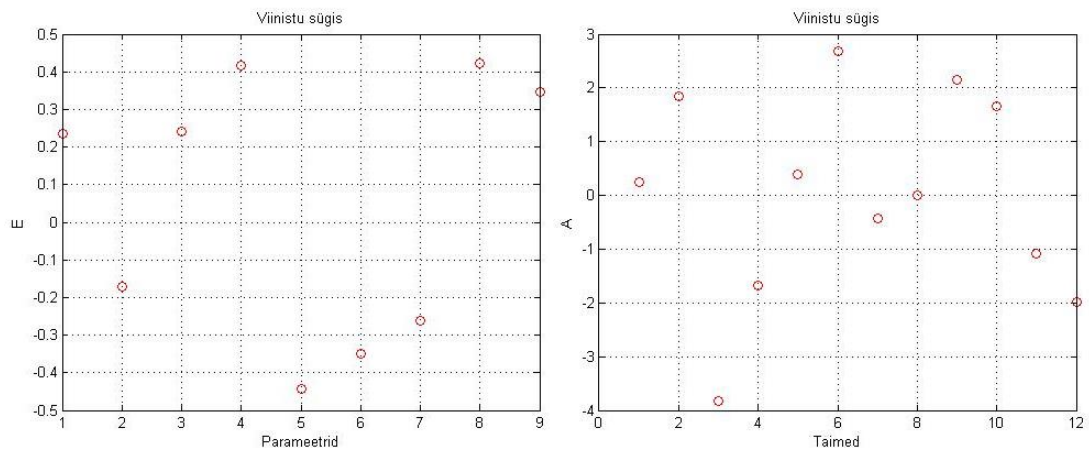
Joonis 9. PCA peakomponentide 1 moodi suvised tunnused ja põisadru talluste jaotus nende alusel



Joonis 10. PCA peakomponentide 1 moodi sügiselised tunnused ja põisadru talluste jaotus nende alusel



Piirkonniti muutused koos talluse kogupikkus, jagunemiste arv ja märgkaal, mis olid sarnased ka kõigi põisadru talluste koondanalüüsi korral. Jagunemiste pikkus ei tulnud piirkonniti olulise tunnuseks välja, kuid kogutalluste puhul tuli. Näitena on toodud piirkonna ja aastaaja muutlikkuse analüüsist Viinistu sügis (Joonis 11), samasuguseid jooniseid teiste piirkondade ja aastaegade kohta kasutati Tabel 4 kokkupanekuks.



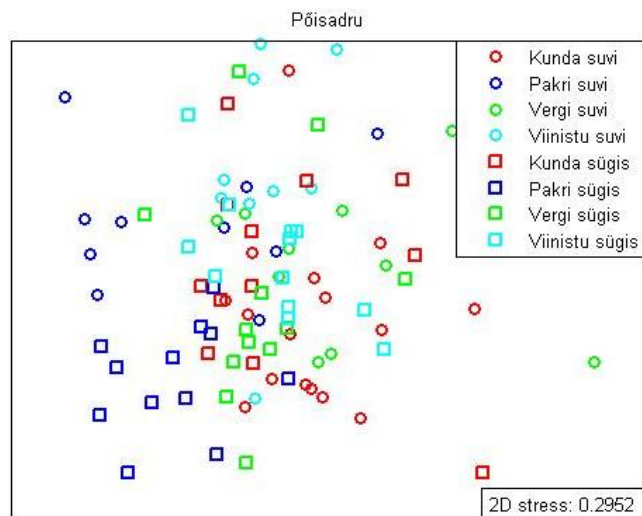
Joonis 11. PCA peakomponentide 1 moodi Viinistu sügisesed tunnused ja põisadru talluste jaotus nende alusel

Kasutades nMDS analüüsi vaadeldakse iga tallust eraldiseisvana oma morfoloogiliste tunnuste hulga. nMDS sarnasuse-erinevuse joonisel on üksteisele lähedal paiknevad põisadru tallused omavahel morfoloogiliste tunnuste põhjal sarnased ning üksteisest eemal paiknevad erinevad. Igas piirkonnas leidub igal ajahetkel sarnase morfoloogiaga põisadru (Joonis 12). Üldises põisadru morfotüüpide jaotuses eristub Pakri suvi ja sügis teistest piirkondadest. Seda kinnitab ka grupivektorite ökoloogiliste kauguste erinevus (Joonis 13), kus piirkonnad Pakri suvi ja Pakri sügis, vastavalt 2 ja 6, on teistest kaugemal. Grupivektorite erinevus on arvatud põisadru asukohavektori  $d_i$  abil kasutades järgmisi valemeid:

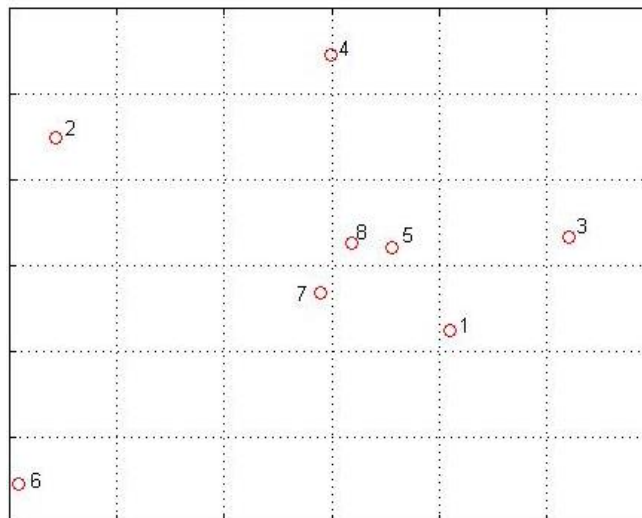
$$\bar{d} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N d_i \quad (2); \quad |\bar{d}| = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N |d_i| \quad (3); \quad \bar{D} = |\bar{d}| * \bar{d} \quad (4),$$

kus  $\vec{D}$  tähistab grupivektorit. See annab võimaluse koondada põisadru talluse morfoloogia piirkondade ja aastaegade järgi, et nMDS joonis oleks arusaadavam.

Lisaks Pakrile eristuvad ka Vergi ja Viinistu suvised põisadru tallused oma morfoloogialt teistest. Kõige sarnasemad on morfoloogiliste tunnuste põhjal Kunda suvine, Kunda sügisene, Vergi sügisene ja Viinistu sügisene põisadru.

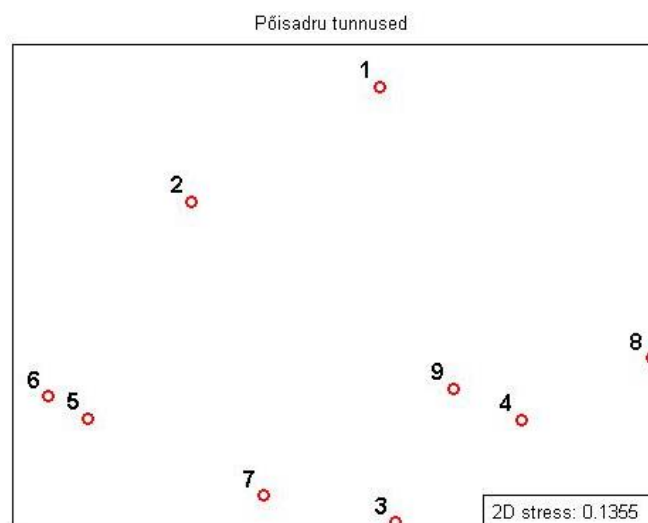


Joonis 12. nMDS analüüs põisadru aastaegade ja piirkondlike erinevuste kohta kõigi tunnuste põhjal



Joonis 13. nMDS analüüs põisadru aastaegade ja piirkondlike grupivektorite erinevuste kohta kõigi tunnuste põhjal, kus 1-Kunda suvi, 2-Pakri suvi, 3-Vergi suvi, 4-Viinistu suvi, 5-Kunda sügis, 6-Pakri sügis, 7-Vergi sügis, 8-Viinistu sügis

Põisadru tunnuste muutlikkuse sarnasuse-erinevuse analüüs on teostatud ka kasutades nMDS meetodit. Tunnuste 4 ja 9 muutlikkused (Joonis14) on sarnased, nende vahekaugused on väikesed. Need on vastavalt talluse kogupikkus ja biomass, mis muutusid selliselt koos ka PCA tulemusena. Samuti on lähestikku 5 ja 6, milleks on kesksone ja talluse haru laius, jällegi sama seos leitud ka PCA tulemusena. Omavahelised kaugused tunnuste 5, 6 ja 4, 9 vahel on suured, kuna talluse pikenedes ja biomassi suurenedes muutus haru ja kesksone laius PCA tulemusena väiksemaks ning seda kinnitab ka nMDS analüüs. Tunnused 1 ja 2, „varre“ arv ja „varre“ pikkus, on teistest kaugel ja ka omavahel mitte väga lähestikku. Vastavad tunnused ei olnud domineerivateks tunnusteks PCA puhul. Põisadru tunnuste PCA tulemusena kerkis olulise tunnuse esile veel tunnus 8 ehk jagunemiste arv, mis on antud joonise põhjal nõrgemalt seotud tunnustega 4 (kogupikkus) ja 9 (biomass). Sama võib öelda ka tunnuse 3 („varre“ laius) ja tunnuse 7 (jagunemiste pikkus) kohta. „Varre“ laius ei tulnud PCA-st muutlikkust mõjutava tunnuse esile. Jagunemiste pikkus (7) ei tulnud PCA tulemusena välja piirkonniti, kuid tuli välja suve ja kõikide andmete koondanalüüsis. Seega kombineerides PCA peakomponentide 1. ja 2. moodi tulemusi ning nMDS analüüs, võib öelda, et põisadru talluse kogumuutlikkuse juures muutuvad talluse kogupikkus ja biomass sarnaselt ning kesksone ja haru laius sarnaselt, kuid mõlemad paarid omavahel võrrelduna vastupidiselt.



Joonis 14. nMDS põisadru tunnuste põhjal, 1-9 tähistavad tunnuseid vastavalt Tabel 2 järjestusele

### 3.2. Selgrootud

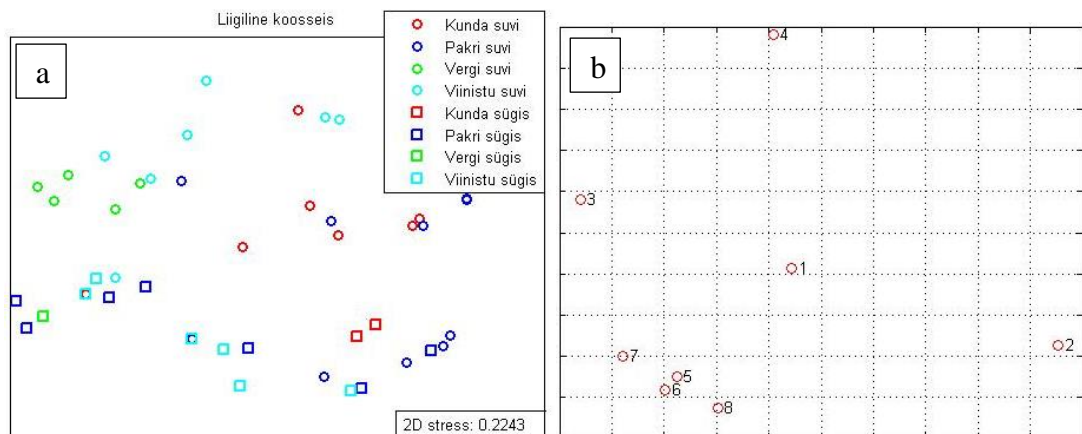
Põisadrult leitud põhjaloomastiku liigid olid: lehtsarved *Idotea balthica* (balti lehtsarv) ja *Idotea chelipes* (roheline lehtsarv), kirpvähkidest *Gammarus oceanicus* (ookeani kirpvähk), *Gammarus zaddachi*, *Gammarus salinus* (mere kirpvähk), *Gammarus tigrinus* (vööt-kirpvähk) ja *Gammarus juveniles* ehk noorjärgud, keda pole võimalik liigi tasemeni veel määrata (WoRMS, 2016). Samuti leidis proovides vesiking *Theodoxus fluviatilis*, tavaline tõruvähk *Amphibalanus improvisus*, sammalloom *Einhornia crustulenta*, söödav rannakarp *Mytilus trossulus* ning surusääsklaste vastsed *Chironomidae* (WoRMS, 2016). Nendest sügisel leidis vaid kahte liiki lehtsarvi, ookeani kirpvähk, *Gammarus zaddachi* ja kirpvähkide noorjärgud ning söödav rannakarp ja tavaline tõruvähk. Suvel olid esindatud kõik liigid. Üleüldse puudus suvel Kunda tallustel 5, 6 ja 8 loomastik täielikult, samuti sügisestel Kunda 10, 12, Vergi 1 ja Viinistu 3 tallustel, kokku kogu 93-st tallusest seitsmel. Kõige rohkem loomastikuta põisadru talluseid esines Kunda proovivõtu piirkonnas.

Põhiliselt võib jagada põisadruga seotud liigid kahte gruppi: põisadrust ja selle epifüütidest toitujad ning põisadrule kinnitujad (Kangas *et al.*, 1982; Korpinen *et al.*, 2007; Voipio, 1981). Põisadru ja epifüüdid on toiduks lehtsarvedele, kirpvähkidele (Kotta *et al.*, 2006), surusääsklaste vastsetele ja liigile vesiking (Forslund *et al.*, 2012). Põisadru kasutavad üksnes kinnitumiseks tavaline tõruvähk, sammalloom ja söödav rannakarp (Korpinen *et al.*, 2010; TÜ EMI, 27.03.16). Kuna sammalloom ja surusääsklaste vastseid leidis vaid ühel Viinistust kogutud tallusel, on need liigid edaspidisest analüüsist välja jäetud. Katsetati ka koos nende liikidega koosluseanalüüsi, kuid tulemusi see ei mõjutanud.

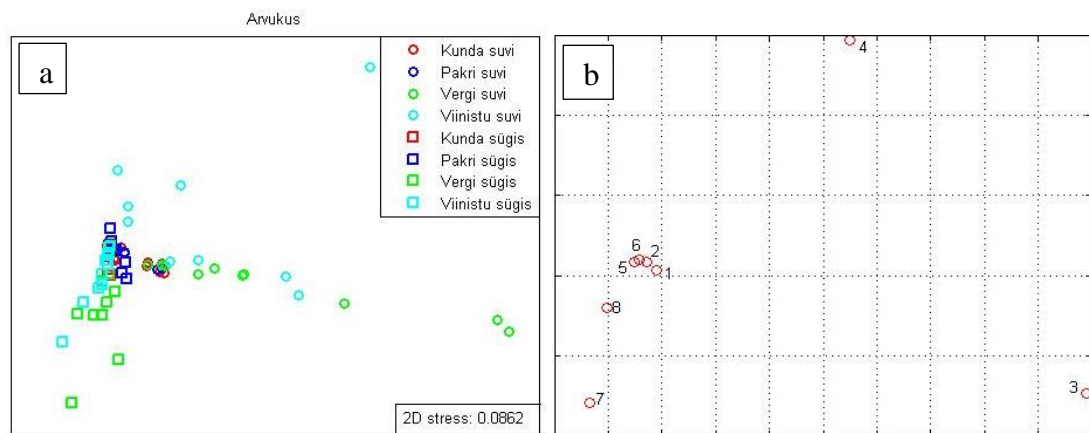
Suvistes loomastiku kooslustes domineerisid kirpvähid ja vesiking, millele järgnes arvukuselt lehtsarvede grupp, kõige väiksema arvukusega oli suvistes kooslustes söödav rannakarp, mida leidis kahe piirkonnas (Pakris, Viinistus), ja tavaline tõruvähk. Sügisel kogutud põisadru taimedel olid arvukamad lehtsarved ja kirpvähid, kes olid esindatud kõigis piirkondades. Roheline lehtsarv oli väga väikese arvukusega nii suvel kui sügisel, kuid oli olemas kõigis piirkondades peale Kunda suve ja Viinistu sügise. Lisaks kirpvähkidele ja lehtsarvedele olid sügise kahe piirkonnas, Pakris ja Viinistus, olemas söödav rannakarp ja tavaline tõruvähk.

Suvel oli põisadrul selgrootute arvukus suurem kui sügisel. Keskmise loomade arv ühel tallusel oli suvel 21 ja sügisel 12 olenemata liigilisest koosseisust. Loomade keskmine arvukus ja varieeruvus ühel taimel on suvel ja sügisel erinev (T-test:  $p=0.0365$ , F-test:  $p<10^{-4}$ ). Aastaaega arvestamata leidis piirkonniti kõige rohkem loomi Vergist ja Viinistust kogutud põisadrul, arvukuselt järgmine piirkond oli Pakri ja kõige vähem selgrootuid leidis Kunda piirkonnast kogutud põisadrul.

nMDS analüüs teostati aastaaegade ja piirkondade vaheliste erinevuste välja toomiseks liigilise koosseisu kohta olemasolu/puudumise andmete põhjal ja arvukuse andmete põhjal. Tulemuseks saadi, et suvi ja sügis erinevad põisadruga kaasnevate selgrootute liigilise koosseisu poolest (Joonis 15a), seda kinnitab ka vastavate grupivektorite erinevus (Joonis 15b). Võiks ka öelda, et suvel eristuvad Vergi ja Viinistu koos Kunda ja Pakri loomastikust, sügispiirkondade loomastik on sarnane. Kui teha sama analüüs selgrootute arvukuse andmetega, siis tulemustest selgub, et arvukuselt on sarnased piirkonnad aastaajast olenemata Kunda ja Pakri ning Vergi ja Viinistu (Joonis 16).



Joonis 15. nMDS analüüs loomade liigilise koosseisu põhjal piirkonniti ja aastajati (olemasolu/puudumise transformatsioon) a.) iga põisadru tallus eraldi b.) grupivektorite erinevus, kus 1-9 vastavad joonise 15a osa piirkondade järjestusele

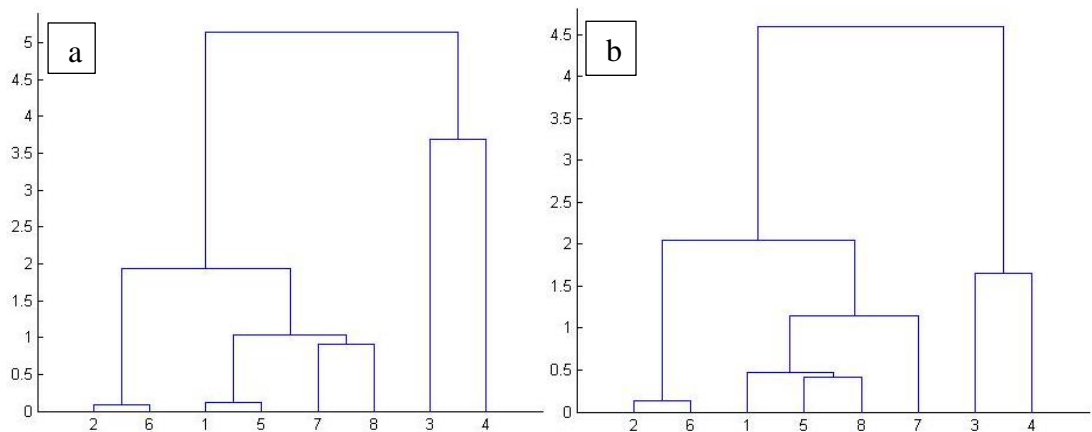


Joonis 16. nMDS loomade liigilise arvukuse põhjal piirkonniti ja aastajati a.) iga tallus eraldi b.) grupivektorite erinevus, kus 1-9 vastavad joonise 16a osa piirkondade järjestusele

### 3.3. Põisadru ja selgrootud

Põisadru ja loomastiku eraldi analüüside järgselt vaadeldi neid erinevate analüüsimeetodite abil koos. Esmalt teostati MANOVA test, et vaadata põisadru üht domineerivat tunnust (vastavalt biomassi või kogupikkust) ja loomastiku mitmekesisust piirkonniti ja aastaajati. Loomastiku mitmekesisuse all on mõeldud selgrootute liikide arvu ja koguarvukust igal tallusel, mida on analüüsis kasutatud teisendamata. MANOVA testi tulemuse põhjal ei saa väita, et mõlemal juhul ei ole

95% usaldusnivool aastaajati piirkondade vahelist olulist erinevust vastavate tunnuste keskmiste põhjal (põisadru biomassi puhul:  $p < 10^{-4}$ ,  $p < 10^{-4}$ ,  $p = 0.0012$ ; põisadru kogupikkuse puhul:  $p < 10^{-4}$ ,  $p < 10^{-4}$ ,  $p = 0.0093$ ). Eelnimetatud kaht varianti (põisadru biomass ja loomastiku mitmekesisus ning põisadru talluse kogupikkus ja loomastiku mitmekesisus) kasutati ka dendrogrammide välja joonistamiseks (Joonis 17a,b). Nendelt joonistelt järeldub, et nii põisadru biomassi kui ka pikkuse ja loomastiku mitmekesisuse põhjal on Vergi ja Viinistu suved omavahel erinevad ja ka teistega erinevad. Nende omavaheline erinevus tuleneb põisadru keskmiste biomasside või kogupikkuste erinevusest. Pakri on suvel ja sügisel sarnane. Sarnased on aastaajati ja piirkonniti Kunda suvi ja sügis ning Vergi ja Viinistu sügised.



Joonis 17. Dendrogrammid ökoloogiliste kauguste kohta, kus 1-Kunda suvi, 2-Pakri suvi, 3-Vergi suvi, 4-Viinistu suvi, 5-Kunda sügis, 6-Pakri sügis, 7-Vergi sügis, 8-Viinistu sügis a.) talluse biomass ja loomastiku mitmekesisus b.) talluse kogupikkus ja loomastiku mitmekesisus

Põisadru ja sellega seotud fauna analüüsimiseks teostati ka PCA, et välja selgitada, millised selgrootute liigid on põisadru tunnuste muutlikkusega seotud ja mõjutavad seda suvel ja sügisel. Analüüs on tehtud vaid domineerivate põisadru tunnuste põhjal: kogupikkus, jagunemiste arv ja märgkaal. Loomadest on söödav rannakarp ja tavaline tõruvähk võetud *Muu liik* alla kokku, kuna need on põisadrule kinnitujad ja mitte põisadrust või selle epifüütidest toitujad. Sügise muutlikkus on veidi selgemalt esimese moodi järgi jaotunud kui suve oma (Tabel 6).

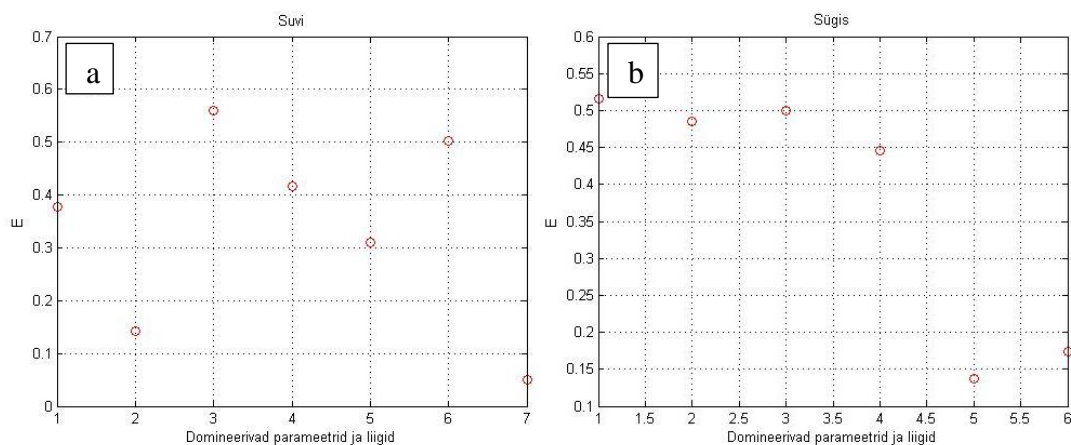
Tabel 6. Muutlikkuse (PCA) kolme moodi väärtused suvel ja sügisel

	Suvi	Sügis
1 mood	0.3832	0.4019
2 mood	0.2274	0.2295
3 mood	0.1734	0.1716

Domineerivate põisadru tunnuste ja selgrootute arvukuse PCA-st selgus, et suvel kehtib seos, mida suurem põisadru biomass, seda suurem arvukus liigil vesiking (Tabel 7, Joonis 18a). Sügisel muutuvad koos põisadru talluse kogupikkus, jagunemiste arv, märgkaal ning lehtsarvede arvukus (Tabel 7, Joonis 18b). Sügisandmete PCA puhul on liiki vesiking sisaldav tulp välja jäetud, kuna arvukused olid nullid (Joonis18b).

Tabel 7. Muutlikkuse (PCA) kolme moodi väärtused domineerivate põisadru tunnuste ja selgrootute arvukuse põhjal suvel ja sügisel

	Kogu- pikkus [mm]	Jagu- nemiste arv	Märg- kaal [g]	Lehtsarved ( <i>Idotea</i> )	Kirpvähid ( <i>Gammarus</i> )	Vesiking ( <i>T. fluviatilis</i> )	Muu liik
Suvi			+			+	
Sügis	+	+	+	+			

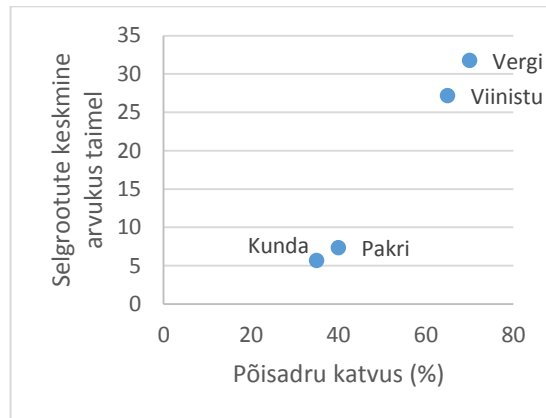


Joonis 18. PCA peakomponentide 1 moodi tulemused a.) suvel: 1-kogupikkus, 2-jagunemiste arv, 3-märgkaal, 4-lehtsarved, 5-kirpvähid, 6-vesiking, 7-Muu liik b.) sügisel: 6-Muu liik

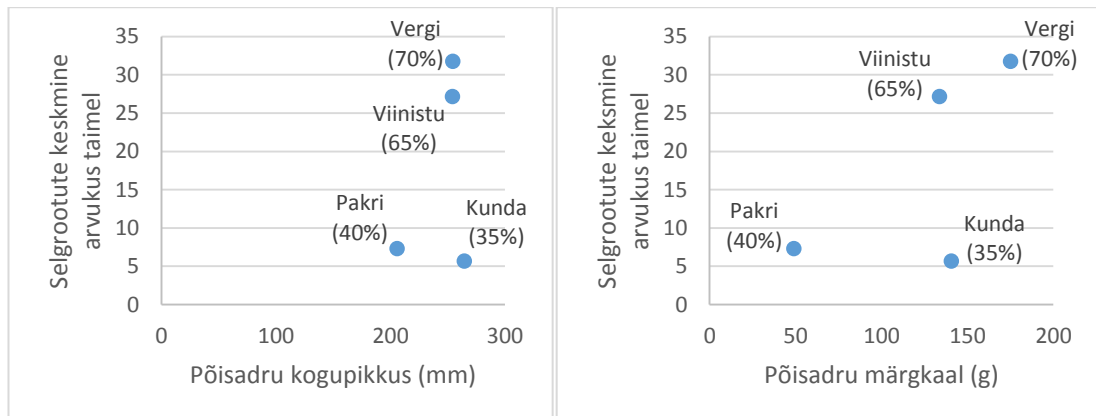
Piirkondliku selgrootute keskmise arvukuse taime kohta ja põisadru piirkondliku katvuse vahel oli selge seos, mida suuremat ala kattis põisadru, seda arvukamad olid selgrootud (Joonis 19). Kehtib seos: suur põisadru tallus (kogupikkuselt või biomassilt), suur põisadru katvus piirkonnas ja suur arvukus (Joonis 19, 20). Kui



katvus on madal (<50%) või tallus väike oma morfoloogiliste tunnuste alusel, siis on ka selgrootute arvukus väiksem. Näiteks Kundas on põisadru biomass ja kogupikkus suured, kuid selgrootute arvukus väike, sest põisadruvööndi katvus ulatub vaid 35%-ni. Viinistus ja Vergis aga on nii põisadru katvus kui morfoloogilised tunnused suured ja ka selgrootute arvukus kõrge.



Joonis 19. Põisadru katvuse ja selgrootute keskmise arvukuse seos piirkonniti aastaaega arvestamata



Joonis 20. Selgrootute keskmise arvukuse ja põisadru domineerivate tunnuste keskmiste (kogupikkus ja märgkaal) vahelised seosed piirkonniti olenemata aastajast, sulgudes põisadru katvus nimetatud piirkonnas

#### 4. ARUTELU

Magistritöö eesmärgiks oli välja selgitada põisadru morfoloogiliste tunnuste ja põisadruuga seotud makroselgrootute seosed. Uuringu eesmärgist tulenevalt püstitatud hüpoteesid leidsid kinnitust. Põisadru morfoloogilised tunnused ja põisadruuga seotud selgrtootute kooslused on suvel ja sügisel ning piirkonniti erinevad ning põisadruuga seotud fauna mitmekesisus sõltub põisadru morfoloogiast. Lisaks mõjutab faunat ka põisadru katvus vastavas piirkonnas.

Põisadru morfoloogilisest analüüsist selgus, et tunnused olid suure varieeruvusega, mida on näidatud ka teiste piirkondade kohta (Cairrão *et al.*, 2009; Kalvas & Kautsky, 1993; Ruuskanen & Bäck, 1999). Näiteks oli põisadru kogupikkuse varieeruvus Portugali rannikul 251 mm, antud töös 247 mm, „varre“ pikkuse ja laiuse varieeruvus oli jällegi antud magistritöös pea kaks korda väiksem, kuid kesksone varieeruvus sama palju kordi suurem. Keskmise põisadru kogupikkus, „varre“ pikkus ja „varre“ laius on Soome lahe lõunaosas minu töö andmetel väiksem kui Portugali rannikul (Cairrão *et al.*, 2009). Lisaks Portugali ranniku näitele võivad põisadru talluste keskmised tunnused erineda ka Läänemere kontekstis. Näiteks on leitud, et põisadru kogupikkus Rootsi rannikul on 458 mm (Kalvas & Kautsky, 1993), mis on suurem nii Portugali rannikust (335 mm) kui minu magistritöö tulemusest (246 mm), seega võib põisadru olla ka suures ruumimastaabis välimuselt väga erinev. Põisadru morfoloogia võib erineda nii populatsioonide vahel kui ka populatsioonide sees nagu antud töös, sõltudes kasvukeskkonnast (Kalvas &

Kautsky, 1993). Antud töö näitab morfoloogiliste tunnuste suurt erinevust väikesel ruumiskaalal (150 km) Eesti põhjaranniku nelja uuringupunkti põhjal.

Ruuskanen & Bäck (1999) on leidnud, et põisadru saab piirkonniti hästi eristada nelja morfoloogilise tunnuse alusel: kesksone laius, haru laius, talluse kogupikkus ja „varre“ pikkus. Magistritöö tulemustest selgus, et Soome lahe Eesti rannikumeres muutuvad koos tunnused talluse kogupikkus, biomass, jagunemiste arv ning talluse haru ja kesksone laius. Kõigi tehtud analüüside põhjal tuli välja, et mida suurem on taimede kogupikkus, seda suurem on ka jagunemiste arv ja biomass. Omakorda haru ja kesksone laiused muutuvad koos ja eelnevatele tunnustele vastupidiselt ehk kui tallus on lühem, siis haru on laiem ja ka kesksone laiem. Lühemad taimed on vähem jagunenud ja laiemad, mida võib põhjustada mõni keskkonnaparameeter, näiteks soolsus, avatus lainetusele või vee läbipaistvus (Kalvas & Kautsky, 1993; Kautsky *et al.*, 1992; Ruuskanen & Bäck, 2002).

Mitmed uuringud (Kalvas & Kautsky, 1993; Ruuskanen & Bäck, 1999, 2002) näitavad, et madalama soolsusega aladel on põisadru morfoloogilised tunnused üldjuhul väiksemad, kuid seos ei kehti käesoleva magistritöö tulemuste põhjal. Kõige väiksemad tallused olid Pakris, kus aasta keskmine mõõdetud soolsus on 5.7 g/kg, kõige suuremad Kundas ja Vergis, vastavad keskmised mõõdetud soolsused 4.7 g/kg ja 4.8 g/kg. Kahe viimase piirkonna põisadru tallused sarnanesid oma morfoloogiliste tunnuste alusel Viinistu taimedele (piirkonnas mõõdetud keskmine soolsus 5.0 g/kg). Keskmiste mõõdetud ja pikaajaliste (40 aasta) soolsuste puhul puudus piirkondade vahel suur erinevus, vastavalt muutus soolsus vahemikes 4.7-5.7 g/kg ja 5.0-6.5 g/kg (Maljutenko, 2016). Kuna piirkondade vahelised soolsuste erinevused on väikesed, ei pruugi põisadru morfoloogia soolsusest mõjutatud olla. Magistritöös leitud keskmine põisadru „varre“, jagunemiste- ja kogupikkus, haru ja „varre“ laius vastavad Ruuskanen & Bäck (2002) artikli põhjal palju suurematele soolsustele (11-23 g/kg), kui mõõdetud piirkondades. Keskmine jagunemiste arv (9) on aga nimetatud artikli põhjal väga väike võrreldes mõõdetud soolsusega. Erinevused tulemustes võivad olla tingitud teistest keskkonnateguritest (avatus lainetusele, vee läbipaistvus, jää

esinemine), mis eeldatavasti võrreldes soolsusega avaldavad Põhja-Eesti rannikumeres esinevale põisadrule tugevamat mõju (Kolesova *et al.*, 2014; Ruuskanen & Bäck, 2002). Kuna põisadru mõjutavad paljud keskkonnategrid, ei saa alati põisadru morfoloogiliste tunnuste muutumist selgitada vaid soolsuse abil.

Lisaks piirkondlikule erinevusele kinnitasid kogutud andmed ka põisadru morfoloogiliste tunnuste erinevust suve ja sügise vahel. Selgus, et suvel oli enamik keskmisi tunnuseid suuremad kui sügisel, neist oluline erinevus oli aastaegade vahel biomassi, kesksone laiuse ja jagunemiste arvu puhul. Biomass võib sügisel olla väiksem tänu suurenenud söömissurvele. Nimelt leidub juhte, kus lehtsarved on hävitanud terveid põisadru puhmaid (Engkvist *et al.*, 2000; Jormalainen & Ramsay, 2009).

Uuringu tulemusena leidsin põisadrult 12 selgrootute liiki, neist 9 liiki kuuluvad mobiilsete herbivooride hulka ja 3 sessiilsete filtreerijate hulka. Varasemates uuringutes on Eesti rannikul Saaremaal leitud põisadrult 11 liiki (Kersen *et al.*, 2011) ja 12 liiki selgrootuid (Schagerström *et al.*, 2014), mis on kooskõlas minu uuringuga. Magistritöö käigus põisadrult leitud liike on leitud ka Rootsi ranniku uuringus (Wikström & Kaustky, 2007). Selline liikide jaotus näitab, et Läänemere eri piirkondade liigiline koosseis on sarnane, mõnede erinevustega liikide arvus (Wikström & Kaustky, 2007).

Põisadrul elavate makroselgrootute liigiline koosseis ja arvukus erines suvel ja sügisel. Liigilise koosseisu põhjal eristusid suvel nii Vergi kui Viinistu Pakrist ja Kundast, mis olid vastavate paaridena omavahel sarnased, sügisel oli liigiline koosseis piirkonniti sama. Arvukuse erinevus suve ja sügise vahel oli pea kahekordne, võrreldes juuniga oli oktoobris selgrootute arvukus vähenenud. Piirkonniti oli arvukuselt kõige rikkalikum fauna Vergis, Viinistus, nendest oluliselt väiksem selgrootute koguarvukus Pakris ja Kundas. Suureskaalalisi piirkondlikke erinevusi epifauna arvukuses on näidatud Põhjamere ja Läänemere vahel (Saaremaa piirkonna põhjal) (Kersen *et al.*, 2011). Magistritöö kinnitab ka väiksemal

ruumiskaalal selgrootute arvukuse erinevusi Põhja-Eesti ranniku andmete baasil, mida on varem näidatud Saaremaa piirkondade kohta (Schagerström *et al.*, 2014).

Oluline on märkida, et sügisel on liigiline mitmekesisus vähenenud peamiselt kirpvähkide eri liikide arvelt ning sügisel kadus ka vesiking. Lehtsarvi on jällegi sügisel rohkem, mis tuleneb noorjärkude juurdekasvust sel aastaajal (Jormalainen *et al.*, 2001). Lehtsarved paljunevad suvel ja sügiseks on lehtsarvi põisadrul märgatavalt rohkem tänu uute põlkondade tulekule (Jormalainen *et al.*, 2001, Tuomio *et al.*, 1988). Sügisel kaob põisadrult liik vesiking, mis on tõenäoliselt tingitud toidu kättesaadavusest, sest üheaastased vetikad, millest vesiking toitub (Forslund *et al.*, 2012; Wikström & Kaustky, 2007) lagunevad ja loomad peavad toidu leidmiseks mujale liikuma. Kuna vesiking oli suvel väga arvukas ja sügisel seda liiki ei leitud, siis pean seda oluliseks liigiks, mis mõjutab selgrootute koosluste erinevust suve ja sügise vahel. Selle liigi tähtsust sesoonsete koosluste erinevuses on näidatud ka Kersen *et al.* (2011) artiklis.

Põisadru ja sellega seotud selgrootute ühisest analüüsist selgus, et suvel muutuvad koos põisadru biomass ja liigi vesiking arvukus. Magistritöö andmete põhjal eelistab vesiking biomassilt suurema tallusega põisadru, mis varasema kirjanduse andmetel pole kinnitust leidnud (Schagerström *et al.*, 2014). Sügisel on põisadru ja selgrootute seos järgmine: mida suurem põisadru kogupikkus, jagunemiste arv ja biomass, seda suurem lehtsarvede arvukus, mis ühtib varasemate uuringutega (Schagerström *et al.*, 2014). Nimelt on suuremad tallused selgrootutele paremaks elupaigaks, kuna on kaitseks kiskjate eest ja pakuvad rohkem toitu (Warfe & Barmuta, 2006). Põisadru ja selgrootute seos teiste liikide põhjal (kirpvähid, tavaline tõruvähk ja söödav rannkarp) on sama, kuid nõrgem.

Piirkonda ja aastaaega arvestades olid põisadru domineerivate tunnuste (biomassi ja kogupikkuse) ja epifauna mitmekesisuse põhjal teistest erinevad Vergi ja Viinistu suvised proovid, Pakri oli aastaajati sarnane. Kõige sarnasemad olid Kunda suvi, sügis, Vergi sügis ja Viinistu sügis. Piirkondlik erinevus võib tuleneda

keskkonnatingimustest (soolsus, lainetus), mis mõjutasid põisadru (Kalvas & Kautsky, 1993; Ruuskanen & Bäck, 1999), või keskkonnastressist, näiteks eutrofeerumise intensiivsusest (Schagerström *et al.*, 2014). Samas on vähilisi rohkem eutrofeerumata piirkonnas (Korpinen *et al.*, 2010) ja kuna magistritöö analüüsis selgus, et kirpvähid olid üheks arvukamaks grupiks, siis võib järeldada, et antud piirkonnad ei olnud toitainetega rikastunud või vähemalt ei mõjutanud see põisadru kooslusi.

Piirkonniti olid fauna kooslused arvukamad suurematel põisadru tallustel, kusjuures põisadruvööndi katvuse ulatus mängis olulist rolli. Kunda piirkonnas olid küll põisadru morfoloogiliste tunnuste alusel suured tallused, kuid kuna katvus oli väiksem Vergi ja Viinistu omast, siis ei olnud Kunda fauna kooslused nii arvukad. Järelikult põisadru üldkatvus piirkonnas mõjutab makroselgrootute arvukust põisadru tallustel.

## KOKKUVÕTE

Teades põisadru ja sellega seotud selgrootute omavahelisi seoseid on võimalik põisadru kui võtmeliigi tähtsust mereökosüsteemis paremini hinnata. Selleks viidi läbi põisadru morfoloogiliste tunnuste ja fauna uuring. Analüüsiks kasutati neljast piirkonnast sukeldumisel kogutud 93 põisadrutalluse andmeid.

Kõik magistritöö sissejuhatuses püstitaud hüpoteesid leidsid kinnitust. Põisadru tallused olid morfoloogia poolest aastaajati ja piirkonniti erinevad. Morfoloogiliselt olid olulisemad tunnused kogupikkus ja biomass. Ka põisadruuga seotud selgrootud olid aastaajati ja piirkonniti erinevad, suvel oli selgrootute arvukus suurem võrreldes sügisega ning liigiline koosseis oli sügisel vähenenud.

Analüüsitud tulemustest selgus, et olenemata aastaajast väheneb vastupidiselt piirkondades mõõdetud soolsustele põisadru talluste pikkus ja biomass idast läände. Mitmete uuringute põhjal muutub talluste pikkus ja biomass soolsuse vähenedes väiksemaks (Kalvas & Kautsky, 1993; Ruuskanen & Bäck, 1999), kuid antud töö puhul see nii ei ole. Magistritöös leitud põisadru morfoloogilisi muutusi ei saa seletada vaid soolsuse muutumisega, vaid ilmselt olid olulised ka teised keskkonnaparameetrid, näiteks avatus lainetusele, vee läbipaistvus või jää esinemine.

Käesoleva uuringu tulemustest saab selgelt järeldada, et mida suuremad on põisadru tallused, seda rikkalikumad on põisadruuga seotud selgrootute kooslused. Oluliseks teguriks siinjuures on põisadru katvus, mis peab olema samuti piisavalt suur, et seal leiduks rikkalikum kooslus. Juhul, kui põisadru katvus piirkonnas on madal või tallus on väike, on selgrootute arvukus vähenenud.

Kokkuvõttes võib kõigi saadud tulemuste põhjal öelda, et Vergi ja Viinistu põisadruvööndid, mis asuvad Lahemaa rahvusparkis, on head elukeskkonnad ning Kunda ja Pakri on kehvemad selgrootute jaoks. See tuleneb ilmselt keskkonnateguritest ja antropogeensest mõjust, mida antud töö käigus ei uuritud, kuid on potentsiaalne edaspidine uurimisteema.

## ABSTRACT

The aim of this study is to improve our knowledge and fill gaps about perennial brown seaweed *Fucus vesiculosus* morphology and its associated fauna along southern coast of the Gulf of Finland. The study is focused on small spatial scale (150 km). *F. vesiculosus* samples were collected by SCUBA diving in 2013 along the salinity gradient. Nine morphological characteristics were measured from each *Fucus* individual. *Fucus* morphology and epifauna variety between four sites (Kunda, Pakri, Vergi and Viinistu) and two seasons (summer and autumn) were analysed using different statistical methods.

Our results show that *Fucus* morphology and its appearance vary significantly on small spatial scale and between two seasons. We found that *Fucus* thalluses with bigger biomass have longer and more branched fronds, shorter thalluses have wider fronds and midribs.

All together 12 macrozoobenthic species were found from 93 thalluses. In summer *Fucus* associated fauna was more abundant and included more species than in autumn. *T. fluviatilis* contributed most to seasonal differences. According to our study the abundance and species richness of *Fucus* epifauna depends on the seaweed morphology. We found that thalluses with longer fronds and bigger biomass host greater numbers of invertebrates. Also the higher coverage of *Fucus* at the site influences positively the abundance of associated fauna on each *Fucus* thallus. Sites with higher *Fucus* coverage, Vergi and Viinistu, had thalli with more abundant epifauna than Pakri and Kunda, where the coverage of *Fucus* was at least 1.5 times lower. This indicates the significance to prevent the loss of *Fucus* belts for the conservation of the important coastal habitats for numerous organisms from different trophic levels.



## KASUTATUD KIRJANDUS

Anderson, M. J. & Walsh, D. C. I. (2013). PERMANOVA, ANOSIM, and the Mantel test in the face of heterogeneous dispersions: What null hypothesis are you testing? *Ecological Monographs*, 83, 557-574.

Andmeanalüüs MS Exceli abil. [WWW]

[http://www.eau.ee/~ktanel/kool\\_ja\\_too/stat\\_excelis/hypot.html](http://www.eau.ee/~ktanel/kool_ja_too/stat_excelis/hypot.html) (06.02.2016)

Bergström, A., Tatarenkov, A., Johannesson, K., Jonsson, R. B. & Kautsky, L. (2005). Genetic and morphological identification of *Fucus radicans* sp. nov. (*Fucales*, *Phaeophyceae*) in the brackish Baltic Sea. *Journal of Phycology*, 41, 1025-1038.

Bergström, L., Berger, R., & Kautsky, L. (2003). Negative direct effects of nutrient enrichment on the establishment of *Fucus vesiculosus* in the Baltic Sea. *European Journal of Phycology*, 38, 41-46.

Bonsdorff, E. & Nelson W. G. (1996) Apical growth-measurements of *Fucus vesiculosus* L.: Limited value in monitoring. *Botanica Marina*, 39, 129-132.

Bordeyne F., Migné A., Davoult D. (2015). Metabolic activity of intertidal *Fucus* spp. communities: evidence for high aerial carbon fluxes displaying seasonal variability. *Marine Biology*, 162, 2119-2129.

Bulleri, F., Benedetti-Cecchi, L., Cusson, M., Maggi, E., Arenas, F., Aspden, R., Bertocci, I., Crowe, T. P., Davoult, D., Eriksson, B. K., Fraschetti, S., Golléty, C., Griffin, J., Jenkins, S. R., Kotta, J., Kraufvelin, P., Molis, M., Sousa Pinto, I., Terlizzi, A., Valdivia, N., Paterson, D. M. (2012). Temporal stability of European rocky shore assemblages: variation across a latitudinal gradient and the role of habitat-formers. *Oikos*. 121, 1801-1809.

- Cairrão, E., Pereira, M. J., Morgado, F., Nogueira, A. J. A., Guilhermino, L. & Soares, A. M. V. M. (2009). Phenotypic variation of *Fucus ceranoides*, *F. spiralis* and *F. vesiculosus* in a temperate coast (NW Portugal). *Botanical Studies*, 50, 205-215.
- Díez, I., Secilla, A., Santolaria, A., Gorostiaga, J. (1999). Phytobenthic intertidal community structure along an environmental pollution gradient. *Marine Pollution Bulletin*, 38, 463-472.
- Engkvist, R., Malm, T., Tobiasson, S. (2000). Density dependent grazing effects of the isopod *Idotea baltica* Pallas on *Fucus vesiculosus* L. in the Baltic Sea. *Aquatic Ecology*, 34, 253-260.
- Eriksson, B. K., Johansson, G. (2003). Sedimentation reduces recruitment success of *Fucus vesiculosus* (*Phaeophyceae*) in the Baltic Sea. *European Journal of Phycology*, 38, 217-222.
- Eriksson, B. K., Rubach, A., Hillebrand, H. (2006). Biotic habitat complexity controls species diversity and nutrient effects on net biomass production. *Ecology*, 87, 246-254.
- Forslund, H., Eriksson, O. & Kautsky, L. (2012) Grazing and geographic range of the Baltic seaweed *Fucus radicans* (*Phaeophyceae*). *Marine Biology Research*, 8, 322-330.
- Fowler, J., Cohen, L., Jarvis, P. (1998). Practical Statistics for Field Biology. Second Edition. England: John Wiley & Sons
- Graiff, A., Liesner, D., Karsten, U., Bartsch, I. (2015). Temperature tolerance of western Baltic Sea *Fucus vesiculosus* - growth, photosynthesis and survival. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 471, 8-16.

- Hauser, A., Attrill, M. J., Cotton, P. A. (2006). Effects of habitat complexity on the diversity and abundance of macrofauna colonising artificial kelp holdfasts. *Marine Ecology Progress Series*, 325, 93-100.
- Jeffries, M. (1993). Invertebrate colonization of artificial pondweeds of differing fractal dimension. *Oikos*, 67, 142-148.
- Johannesson, K., André, C. (2006). Life on the margin: genetic isolation and diversity loss in a peripheral marine ecosystem, the Baltic Sea. *Molecular Ecology*, 15, 2013-2029.
- Jormalainen, V., Honkanen, T., Mäkinen, A., Hemmi, A. and Vesakoski, O. (2001). Why does herbivore sex matter? Sexual differences in utilization of *Fucus vesiculosus* by the isopod *Idotea baltica*. *Oikos*, 93, 77–86.
- Jormalainen, V., Ramsay, T. (2009). Resistance of the brown alga *Fucus vesiculosus* to herbivory. *Oikos*, 118, 713-722.
- Järv, L., Kotta, J., Kotta, I., Raid, T. (2011). Linking the structure of benthic invertebrate communities and the diet of native and invasive fish species in a brackish water ecosystem. *Annales Zoologici Fennici*, 48, 129-141.
- Kalvas, A. & Kautsky, L. (1993). Geographical variation in *F. vesiculosus* morphology in the Baltic and North Seas. *European Journal of Phycology*, 28, 85-91.
- Kalvas, A. & Kautsky, L. (1998). Morphological variation in *Fucus vesiculosus* populations along temperature and salinity gradients in Iceland. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 78, 985-1001.
- Kangas, P., Autio, H., Hällfors, G., Luther, H., Niemi, Å., Salema, H. (1982). A general model of the decline of *Fucus vesiculosus* at Tvärminne, south coast of Finland in 1977–81. *Acta Botanica Fennica*, 118, 1–27.

- Kautsky, H., Kautsky, L., Kautsky, N., Kautsky, U. & Lindblad, C. (1992). Studies on the *F. vesiculosus* communities in the Baltic Sea. *Acta Phytogeographica Suecica*, 78, 33-48.
- Kersen, P., Kotta, J., Bučas, M., Kolesova, N., Değere, Z. (2011). Epiphytes and associated fauna on the brown alga *Fucus vesiculosus* in the Baltic and the North Seas in relation to different abiotic and biotic variables. *Marine Ecology*, 32, 87–95.
- Kindt, R. & Coe, R. (2005). Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies. Nairobi: World Agroforestry Centre (ICRAF)
- Kolesova, N., Kõuts, M., Siimon, K.-L., Raudsepp, U. (2014). Changes in the morphology of *Fucus vesiculosus* L. and abundance of seaweed associated fauna along the coastal sea of Estonia. *Baltic International Symposium (BALTIC), 2014 IEEE/OES*, 1–12.
- Korpinen, S., Honkanen, T., Vesakoski, O., Hemmi, A., Koivikko, R., Loponen, J., Jormalainen, V. (2007). Macroalgal communities face the challenge of changing biotic interactions: review with focus on the Baltic Sea. *Ambio*, 36, 203–211.
- Korpinen, S., Jormalainen, V., Pettay, E. (2010). Nutrient availability modifies species abundance and community structure of *Fucus*-associated littoral benthic fauna. *Marine Environmental Research*, 70, 283-292.
- Kotta, J., Orav-Kotta, H., Paalme, T., Kotta, I., Kukk, H. (2006). Seasonal changes in situ grazing of the mesoherbivores *Idotea baltica* and *Gammarus oceanicus* on the brown algae *Fucus vesiculosus* and *Pylaiella littoralis* in the central Gulf of Finland, Baltic Sea. *Hydrobiologia*, 554, 117-125
- Kraufvelin, P., Salovius, S. (2004). Animal diversity in Baltic rocky shore macroalgae: can *Cladophora glomerata* compensate for lost *Fucus vesiculosus*? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 61, 369-378.

- Luther, H. (1981). Occurrence and ecological requirements of *Fucus vesiculosus* in semi-enclosed inlets of the Archipelago Sea, SW Finland. *Annales Botanica Fennici*, 18, 187-200.
- Lüning, K. (1990). Seaweeds. Their environment, biogeography, and ecophysiology. England: John Wiley & Sons
- Maljutenko, I. (2016). *Autori intervjuu*. Tallinn, 12. mai.
- Malm, T., Isæus, M. (2005). Distribution of macroalgal communities in the central Baltic Sea. *Annales Botanici Fennici*, 42, 257-266.
- MathWorks kodulehekülg. [WWW] (16.03.2016)  
<http://se.mathworks.com/help/stats/>
- Mattila, J. (1992). The effect of habitat complexity on predation efficiency of perch *Perca fluviatilis* L. and ruffe *Gymnocephalus cernuus* (L.). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 157, 55-67.
- Nilsson, J., Engkvist, R., Persson, L.-E. (2004). Long-term decline and recent recovery of *Fucus* populations along the rocky shores of southeast Sweden, Baltic Sea. *Aquatic Ecology*, 38, 587-598.
- Nizamuddin, M. (1970). Phytogeography of the *Fucales* and their seasonal growth. *Botanica Marina*, 13, 131-139.
- Pedersén, M., Snoeijs, P. (2001). Patterns of macroalgal diversity, community composition and long-term changes along the Swedish west coast. *Hydrobiologia*, 459, 83-102.
- Ruuskanen, A. & Bäck, S. (1999). Morphological variation of northern Baltic sea *F. vesiculosus* L. *Ophelia*, 50, 43-59.

- Ruuskanen, A. & Bäck, S. (2002). Morphological changes in submerged *Fucus vesiculosus* (L) (*Phaeophyta*) along the salinity gradient of the River Keret estuary, Russia. *Sarsia*, 87, 185-188.
- Råberg, S., Kautsky, L. (2007). A comparative biodiversity study of the associated fauna of perennial fucoids and filamentous algae. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 73, 249-258.
- Sauga, A. (2005). Korrelatsioon- ja regressioonanalüüs. [WWW]  
[http://www.sauga.pri.ee/audentes/download/kvantmeetod\\_lk45\\_68.pdf](http://www.sauga.pri.ee/audentes/download/kvantmeetod_lk45_68.pdf) (18.04.2016)
- Schagerström, E., Forslund, H., Kautsky, L., Pärnoja, M., Kotte, J. (2014). Does thalli complexity and biomass affect the associated flora and fauna of two co-occurring *Fucus* species in the Baltic Sea? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 149, 187-193.
- Serrão, E., Brawley, H., Hedman, J., Kautsky, L., Samuelsson, G. (1999). Reproductive success of *Fucus vesiculosus* (*Phaeophyta*) in the Baltic Sea. *Journal of Phycology*, 35, 254-269.
- Serrão, E., Kautsky, L., Brawley, S. (1996). Distributional success of the marine seaweed *Fucus vesiculosus* L. in the brackish Baltic Sea correlates with osmotic capabilities of Baltic gametes. *Oecologia*, 107, 1-12.
- Taniguchi, H., Nakano, S., Tokeshi, M. (2003). Influences of habitat complexity on the diversity and abundance of epiphytic invertebrates on plants. *Freshwater Biology*, 48, 718-728.
- Trei, T. (1991). Taimed Läänemere põhjal. Tallinn: Valgus.
- Tuomio, J., Jormalainen, V., Ilvessalo, H. (1988) Growth, food consumption and reproductive tactics of the aquatic Isopod *Idotea Baltica*. *Annales Zoologici Fennici*, 25, 145-151.

TÜ Eesti Mereinstituudi (EMI) kodulehekül. [WWW]

<http://www.sea.ee/huvitavat/10834/> (27.03.2016)

Vogt, H., Schramm, W. (1991). Conspicuous decline of *Fucus* in Kiel Bay (Western Baltic): what are the causes. *Marine Ecology Progress Series*, 69, 189-194.

Voipio, A. (1981). The Baltic Sea. North-Holland, Amsterdam: Elsevier.

Wahl, M., Jormalainen, V., Eriksson, B. K., Coyer, J. A., Molis, M., Schubert, H., Dethier, M., Karez, R., Kruse, I., Lenz, M., Pearson, G., Rohde, S., Wikström, S. A., Olsen, J. L. (2011). Stress ecology in *Fucus*: abiotic, biotic and genetic interactions. *Advances in Marine Biology*, 59, 37-105.

Warfe, D. M., Barmuta, L. A. (2004). Habitat structural complexity mediates the foraging success of multiple predator species. *Oecologia*, 141, 171-178.

Warfe, D. M., Barmuta, L. A. (2006). Habitat structural complexity mediates food web dynamics in a freshwater macrophyte community. *Oecologia*, 150, 141-154.

Wikström, S.A., Kaustky, L. (2007). Structure and diversity of invertebrate communities in the presence and absence of canopy-forming *Fucus vesiculosus* in the Baltic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 72, 168-176.

WoRMS Editorial Board. (2016). World Register of Marine Species. [WWW]

<http://www.marinespecies.org/> at VLIZ (18.04.2016)

## LISAD

### Lisa 1. Põisadru keskmised tunnused ja standardhälbed piirkonniti

	„Varte“ arv	„Varre“ pikkus [mm]	„Varre“ laius [mm]	Kogu- pikkus [mm]	Haru laius [mm]	Kesksoone laius [mm]	Jagunemiste pikkus [mm]	Jagunemiste arv	Märgkaal [g]
Kunda suvi keskmine	13	37.86	2.79	286.83	6.63	1.69	22.59	12	139.5265
Kunda sügis keskmine	18	30.00	2.75	247.88	7.60	1.69	24.09	9	139.0495
Kunda suvi standardhälve	5	10.06	0.57	62.22	1.57	0.41	5.41	2	61.6884
Kunda sügis standardhälve	9	9.27	0.87	50.98	1.50	0.36	7.41	3	51.5112
Pakri suvi keskmine	11	39.84	2.54	212.90	7.32	2.15	20.37	8	51.4000
Pakri sügis keskmine	16	30.95	2.31	199.88	5.54	1.29	18.56	7	47.2083
Pakri suvi standardhälve	15	13.12	0.96	63.55	0.94	0.18	5.40	3	28.0711
Pakri sügis standardhälve	8	14.72	0.68	34.60	0.74	0.19	5.56	2	22.5393
Vergi suvi keskmine	16	31.32	3.20	272.50	7.64	1.65	25.54	9	240.7307
Vergi sügis keskmine	20	33.53	2.77	239.38	7.28	1.49	20.53	9	120.6250
Vergi suvi standardhälve	6	7.58	0.52	49.16	1.30	0.29	7.32	1	168.0016
Vergi sügis standardhälve	11	10.04	0.64	36.21	1.51	0.35	8.11	2	38.2908
Viinistu suvi keskmine	13	32.49	2.66	240.00	8.57	2.46	21.36	9	157.7778
Viinistu sügis keskmine	12	31.93	2.83	265.04	8.20	1.73	23.00	9	115.8333
Viinistu suvi standardhälve	9	7.10	0.62	26.80	1.44	0.57	5.64	2	73.6631
Viinistu sügis standardhälve	5	6.93	0.64	38.23	1.25	0.23	3.32	3	66.2078