

Tartu Ülikool
Loodus- ja tehnoloogiateaduskond
Ökoloogia ja Maateaduste Instituut
Botaanika õppetool

Ilmar Uibopuu

**EESTI PEHMEVEELISTE JÄRVEDE
SAMMALTAIMED**

Magistritöö

Juhendajad: filosoofiadoktor Nele Ingerpuu
filosoofiadoktor Helle Mäemets

Tartu 2015

EESTI PEHMEVEELISTE JÄRVEDE SAMMALTAIMED

Ilmar Uibopuu

LÜHIÜLEVAADE

Töö eesmärgiks oli uurida Eesti pehmeveeliste järvede samblafloorat, leida nende kasvu oluliselt mõjutavad faktorid ning koostada Eesti veesammalde nimekiri.

Uuriti 12 järve, millest leiti kokku 14 samblaliiki. Neist üks samblaliik kuulub III kaitsekategooriasse ning teine samblaliik oli Eestist teada vaid vanade andmete põhjal 19. sajandist.

Sammaltaimed asustasid järvesid 1...11 meetri sügavusel. Keskmise levikuulatus oli 3...4 meetrit. Samblaliikidest levinuim oli harilik vesisammal (*Fontinalis antipyretica* Hedw.). Järgnesid kallas-sirbik (*Drepanocladus aduncus* (Hedw.) Warnst.) ning sama perekonna teised liigid: lubi-sirbik (*D. sendtneri* (Schimp. ex H.Müll.) Warnst.) ja peeneroodne sirbik (*D. tenuinervis* Press. ex T. J. Kop.) Samblaohtrus erines järvedes, kõige ohtram oli sammal Udsu järves, samas Udsu kõrval asuvas Koorküla Valgjärves oli nii samblaohtrus kui sagedus kõige madalam.

Samblaohtrus korreleerus positiivselt nii vee läbipaistvuse kui hapnikusisaldusega. Eestis leidub vähemalt 48 liiki sammaltaimi, mis on võimelised kasvama täielikult vee alustena.

Märksõnad: sammaltaimed, samblaohtrus, Eesti, pehmeveelised järved, läbipaistvus.

SISUKORD

SISSEJUHATUS	4
1. TEOREETILINE ÜLEVAADE	5
1.2. Samblad ja veekeskkond.....	6
1.2. Järvede tüübid	11
2. MATERJAL JA METOODIKA.....	12
2.1. Uurimisalade valik ja uuritavate järvede iseloomustused.....	12
2.2. Välitööde metoodika.....	14
2.3. Laboratoorne töö, lisaandmete kogumine ja andmeanalüüs	16
3. TULEMUSED	17
4. ARUTELU JA JÄRELDUSED.....	27
KOKKUVÕTE	30
SUMMARY.....	31
KASUTATUD ALLIKAD	32
LISAD.....	37

SISSEJUHATUS

Vees kasvavaid sammaltaimi on Eestis võrdlemisi vähe uuritud. Veesammaldele suunatud uuringute kohta leidub informatsiooni kahest, ligikaudu 30 aasta tagusest tööst: Haab (1987) ja Mäemets (1983), kus on käsitletud veesamblaid ning neid ka liigini määratud.

Peamiselt on samblaproove kogutud üldfloristiliste uuringute käigus ning hiljem on need edasi antud herbaariumitele, kus spetsialistid neid järgemööda määravad, mistõttu on mitmete järvede samblaproovid veel tänaseni määramata. Sammalde esinemise sõltuvus keskkonnaparameetritest vajab samuti täpsemaid uuringuid. Peamiseks faktoriks peetakse valguse jõudmist põhjas kasvavate sammaldeni. On teada samblaliike, mis kasvavad sügavamal kui mõned punavetikaliigid. See teeb sammaldest väga põneva, kuid keerulise uurimisobjekti. Millised on veesammalde kasvu mõjutavad tegurid ning kuidas neid hinnata, ei ole hetkel selge. Täpsustamist vajab ka veesammalde levik, kuna liikide levikut teades saab liigikaitset tõhusamalt korraldada.

Haabi (1987) ja Mäemetsa (1983) tööd annavad aga hea võimaluse uurida võimalikke muutuseid samades järvedes peale 30 aasta möödumist. Lisaks on võimalik uurida, kas muidu samblarikkad järved pakuvad kasvupaiku ka haruldastele veesamblaliikidele.

Magistritöö eesmärgiks oli uurida Eesti pehmeveeliste väikejärvede samblafloora seoseid keskkonnaparameetritega, võrrelda valitud järvede samblafloora muutuseid viimase 30 aasta jooksul ning koostada Eesti veesammalde nimestik. Sammalde liiginimed aluseks on Eesti sammalde määraja (Ingerpuu et al., 1998).

Tänuavaldused

Autor tänab suurepärase ja ladusa koostöö eest juhendajaid Nele Ingerpuud ja Helle Mäemetsa ning kõiki teisi, kes olid abiks magistritöö valmimisele.

1. TEOREETILINE ÜLEVAADE

Sammaltaimed moodustavad soontaimedest eraldiseisva rühma, kuhu kuulub kolm hõimkonda – kõdersammaltaimed (*Anthocerotophyta*), helviksammaltaimed (*Marchantiophyta*) ja lehtsammaltaimed (*Bryophyta*). Kõiki neid hõimkondi iseloomustab juurte, leherootsu ning juhtkoe puudumine. Enamasti on leht ühe raku kihiline (kõder- ja helviksammaltaimede korral on tallus mitmerakukihiline) ning valdavaks elutsükliks on gametofüüdi faas. Substraadile kinnitumiseks on sammataimedel risoidid, toitaineid ning vett imatakse keskkonnast kogu keha pinnaga. Paljunemine toimub kas vegetatiivselt: sigikehade moodustamise, taimetükikese eraldumise läbi või sugulisel teel.

Sammaltaimi on maailmas kokku ~ 25 000 liiki (Krosnick & Indoe, ...). Üldiselt peetakse sammaltaimi varjutaimedeks, kuid mõned liigid suudavad kasvada ka otsese päikese-kiirguse käes. Neid kasvab mullal, kividel, tüvedel, puidul kui ka veekogude põhjas. Samblaliikidele, eelkõige lehtsamalde hõimkonnale, on iseloomulik väga suur liigisisene varieeruvus: mitmed liigid omavad nii maismaa kui vee vorme, kusjuures morfoloogiliselt on need vormid vägagi erinevad. Lisaks iseloomustab sammaltaimi oma elutegevuse taastamine peale lüüa- või põlvkuivamist ning suhteliselt kiire vegetatiivne kasv.

Mõned autorid peavad veesammaldeks üksnes statsionaarselt vee all kasvavaid sammaltaimi, teised ka neid, mis ajuti vee alt väljas. Vitt & Glime (1984) jaotavad veesamblad obligatoorseteks, fakultatiivseteks ning pooleldi vees kasvavateks sammaldeks. Euroopas on 210 liiki sammaltaimi, mis on seotud veekeskkonnaga (The Centre for Ecology & Hydrology, 2015), nende hulgas on ka liigid, mis taluvad pika-ajalist kuival olekut ning lüüa- või põlvkuivamist, seega on tõeliste veesamalde arv mõnevõrra väiksem. Samas sügaval vee all võivad mõnikord kasvada ka tavalised maismaasamblad (de Winton & Beever, 2004). Eestis võib tõelisi veesamblaid olla umbes 50 liiki (Ingerpuu et al., 1998). Kõigist Euroopa veesammaldest on ohustatud umbes 19 liiki. Samal ajal peetakse näiteks kaljudel ja rahnudel kasvavatest liikidest ohustatuks üle 70 samblaliigi (Hodgetts, 1996).

Veetaimedeks loetakse kõiki veekeskkonnas kasvavaid taimi. Selle järgi, millisel sügavusel taimed kasvavad, jaotatakse nad (Du Rietz, 1930):

- a) helofüütideks: taimed, mis on kinnitunud põhja, kuid enamik vegetatiivsetest osadest on veest väljas;
- b) nümfeiidideks – liigid, mis kinnituvad veekogu põhja, kuid mille ujulehed ulatuvad veekogu pinnale;

- c) elodeiidideks – taimed, mis juurduvad põhjas ja millel on veesisesed lehed, kuid mis ei ulatu veekogu pinnale, välja arvatud õisik;
- d) isoetiidid – sügaval kasvavad lühikeste lehtedega veekogu põhja kinnitunud taimed, mille lehed ei ulatu ülemistesse kihtidesse ning mis on kohastunud kasvaks toitainetevaeses keskkonnas;
- e) lemniidideks – taimed, mis ujuvad veekogu pinnal.

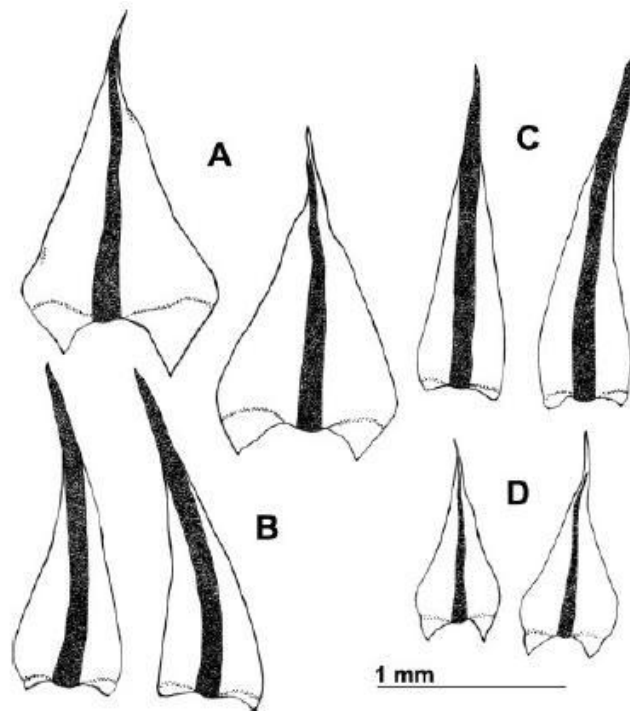
Veekogude põhjas kasvavaid sammaltaimi nimetatakse ka brüoiidideks (Du Rietz, 1930).

1.2. Samblad ja veekeskond

Samblad on liigisiselt väga varieeruvad, erinevat morfoloogiat põhjustavad erinevad keskkonnatingimused, milles taimel tuleb kasvada (Hedenäs, 2011). Paljusid vees kasvavaid samblavorme iseloomustab väga tugev leherood ning kahe või enama raku kihiline lehelaba, seetõttu on varasemalt selliseid morfoloogiliselt erinevaid varieteete kirjeldatud eraldiseisvate liikidena. Hilisemad uuringud aga viitavad, et tegemist võib olla fenotüübiliste muutustega (Spitale & Petraglia, 2010). Näiteks *Palustriella pluristratosa* M. Stech & J.-P. Frahm ja kammroodik (*P. falcata* (Brid.) Hedenäs) on osutunud üheks liigiks – *P. falcata*. Sarnane olukord on liikide *Cratoneurosis relaxa* (Hook.f. & Wilson) Broth. ja *Hypnobarlettia fontana* Ochyra korral – tegemist on ühe ja sama liigi eri vormidega (Spitale & Petraglia, 2010). Üldiselt iseloomustab vooluveses kasvavaid samblaid suurem kinnitumispind, tugevad rakukestad, tugev rood ning lehelaba (Vitt & Glime, 1984).

Ka Eestis levinud sõnajalg-nöörsamblal (*Cratoneuron filicinum* (Hedw.) Spruce) on veevormid maismaavormidest märgatavalt erinevad. Vooluveses kasvavatel nöörsammaldel on tugev risoididega kaetud rood – mõnede autorite poolt eristatud kui *C. filicinum* var *atrovirens* (Brid.) Ochyra. Teised peavad veevormi *C. filicinum* fenotüübilise plastilisuse tulemiks ega käsitle seda eraldi varieteedina, kuna üksikutel taimedel esinevad sama võsu piires nii maismaavormile kui veevormile iseloomulikke lehti (Joonis 1). Maismaavormi oksalehed on suuremad, lehelaba on suhteliselt suurem, munajas ning rood ei ulatu lehelabast välja. Veevormi varrelehed on aga mõõtmetelt väiksemad, tugevama rooga, kitsamad ja lansetjad (Hedenäs, 2011). Sama töö käigus ITS ning kahe kloroplastis asuva markeri: *rpl16* ja tRNA-Gly analüüsil selgus, et *C. filicinum* ja *C. filicinum* var *atrovirens* vahel erinevusi pole ning nad kuuluvad ühte liiki ja alamliiki ning geneetiliselt pole võimalik kahte varieteeti eristada.

Barbula amplexifolia (Mitt.) A. Jaeger on samuti liik, kes kasvab nii vees kui maismaal, liigile on iseloomulik väga suur varieeruvus, eelkõige levimistsentris Aasias. Euroopast on liiki leitud vaid Austria Alpidest, kuid on seal sage. Sarnaselt nõrsamblale on vees kasvaval vormil tugev lehelabast väljaulatuv rood, ka lehealuse rakud on vee vormil pikemad ja kitsamad (Köckinger & Kucera, 2007).



Joonis 1. Sõnajalg-nõrsambla (*Cratoneuron filicinum* sensu lato) oksalehe kujud ning roo jämedus ja ulatus (A–B) 3 cm vahesammuga ühelt võsult ning *C. filicinum* var *atrovirens* varrelehed (C–D) (Hedenäs, 2011).

Tõelised veesamblad levivad enamasti võsufragmentide abil, mida kannavad edasi vesi või loomad (Vitt & Glime, 1984; Korpelainen et al., 2013). Kuigi varem arvati, et vegetatiivsed samblakooslused on geneetiliselt ühetaolised, leidsid Korpelainen et al., (2013) et vegetatiivselt levivate sammalde populatsioonid on oodatust geneetiliselt mitmekesisemad. Seda seletatakse loomlevi ja vooluveekogude kaudu toimuva geenitriivi abil.

Mitmed samblaliigid kasvavad ajuti üleujutatavatel kividel, puidul, puu juurtel või veekogu kallastel ning on adapteerunud sessorse veetaseme kõikumisega (Ingerpuu et al., 1998). Teised samblad, nagu perekond *Fontinalis* esindajad, kasvavad üksnes vees ning taluvad lühiajalist kuivamist, samas pikaajaline kuivamine vähendab fotosünteesi taastumisvõimet liigi *Fontinalis antipyretica* Hedw. korral märgatavalt (Carvalho et al., 2011). Katsetega on näidatud, et kuivamis-eelse fotosünteesi taseme taastab liik *F. antipyretica* peale

kahenädalast kuival olekut, kolme päeva jooksul. Samas pikemast kuivamisest taastuvad taimed halvemini.

Vee keemilis-füüsikaliste näitajate nagu happelisuse, läbipaistvuse ja toitainete sisalduse pikaajaline ühesuunaline muutus võib põhjustada sammalde kadumise veekogust (Scarlett & O'Hare, 2006). Teisalt on leitud, et näiteks eutrofeerumine suurendab samblaliikide arvu (Alahuhta et al., 2013). Lisaks mõjutab allika liike vee aastane keskmine temperatuur ning pH (Virtanen et al., 2009).

Enamik veesiseseid samblaliike kasvavad kuni kahe meetrit sügavuses vees. Sügavamal hakkab sammalde kasvu piirama valguse, toitainete ja CO₂ kättesaadavus (Riis & Sand-Jensen, 1977). Üle kahe meetri sügavusel kasvavaid samblaliike ehk süvaveesamblaid on maailmas teada 85 liiki (Ignatov & Kurbatova, 1990). Mõne perekonna liigid võivad seejuures edukalt kasvada kuni 15 m sügavusel järve põhjas. Peamiseks tingimuseks on valguse ulatumine sammaldeni (Vitt & Glime, 1984). Nõnda suudavad sammaltaimed kasvada sügavamal kui soontaimed ja enamik vetikatest (Riis & Sand-Jensen, 1997). Absoluutne sügavus-maksimum kuulub *Fontinalis* ja *Drepanocladus* perekonna esindajatele, kes on võimelised kasvama kuni 120 m sügavusel (Vitt & Glime, 1984). Sellistes sügavustes saavad samblad kasvada üksnes tänu üliselgele veele, mille läbipaistvus võib ulatuda 45 meetrini (McIntire et al., 1994). Rekordsügavustes kasvavad samblad Crater järves Oregoni osariigis USA-s ning California-Nevada piiril asuvas Tahoe järves (McIntire et al., 1994; Vitt & Glime, 1984).

Sammalde seas on nii varjutaimi kui valgusnõudlikke liike ning sammaltaimi iseloomustab madalam valgusküllastuspunkt kui soontaimedel keskmiselt (Marschall & Proctor, 2004). Enamasti ei jõua 100 m sügavusele üle 1 % veekogu pinnale langenud valgusest, ometi on 128 m sügavuses Waldo järves Oregonis 13 liiki samblaid, mille aastane juurdekasv jääb 1,5 ja 3 cm vahele (Wagner et al., 2000).

Valguse hajumise kõrval on veesammaldele probleemiks spektrimuutused veekihti läbides. Fotosünteesiks vajalik punane spektriosa neeldub juba vee ülakihtides, veekogu põhjani jõuab tavaliselt sinine spektriosa, mida veekogu põhjas kasvavad sammaltaimed on suutelised fotosünteesiks kasutama. Valguse energia püüdmiseks on taimedel erinevad pigmendid. Klorofüllid a ja b neelavad enamasti sinist ja punast lainepikkust. Waldo järve helviksammaldest leiti punaseid pigmente kuni 70 m sügavuseni. Lehtsammaldel kadusid punased pigmendid juba 40–50 m sügavusel. Perekonna *Sphagnum* esindaja aga säilitas punaseid pigmente kuni 100 m sügavuseni (Wagner et al., 2000).

Samblad vajavad fotosünteesimiseks ka piisava vaba CO₂ taset vees. Süsihappegaasi hulk väheneb nii temperatuuri kui pH tõustes, samuti on selle kontsentratsioon väiksem seisvas vees. Paljud veetaimed, samblad sealhulgas, on võimelised kasutama orgaaniliste setete lagunemisel tekkinud CO₂ (Maberly, 1985). Maberly näitas samas töös (1985), et *Fontinalis antipyretica* kasvab edukalt süsihappegaasiga rikastunud põhjakihi vees ka siis, kui toitaineid on vähe.

Temperatuuril on sammaltaimede kasvule väiksem mõju kui süsihappegaasi kontsentratsioonil. Näiteks on enamikel veesammaldel temperatuurioptimum 5–15 °C vahel (Glime, 1987). Hawes et al., (2002) on näidanud, et järves, mida katab enamik aastast jääkate, suudab *Calliergon* sp 22 m sügavusel kasvatada aasta jooksul kuni 30 mm pikkuseid võsusid. Mõnel juhul saab piiravaks temperatuuri varieeruvus aasta jooksul. Näiteks helviksamblaliigid *Chiloscyphus pallescens* (Ehrh. ex Hoffm.) Dum. ja *Pellia endiviifolia* (Dicks.) Dumort. eelistavad kasvada veekogudes, kus aastane veetemperatuuri amplituud jääb alla 10 °C (Vanderpoorten et al., 1999).

Sarnaselt soontaimedele kasutavad sammaltaimed bikarbonaadi CO₂-ks muutmiseks süsinik-anhüdraasi (Arancibia & Graham, 2003). Kõdersammaldel on sarnaselt rohevetikatele CO₂ rakusiseseks kontsentreerimiseks pürenoidid, mida teistel sammaldel ei esine (Hanson et al., 2002). Kõrge pH korral muutub bikarbonaat taimedele kättesaamatuks. Peñuelas (1985) näitas, et *Fontinalis antipyretica* mõned populatsioonid on kõrge pH juures süsinikuallikana võimeline kasutama NaHCO₃. Fotosüntees toimus kuni pH jõudis 12-ni. Liigi *Fissidens grandifrons* Brid. korral lõppes fotosüntees pH väärtuse 10,1 juures.

Veekogude reostumisel muutub nii soon- kui sammaltaimede liigiline koosseis (Scarlett & O'Hare, 2006). Ylla et al., 2007 leidsid, et samblad suudavad kasutada toitaineterohkust vaid siis, kui valgust on piisavalt. Seda eelkõige parasvöötme järvedes kevadel ja sügisel kui puud on raagus ja valgus jõuab veekogudes kasvavate sammaldeni. Sel ajal on sammalde kasv kõige kiirem. Madalat pH-d on võimeline taluma *Drepanocladus aduncus*, mida leiti kasvamas pH 2,8 juures ühest Poola tugeva inim mõjuga järvest (Samecka-Cyerman & Kempers, 2001). Lämmastikühenditest on samblad suutelised kasutama nitraate (NO₃⁻), ammooniumi (NH₄⁺) (Rudolph & Voigt, 1986), nitriteid (NO₂⁻) (Schwoerbel & Tillmanns, 1977) ja aminohappeid (Alghamdi, 2003). Taanis leidsid Riis & Sand-Jensen (1997), et liigid *Sphagnum subsecundum* Nees ning *Warnstorfia exannulata* Loeske kasvasid paremini hüpolimnionis ehk veekogu kõige sügavamas veekihi, kus CO₂ tase on kõrgem, temperatuur madalam ning toitaineid külluslikult. On näidatud, et

Fontinalis antipyretica ning jõgi-tõmpkaanik (*Amblystegium tenax* (Hedw.) C. E. O. Jensen) eelistavad soojemat toitaineterikast aeglase vooluga vett (Ceschin et al., 2012). Samas kui liigid *Amblystegium fluviatile* (Hedw.) Schimp., *Cinclidotus danubicus* Schiffner & Baumgartner, *C. riparius* (Host ex Brid.) Arn. ja *Fissidens crassipes* Wilson ex Bruch & Schimp eelistavad toitaineterikast vett, mille voolukiirus ja temperatuur ei ole samblaliikide kasvuks oluline (Vanderpoorten et al., 1999). Kallas-tõmpkaanik (*Amblystegium riparium* (Hedw.) B., S. & G. on tolerantne vee nitraadisalduse suhtes (Ceschin et al., 2012; Vanderpoorten et al., 1999). Ammooniumirikastes vetes suureneb aga liigi *Rhyncostegium riparioides* (Hedw.) Cardot. sagedus (Vanderpoorten et al., 1999). Enamik turbasamblaid (*Sphagnum* sp) vajavad lämmastikku peamiselt ammooniumina (Schuukes et al., 1986). Teised, näiteks liik *Sphagnum nemoreum* Scop. ning narmaslehine turbasammal (*S. fimbriatum* Wilson) kasutavad aminohappeidalaniin ja arginiini (Simola, 1979). Alghamdi (2003) näitas, et vees lahustuvad aminohapped, eelkõigealaniin, põhjustab liigil *Taxiphyllum barbieri* (Cardot & Copp.) Z. Iwats nii biomassi kui pikkuskasvu suurenemist. Mõned aminohapped indutseerisid jällegi külgvõsude kasvu, mille rohkus võimaldab valguse püüdmist suuremalt fotosünteesivalt pinnalt. Fosfori liiga taluvad *Amblystegium riparium* ja lodu-lühikupar (*Brachythecium rivulare* Schimp), mis suudavad ning enamasti ka eelistavad kasvada kõrge fosforisisaldusega vees (Ceschin et al., 2012). Antud liigid on fosforireostuse indikaatoriteks (Ceschin et al., 2012; Gecheva et al., 2010).

Eesti püsivalt vee all kasvavatest sammaldest on looduskaitse all 9 liiki (Riigiteataja I, 18.06.2014, 20; Riigiteataja I, 04.07.2014, 22).

I kategooria:

tõmbilehine tiivik (*Fissidens arnoldii* Ruthe)

II kategooria:

vesi-tõmptipp (*Calliargon megalophyllum* Mik.)

juus-kiilsirbik (*Dichelyma capillaceum* (With.) Myr.)

vesi-kiilsirbik (*Dichelyma falcatum* (Hedw.) Myr.)

allika-vesitiivik (*Octodiceras fontanum* (B, Pyl.) Lindb.)

tundra vesisirbik (*Warnstorfia tundrae* (H. Arn.) Loeske)

III kategooria:

tõmmu pungsammal (*Bryum neodamense* Itzigs. Ex C. Müll)

läikiv kurdsirbik (*Hamatocaulis vernicosus* (Mitt.) Hedenäs)

loigu-turbasammal (*Sphagnum inundatum* Russ.)

1.2. Järvede tüübid

Järvi on tüpologiseeritud erinevatel alustel, neid saab jagada kloriidide sisalduse järgi soolasteks ja magedaveelisteks järvedeks. Teine võimalus järvi rühmitada on jagada need karbonaadi sisalduse järgi karedateks ja pehmeveelisteks järvedeks. Karedaveelistes järvedes on HCO_3^- sisaldus liitris vees >220–240 mg (Nõges & Ott, 2003).

Mäemets (1977) jagas pehmeveelised Eesti järved toitelisuse alusel **hüpereutroofseteks**, **eutroofseteks** ja **oligotroofseteks**. Humiinainesisalduse järgi jaotatakse pehmeveelised järved **düstroofseteks** – kõrge humiinaine sisaldusega tumedaveelised metsa- ja rabajärved, keskmise humiinainesisaldusega ja kollaka veega **semidüstroofsed** järved. Termokliini ehk veesamba kihistuse järgi on kõik järved jagatud omakorda kihistunud ja kihistamata järvedeks. Kokku erisatakse kalgi- ja pehmeveeliste järvede seas 25 alatüüpi. Veepoliitika Raamdirektiivi 2000 nõuete täitmiseks on Nõges & Ott (2003) Eesti pehme- ja kalgiveelised järved jaganud viieks tüübiks:

- kalgiveelised järved,
- madalad, keskmise karedusega järved,
- sügavad, keskmise karedusega järved,
- pehmed tumedaveelised järved,
- pehmed heledaveelised järved.

Järvi saab jagada ka vee reaktsiooni ehk pH taseme järgi. Vee reaktsioonid vastavalt Czerny (1960) skaalale:

- happeline – pH 3–5
- nõrgalt happeline – pH 5–7
- neutraalne – pH 7
- nõrgalt aluseline – pH 7–9
- aluseline – pH >9

Enamasti piirduakse kaheks jagamisega: happelised pH < 7 ja aluselised pH > 7. Kuna vee pH on väga muutlik juba ühe tüübirühma piires, olles erinev ka järve eri kihtides, on enamik veetaimi selle suhtes väga laia amplituudiga (Laasimer, 1965), eelistades kas happelist või pigem aluselist vett.

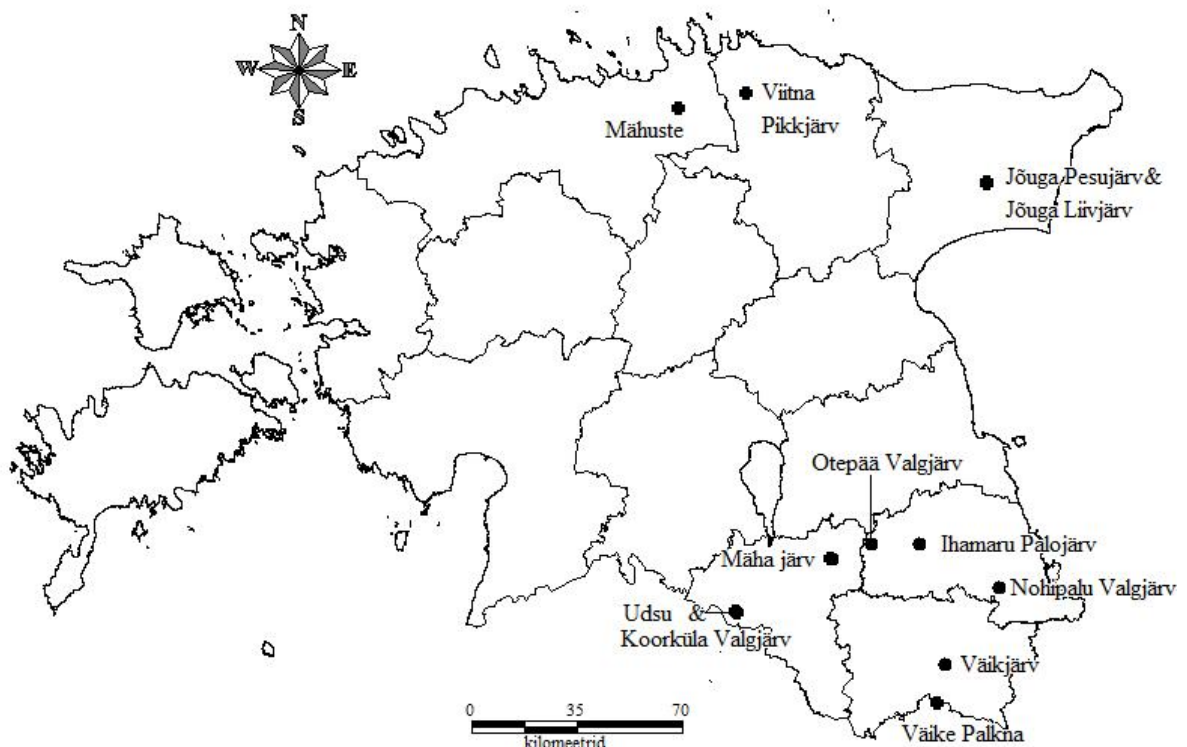
2. MATERJAL JA METOODIKA

2.1. Uurimisalade valik ja uuritavate järvede iseloomustused

Uurimiseks sobilikud järved valis välja Helle Mäemets, toetudes varasematele uuringutele. Valiku esimeseks tingimuseks oli järve pehmevelisus ehk vee kareduse mõõt pidi jääma alla $220 \text{ mg HCO}_3^-/\text{l}$. Otepää Valgjärves on karedus pidevalt tõusnud (Mäemets, 1977), kuid endise pehmevelise järvena otsustasime järve siiski kaasata. Teiseks eelduseks oli eelnevate uuringute põhjal teadaolev rohke sammalde leidumine järves.

Uuritavaid järvi oli kokku 12, need asuvad Põhja-, Ida- ja Kagu-Eestis (Joonis 2). Välitööd teostati 2014. aasta juunis järgnevalt:

- Nohipalu Valgjärv ja Ihamaru Pälöjärv – 9. juuni;
- Jõuga Liivjärv ja Jõuga Pesujärv – 10. juuni;
- Viitna Pikkjärv ja Mähuste järv – 11. juuni;
- Udsu ja Koorküla Valgjärv – 12. juuni;
- Väike Palkna ja Väikjärv – 13. juuni;
- Otepää Valgjärv ja Mäha järv – 9. september



Joonia 2. Uuritud järvede kaart. Aluskaart: Maa-amet, 2015.

Nohipalu Valgjärv asub Põlvamaal, Veriora vallas, Nohipalu külas. Järve pindala on 7 ha. Keskmise sügavus 6,2 m, suurim sügavus 12,5 m. Kuulub Ida-Eesti vesikonda, Peipsi

alamvesikonda. Valgjärv on pehmeeline liivase või savise põhjaga vähetoiteline umbjärv, mille sügavamates kohtades katab järvepõhja muda. Järv on ka kihistunud ning põhjakiht on suviti anaeroobne (Keskkonnaministeerium, 1997).

Ihamaru Palojärv asub Põlvamaal, Kõlleste vallas, Ihamaru külas. Järve pindala on 6,9 ha, maksimaalne sügavus 10 m. Kuulub Ida-Eesti vesikonda - Peipsi alamvesikonda. Palojärv on kihistunud pehmeeline eutrofeerunud enamasti liivase põhjaga umbjärv, mille sügavamad kohad on kaetud 1...2 m mudakihi (Mäemets, 1977). Vee kvaliteet on aastatega langenud (Ott, 2006).

Jõuga Liivjärv asub Ida-Virumaal, Iisaku vallas, Jõuga külas. Järve pindala on 1,7 ha. Suurim sügavus 8,3 m. Liivjärv on kihistunud vähetoiteline liivase põhjaga umbjärv.

Jõuga Pesujärv asub Jõuga Liivjärvest 50 m põhja pool. Järve pindala 1,8 ha, suurim sügavus 9,5 m. Kuulub Ida-Eesti vesikonda – Viru alamvesikonda. Pesujärv on vähetoiteline umbjärv, mille põhi on kaetud 2,5...3 m tuseduse mudakihi. Hapnikuvaeses põhjakihis tekib pidevalt väävelvesinikku.

Viitna Pikkjärv asub Lääne-Virumaal, Kadrina vallas, Viitna külas. Pikkjärve pindala on 16,1 ha, keskmine sügavus 3 m, suurim sügavus 6,2 m. Viitna Pikkjärv on pehmeeline ja vähetoiteline umbjärv, milles asub neli saart. Vesi on kihistunud. Järve põhi on enamasti liivane või kruusane, sügavamates kohtades aga mudane.

Mähuste järv asub Harjumaal, Kuusalu vallas, Koitjärve külas. Järve pindala on 5,7 ha. Keskmine sügavus 3,7 m, suurim sügavus 7,3 m. Mähuste asub Lääne-Eesti vesikonnas - Harju alamvesikonnas ning on kihistumata vähetoiteline liivase põhjaga umbjärv (Mäemets, 1977).

Udsu järv asub Valgamaal, Hummuli vallas, Jeti külas. Udsu järv on sügavuselt Eesti kolmas, selle suurim sügavus on 30,2 m. Järve kaldad on järsud ning liivased või savikad (Mäemets, 1977). Järve pindala on 6,2 ha. Udsu kuulub Ida-Eesti vesikonda, Võrtsjärve alamvesikonda. Järvest voolab vesi kraavi kaudu Õhne jõkke. Järve vesi on tugevalt kihistunud ning põhjakiht hapnikuvaene. Põhi on peamiselt liivane või kruusane, sügavamal mudane, tegu on eutrofeerunud vähetoitelise umbjärvega. Järvest kagus asub Koorküla Valgjärv.

Koorküla Valgjärv asub Valgamaal, Hummuli vallas, Jeti külas. Järve pindala on 44,1 ha, keskmine sügavus 8,5 m, suurim sügavus 26,8 m. Kuulub Ida-Eesti vesikonda, Võrtsjärve alamvesikonda. Veevahetus toimub 5...6 aastaga. Valgala pindala on 2,5 km² (Loopmann,

1984). Põhi enamasti liivane või kruusane, sügavamal mudane. Koorküla Valgjärv on eutrofeerunud vähetoiteline kihistunud veega umbjärv (Mäemets, 1977).

Väike Palkna järv (läti keeles Mazais Baltinz) asub Eesti ja Läti riigipiiril Koiva vesikonnas – Mustjõe alamvesikonnas. Eesti osa paikneb Võrumaal, Haanja vallas, Pillardi külas. Nõrk sissevool on Suur Palkna järvest Läti territooriumil. Järvest välja voolab aga suviti kuivav Pärlijõkke suubuv oja. Järve pindala on 4,5 ha, keskmine sügavus 14 m ning suurim sügavus 32 m. Tegemist on Eesti sügavuselt teise järvega, mis on väga tugevalt kihistunud veega (Ott, 2006). Väike Palkna nõlvad on järsud ja metsastunud. Ka järvenõgu on järsk, mistõttu puuduvad järvest isoetiidid. Hapniku hüppekiht asub 10 m juures. Sellest allpool on vesi peaaegu hapnikuvaba (Ott, 2006). Vee läbipaistvus kõigub 2,4... 5,7 meetrini. Varem on läbipaistvus olnud 4,7 ja 8 meetri vahel (Ott, 2006). Väike Palkna on heledaveeline mõnevõrra eutrofeerunud vähetoiteline järv. 2005. ja 2006. a seire andmete (Ott, 2006) järgi ulatus samblapiir vastavalt 6 ja 4,5 meetri sügavusele.

Väikjärv asub Võrumaal, Rõuge vallas, Kurgjärve külas. Järve pindala on 10,3 ha, keskmine sügavus on 4,5 m ja suurimaks sügavuseks on mõõdetud 15 m. Kuulub Ida-Eesti vesikonda - Peipsi alamvesikonda. Väikjärv on eutrofeerunud poolhuumustoiteline umbjärv (väga nõrk sissevool Tuhkrijärvest).

Otepää Valgjärv asub Põlvamaal, Valgjärve külas. Järve pindala on 64,6 ha, keskmine sügavus on 3,2 m, suurim sügavus 5,5 m (Loopmann, 1984). Järvest voolab välja Elva jõkke suubuv Tammeoja jõgi. Valgala pindala on 4,9 km². Tegemist on kergelt karedaveelise rohketoiteline järvega.

Mäha järv asub Valgamaal, Otepää vallas, Mäha külas. Järve pindala 13,9 ha, keskmine sügavus 3 m, suurim sügavus 4,1 m (Loopmann, 1984). Järv kuulub Ida-Eesti vesikonda – Peipsi alamvesikonda, valgala pindala on 2,2 km². Veevahetus toimub kord aastas. Mäha järv on pehmeveeline ning rohketoiteline.

2.2. Välitööde metoodika

Uuringutel osalesid Nele Ingerpuu, Helle Mäemets, Ilmar Uibopuu. Otepää Valgjärvel ning Mäha järvel teostasid uuringuid Helle Mäemets ja Ilmar Uibopuu.

Ühe uuringupäeva jooksul kogusime samblaproove kahest järvest. Järvel liikumiseks kasutasime kolmekohalist õhkpaati. Uuringu teostasime transektmeetodil, transekti alguspunkt valisin välja juhuslikult, enamasti algasid need järve lõuna, põhja ja idakaldast

ning kulgesid kaldaga risti järve avavee suunas. Ühel järvel sooritasime kolm eri pikkusega transekti. Proovivõetud teostasime 0,5...1 m sügavusel, 2, 3, 4, 5 jne meetri sügavusel. Transekt lõppes kui sammaltaimi antud sügavuselt enam püüda ei õnnestunud või juhul, kui ei olnud võimalik järgmist sügavust saavutada. Vee sügavuse ja temperatuuri mõõtmiseks kasutasime Hawkeye H22PX Handheld sonarit.



Joonis 3. Taimekonks samblaproovide kogumiseks.

Samblaproove kogusime spetsiaalse konksu abil (Joonis 3). Järvedes, milles teadaolevalt kasvasid kaitsealused soontaimed, kasutasime järve põhja kinnitunud soontaimede tuvastamiseks kiikrit. Nõnda sai tagatud soontaimede vigastamata jäämine sammalde kogumise ajal.

Igal sügavusel sooritasime viis konksutõmmet. Iga tõmbe juures registreerisin samblaohtruse skaalal 0 – puudus; 1 – vähe; 2 – keskmiselt; 3 – rohkelt, + kui esinesid mõned üksikud võsud. Seega võis igal transektisügavusel maksimaalne samblaohtrus olla 15. Keskmise samblaohtruse järves sain kui jagasin kõigist sügavustest

saadud samblaohtruste summa proovisügavuste arvuga järves. Sambla sagedus näitab kui mitmes püügis sammalt esines. Igast edukast tõmbest võtsin kaasa proovid hiljem määramiseks, ühte proovikotti läksid ühelt sügavuselt kogutud proovid. Lisaks määrasin kohapeal transektile jäävad soontaimeliigid ja hindasin nende ohtrust 5-palli skaalas (lisandus hinnang: +, mille korral soontaimed olid esindatud vaid mõne isendina).

Vee näitajaid mõõtsin YSI Professional Plus multimeetriga, mis saadi kasutamiseks EMÜ PKI Limnoloogiakeskuse väikejärvede tööruhmalt. Multimeetriga mõõdeti:

- 1) hapnikuga küllastuse protsenti: DO, %;
- 2) lahustunud hapniku sisaldust ühes liitris vees: DO, mg/L;
- 3) elektrijuhtivust: C, $\mu\text{S}/\text{cm}$;
- 4) soolsust, SalPsu;
- 5) vees lahustunud ainete hulka: TDS;
- 6) vee pH;
- 7) redokspotentsiaali: ORP, mv.

Mõõtmisi teostasime transekti igal sügavusel, lisaks vähemalt korra veekogu pinnavees (~0,5m). Vee läbipaistvuse mõõtsime Helle Mäemets Secchi kettaga, millele oli kinnitatud meetermärgistatud köis. Transekti algus- ja lõpukoordinaadid määrasime GPS seadmega.

2.3. Laboratoorne töö, lisaandmete kogumine ja andmeanalüüs

Kogutud samblaproovid puhastasin ning kuivatasin, seejärel eemaldasid kõik mittesambla. Proovist määrasin vaatluse põhjal kõdu hulga protsentidena kogu samblaproovist. Samblaproovi jagasin omakorda elus ja surnud samblaks. Surnud samblaks lugesin selle osa samblast, mis puudutamisel pudenes peeneteks osadeks ning oli selgelt lagunema hakanud ning hüaliinsete lehtedega. Samuti kuulus surnud sambla hulka vaid varrena säilinud sammal. Pestud ja kuivatatud samblaproovid määrasin liigini laboris, välja arvatud *Sphagnum* liigid, mille määrasid Nele Ingerpuu ja Kai Vellak. Teisi määranguid kontrollisin pisteliselt Nele Ingerpuu. Määramiseks kasutasin „Eesti sammalde määrajat“ (Ingerpuu *et al.*, 1998). Esinduslikumatest samblaproovidest tegin herbaarmaterjalid Tartu Ülikooli herbariumis säilitamiseks. Lisaks koostasid antud töö, kirjanduse ning herbaarmaterjali alusel Eesti veesammalde nimestiku nii pehme- kui karedaveelistes veekogudes kasvavatest sammaltaimedest.

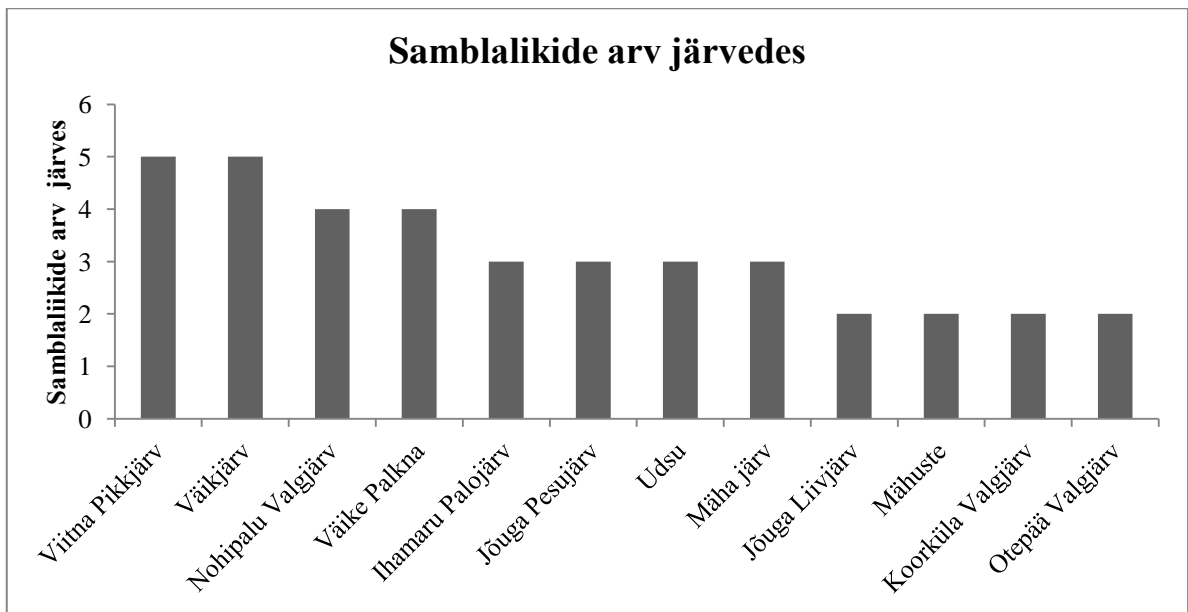
Faktorite mõju sammalde ohtrusele uurisin regressioon- ja dispersioonanalüüsidega kasutades programmpakette Statistica 7 ja XLSTAT. Mõõdetud tunnuste ühendamiseks viisin läbi faktoranalüüsi. Korrelatsioonide leidmiseks viisin läbi korrelatsioonanalüüsid. Analüüsides sooritamiseks liitsin kõigile samblaohtrusele ühe ning seejärel logaritmisin, et saavutada normaaljaotusele lähedasem jaotus.

Samblaliikide ja järvede seoseid keskkonnaparametritega visualiseerisin korrespondentanalüüsiga (Canonical correspondence analyse – CCA) kasutades liike, mis esinesid rohkem kui ühes proovis, välja jätsin sagedalt esineva veesambla *Fontinalis antipyretica*. Samblaliikide esinemise teisendasin sagedusprotsendiks järves. Selleks jagasin liigi esinemise korrad järves olnud proovivõttudega ja korrutasin sajaga, saadud andmetabel on Lisas 1. Sambalaliikide ja keskkonnaparametrite sõltuvuse näitlikustamiseks sooritasin diskriminantanalüüsi. Analüüsist jätsin välja kõik liigid, mida leidis vähem kui kolmel proovisügalusel, analüüsist jäi välja ka *Fontinalis antipyretica*.

3. TULEMUSED

Uuritud järvedest tuvastati kokku 14 samblataksonit. Üks turbasammal jäi liiga väikese proovikoguse tõttu liigini määramata. Leiti ka üks looduskaitsealune samblaliik *Sphagnum inundatum* ning kahest järvest haruldane liik – kõrv-turbasammal (*S. auriculatum* Schrimp.). Enim samblataksoneid ehk 5 liiki, leidus Viitna Pikkjärves ja Väikjärves (Joonis 4), vähim ehk kaks samblaliiki tuvastati Jõuga Liivjärvest, Mähuste järvest ja Otepää Valgjärvest. Keskmiselt oli ühes järves kolm liiki sammaltaimi. Enim kohatud liigiks oli harilik vesisammal (*Fontinalis antipyretica* Hedw.), mida leiti kaheksas järves, teiseks levinud liigiks oli kallas-sirbik (*Drepanocladus aduncus* Warnst.), mida leidus viies järves. Kuus samblaliiki esinesid vaid ühes järves, neist omakorda viis vaid ühes proovis. Kõige suurema samblaohtrusega oli Udsu järv (Joonis 5). Madalaim samblaohtrus oli Koorküla Valgjärves. Kõigi järvede keskmine samblaohtrus oli kaks palli.

Nohipalu Valgjärves oli kõige ohtramalt levinud liik *Warnstorfia trichophylla* (Warnst.) Toum. & T. Kop., mis kattis järve põhja kahe kuni kuue meetri sügavuseni lausaliselt, kuue kuni kaheksa meetri sügavuselt aga paiguti/laiguti. Udsu järve samblavaip on samuti väga heas seisus. Seal kattis kahe kuni kuue meetri sügavuseni järve põhja kallas-nokksammal (*Rhynchostegium riparioides* (Hedw.) Card.). Lisaks iseloomustab järve suhteliselt suur kõdu hulk samblaproovides ning massiline epifüüton. Jõuga Liivjärve samblavaibas esinesid *Drepanocladus tenuinervis* ja *D. sendtneri*, mis katsid kogu järvepõhja ühest kuni viie meetri sügavuseni. Otepää Valgjärves kasvasid samblad edukalt kahe kuni kolme, kohati kuni nelja meetri sügavuseni, seal domineeris *Fontinalis antipyretica*. Ihamaru Palojärves oli samuti samblakate võrdlemisi heas seisus. Sammal esines kolme ja nelja meetri sügavuses vees laiguti, peamiseks liigiks *Amblystegium riparium*, esines ka turbasamblaid.



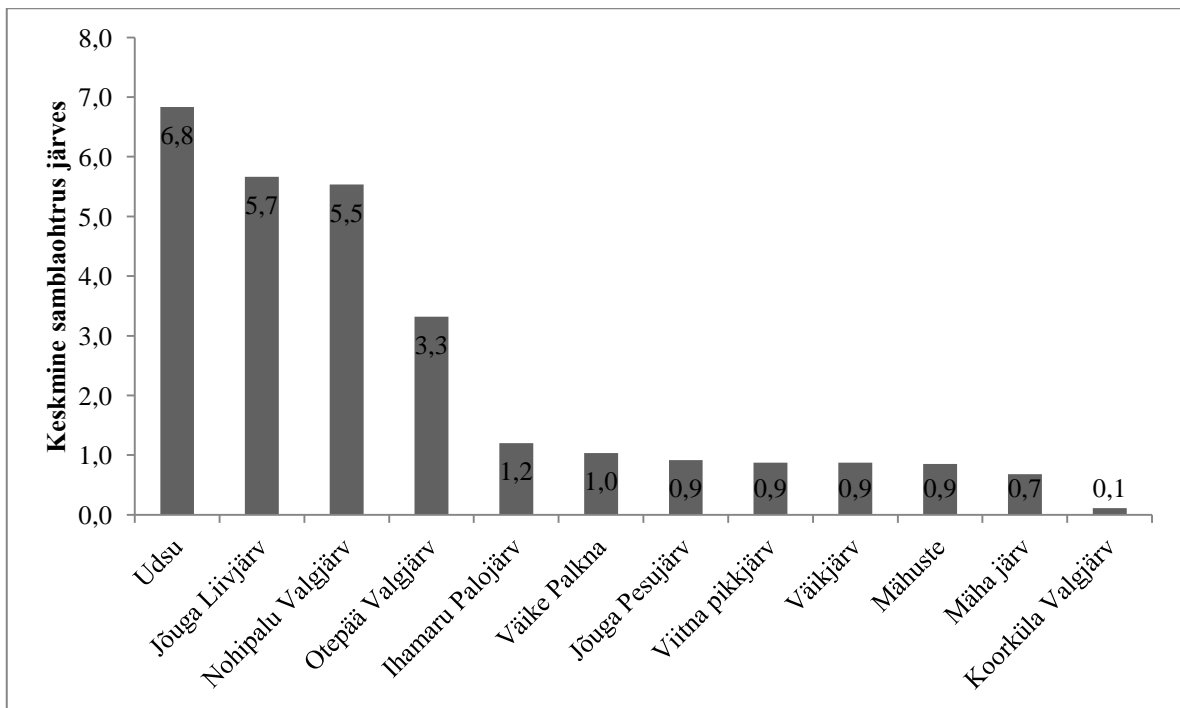
Joonis 4. Samblaliikide arv uuritud järvedes.

Lisaks Koorküla Valgjärvele oli sammalde seisukord halb ka Mäha järves, kus samblaid esines laiguti ning nende ohtrus oli väga väike. Sammaltaimed asustasid järvi alates veepiirist kuni 11 meetri sügavuseni (Joonis 6). Suurimad ohtrushinnangud said samblad kahe kuni nelja meetri sügavusel. Sügavamal kui kaheksa meetrit oli sammalt harva.

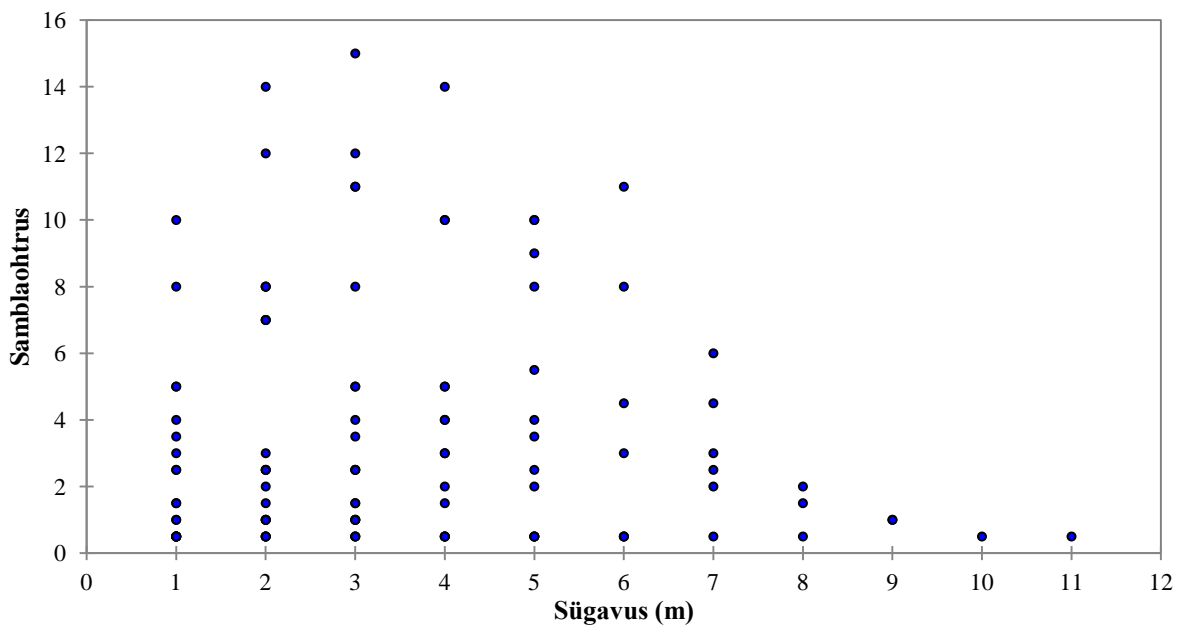
Enim sammalt kasvas pehmeelistes järvedes kahe kuni nelja meetri sügavusel. Kõige sügavamal ehk 11 meetri sügavusel kasvasid *Fontinalis antipyretica* ning *Amblystegium riparium*. Turbasamblad (*Sphagnum* sp) olid valdavalt levinud kuni meetri sügavusel järvepõhjas. Samblaliikide sügavuslevi on toodud Tabelis 1.

Tabel 1. Samblaliikide leidumine eri sügavustel kõikidest järvedest kokku (n=12).

Liik/sügavus (m)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
<i>Amblystegium riparium</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Chiloscyphus polyanthos</i>			■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Drepanocladus aduncus</i>			■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Drepanocladus sendtneri</i>					■	■	■	■	■	■	■
<i>Drepanocladus tenuinervis</i>							■	■	■	■	■
<i>Fontinalis antipyretica</i>										■	■
<i>Rhynchostegium riparioides</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Sphagnum contortum</i>		■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>S. inundatum, S. subsecundum, S. auriculatum, S. sp.</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
<i>Warnstorfia fluitans</i>											
<i>Warnstorfia trichophylla</i>	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■

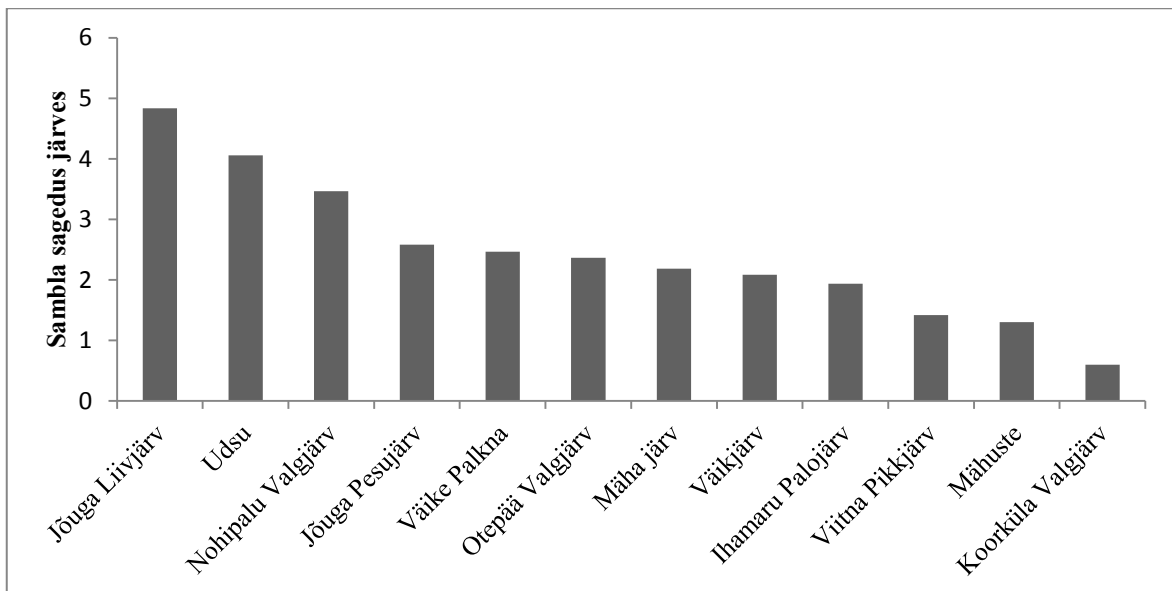


Joonis 5. Keskmise samblaohtrus järvedes. Proovisügavuste samblaohtruste summa jagatud proovisügavuste arvuga.



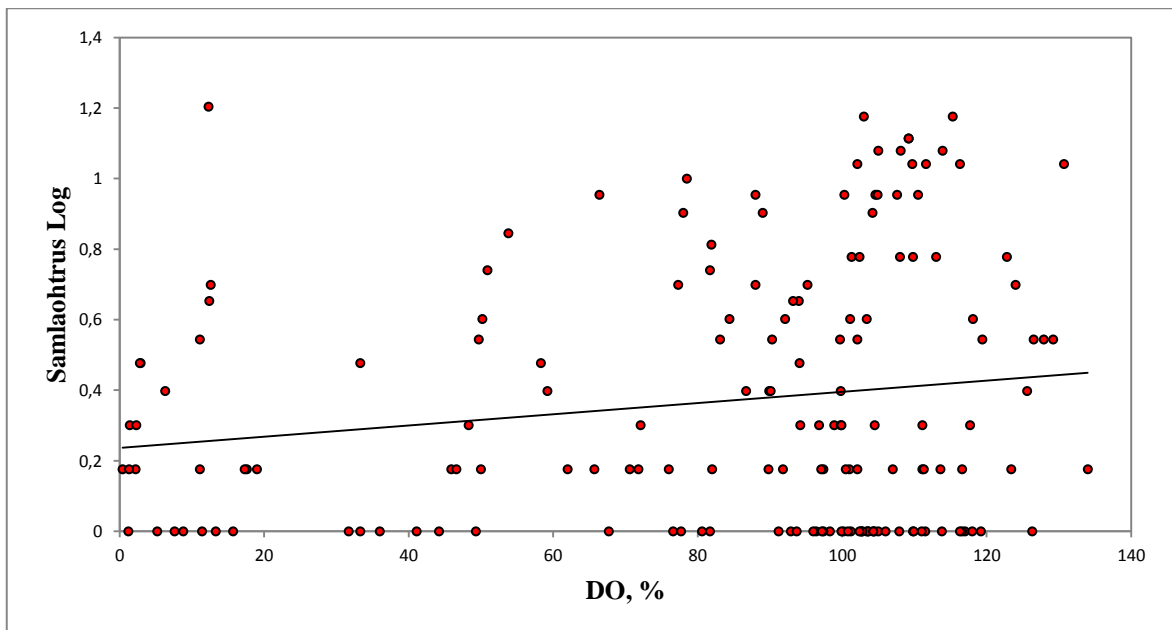
Joonis 6. Keskmised samblaohtrused vastavalt sügavustele. Üks punkt tähistab ühte proovisügavust.

Kõige sagedam oli sammal Jõuga Liivjärves, kus vaid kahes tõmbes puudus sammal täielikult. Kõige väiksem sagedus oli samblal Koorküla Valgjärves (Joonis 7), kus ka samblaohtrus oli kõige väiksem.

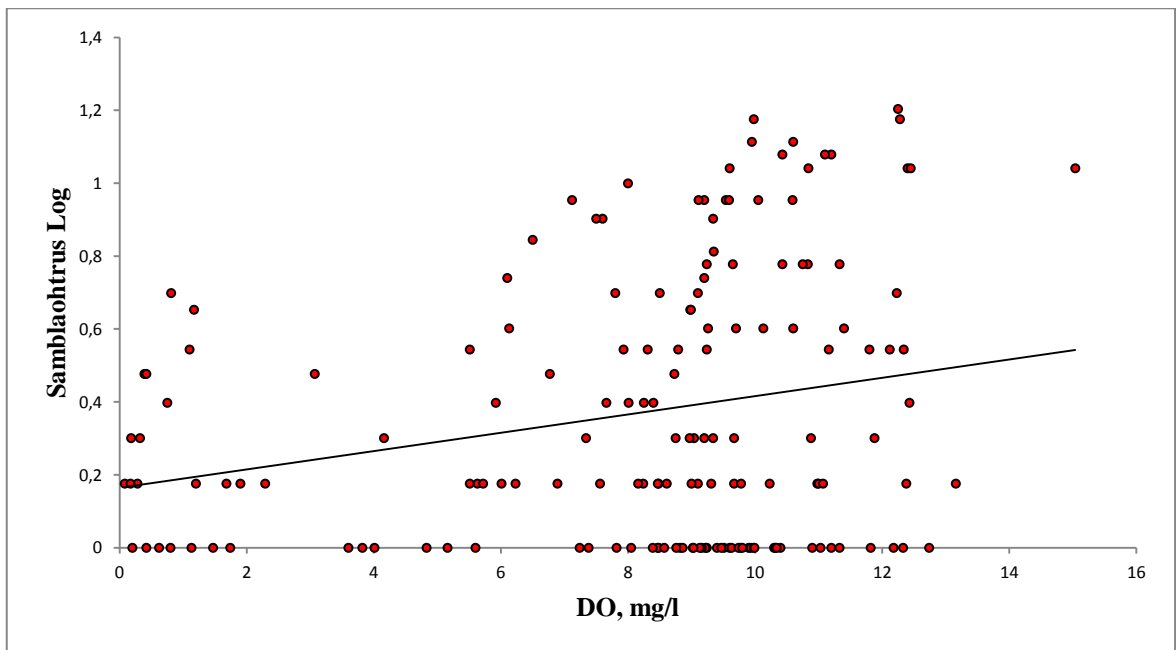


Joonis 7. Sambla keskmine sagedus järvedes.

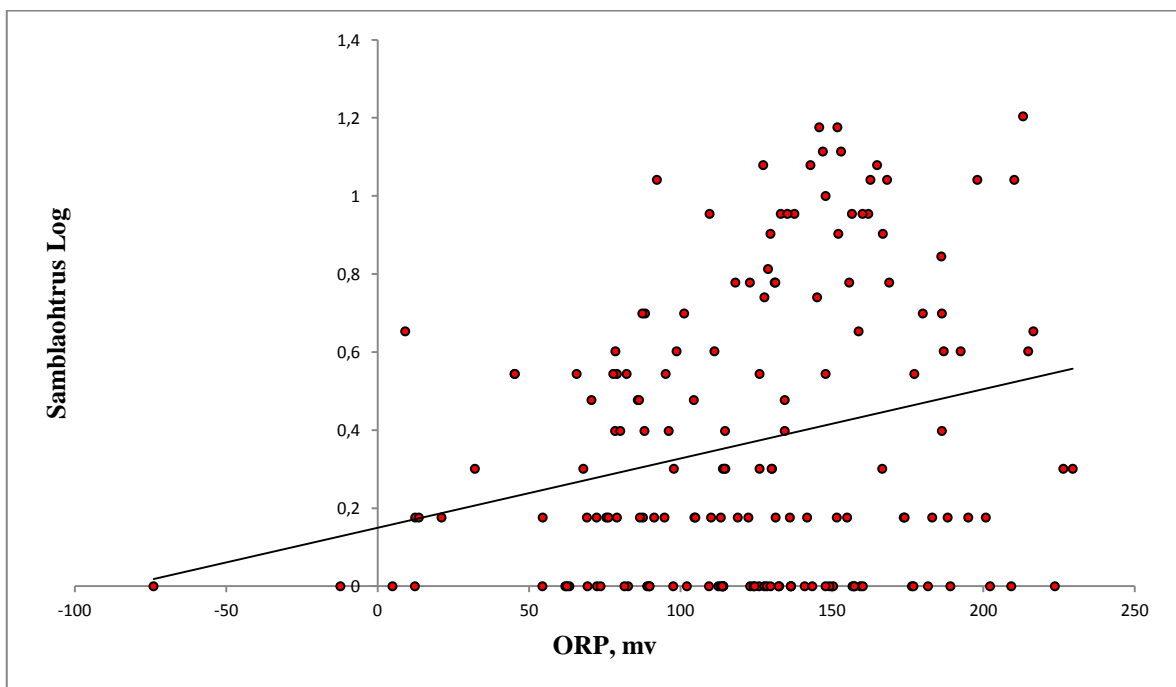
Ilmakaare mõju samblaohtrusele statistiliselt oluliseks ei osutunud ($F_{3,162}=0,283$, $p=0,838$). Spearmani korrelatsioonanalüüsi käigus leiti logaritmitud samblaohtruse ja vee hapnikuga küllastuse vahel positiivne korrelatsioon ($r=0,158$; $n=166$; $p=0,042$, Joonis 8). Samuti oli samblaohtruse logaritmitud väärtustega korreleeritud hapniku sisaldaldus vees (mg/l) ($r=0,236$, $n=166$; $p=0,02$, Joonis 9) kui ka vee redokspotentsiaal ORP, ($r=0,245$; $n=166$; $p=0,001$; Joonis 10). Ka sammalde ohtruse ja vee läbipaistvuse vahel oli oluline positiivne korrelatsioon ($r_s=0,117$; $n=166$, $p<0,001$, Joonis 11).



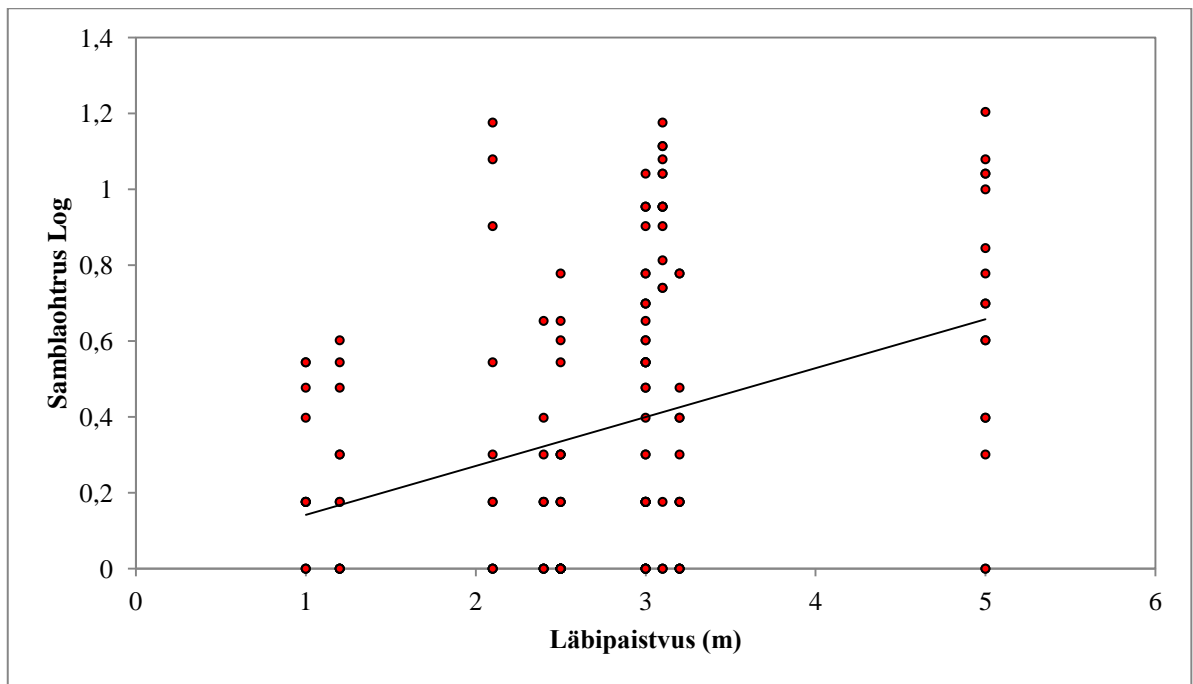
Joonis 8. Samblaohtruse logaritmitud väärtuste ja vee hapnikuga küllastuse korrelatsioon.



Joonis 9. Samblaohtruse logarititud väärtuste ja vee hapnikusisalduse korrelatsioon.



Joonis 10. Samblaohtruste logaritmitud väärtuste ja vee redokspotentsiaali vaheline korrelatsioon.



Joonis 11. Samblaohtruse logaritmitud väärtuste ja vee läbipaistvuse korrelatsioon.

Tabel 2. Samblaliikide esinemine kaheksas järves aastatel 1981 (Mäemets, 1983) 1986 (Haab, 1987) ja 2014. „0“-ga on märgitud liigid, mida leiti üksnes 1980. aastatel. „X“ tähistab liike, mis leiti nii 1980.-ndatel kui 2014. aastal ning „■“ tähistab liike, mis leiti vaid 2014. aastal.

Liik/järv		Nohipalu Valgjärv	Koorküla Valgjärv	Udsu	Jõuga Pesujärv	Jõuga Liivjärv	Viitna Pikkjärv	Mähuste	Väikjärv
<i>Octodicerus fonanum</i>	allika-vesitiivik			0					
<i>Bryum</i> sp	pungsambli liik	0							
<i>Fontinalis antipyretica</i>	harilik vesisammal	x	x	x		0	x	x	x
<i>Fontinalis dalecarlica</i>	dalarna vesisammal	0		0			0		
<i>Fontinalis hypnoides</i>	ulmik-vesisammal		0	0					
<i>Amblystegium riparium</i>	kallas tömpkaanik				■			■	
<i>Drepanocladus aduncus</i>	kallas-sirbik		0	0	■		0		■
<i>Drepanocladus revolvens</i>	tavasirbik		0		0	0			
<i>Drepanocladus sendtneri</i>	lubi-sirbik	x	x	0	x	x			■
<i>Hamatocaulis vernicosus</i>	läikiv kurdsirbik		0				0		
<i>Drepanocladus tenuinervis</i>	peenroodne sirbik			■		■			■
<i>Warnstorfia trichophylla</i>	pintsel-vesisirbik	■							■
<i>Warnstorfia exannulatus</i>	tugev vesisirbik	0							
<i>Warnstorfia fluitans</i>	ujuv vesisirbik		0	0			x		
<i>Calliergon giganteum</i>	suur tõmptipp					0			
<i>Rhynchostegium riparioides</i>	kallas-nokksammal		x	x					
<i>Sphagnum</i> sp	turbasambli liik	0					■		
<i>Sphagnum inundatum</i>	loigu-turbasammal	■							
<i>Sphagnum auriculatum</i>	kõrv-turbasammal	■					■		
<i>Sphagnum cuspidatum</i>	pudev turbasammal	x							
<i>Chiloscyphus pallescens</i>	kahkjäs peekersammal						0	0	
<i>Chiloscyphus polyanthos</i>	roheline peekersammal						x		
<i>Aneura pinguis</i>	soo-rasvasammal							0	
	Liike järves kokku	10	8	9	4	5	9	4	5

Regressioonanalüüsi käigus leiti oluline positiivne seos samblaohtruse ja vee läbipaistvuse, samblaohtruse ja hapnikusisalduse vahel, Tabel 3. Tabelis 4 on toodud multikollinearsuse mõõdud valitud faktoritele.

Teostatud faktoranalüüsi tulemusena moodustus kaks uut faktorit, Tabel 5. Esimene on seotud vees lahustunud ainetega, teine hapniku ja temperatuuriga.

Tabel 3. Mitmese regressioonanalüüsi (Type III SS ANOVA) tulemused. Samblaohtruse logaritmitud väärtustele statistiliselt olulised mõjud on paksus kirjas (n=166).

Source	DF	Sum of squares	Mean squares	F	Pr > F
Sügavus	1	0,350	0,350	3,155	0,078
Läbipaistvus	1	1,605	1,605	14,460	0,000
DO, mg/l	1	0,762	0,762	6,864	0,010
C, μ S/cm	1	0,064	0,064	0,581	0,447
pH	1	0,328	0,328	2,952	0,088
ORP, mv	1	0,136	0,136	1,224	0,270

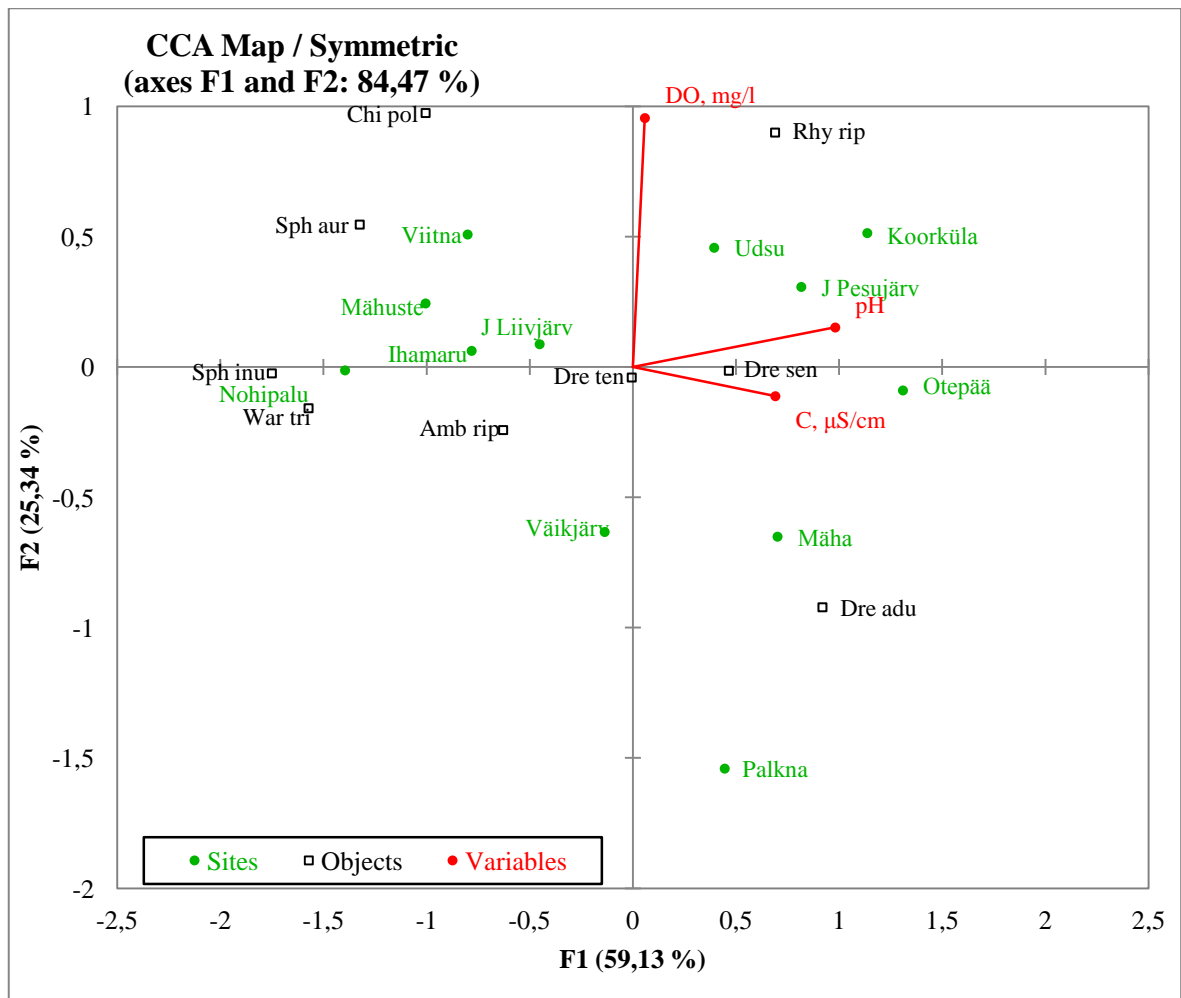
Tabel 4. Multikollineaarsuse mõõdud. Multikollineaarsus on suur kui varieeruvusindeks (VIF) > 10 või kui tolerants < 0,15.

Statistic	Sügavus	Läbipaistvus	DO, mg/l	C, μ S/cm	pH	ORP, mv
Tolerants	0,521	0,575	0,463	0,585	0,377	0,630
VIF	1,920	1,739	2,160	1,710	2,654	1,586

Tabel 5. Faktoranalüüsi tulemused korreleerunud parameetrite kohta. Analüüsi käigus moodustus kaks uut faktorit, esimene on seotud vees lahustunud ainetega, teine hapniku ja temperatuuriga. Paksus kirjas faktorikaalud, mis on suuremad kui 0,4.

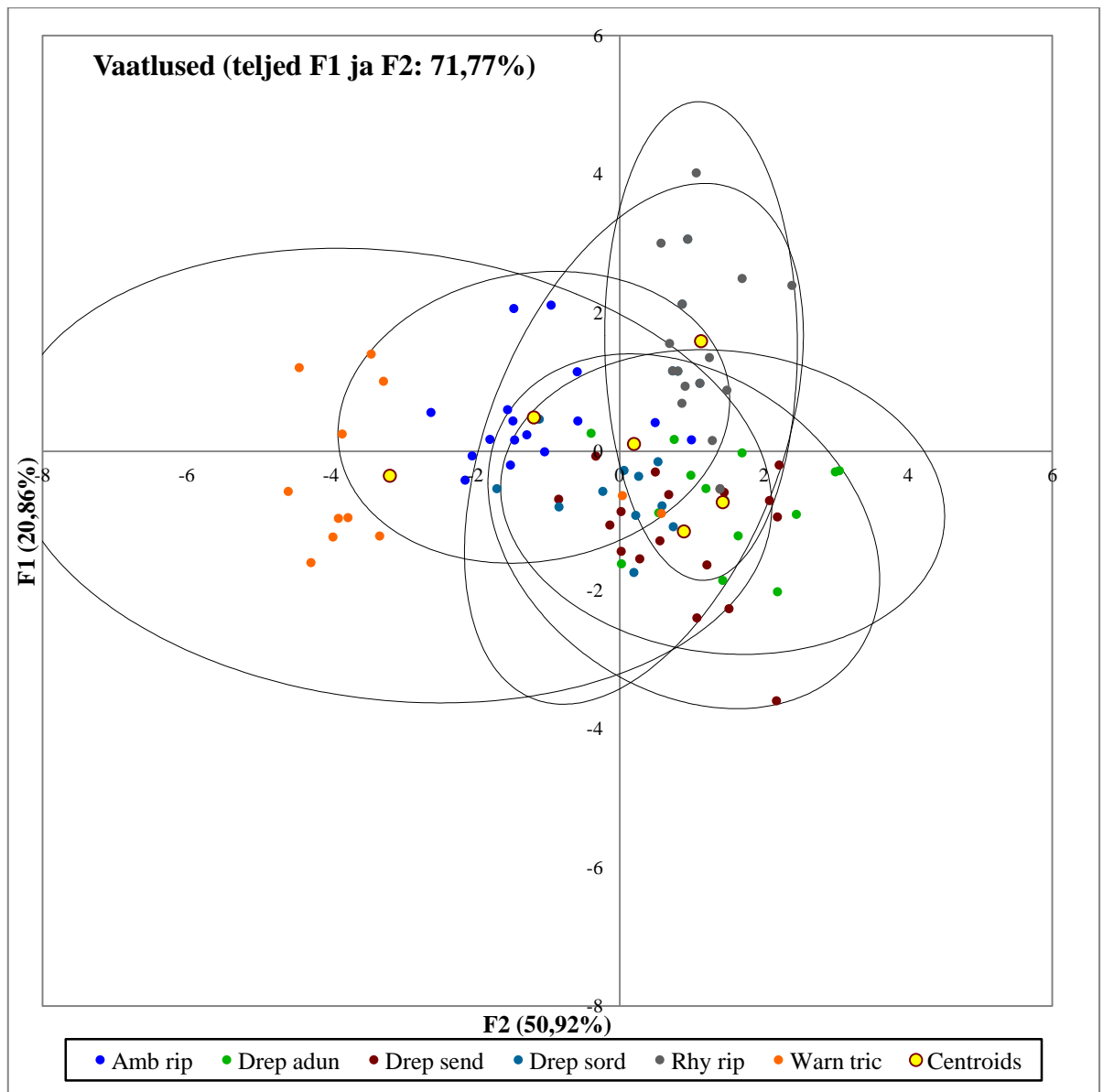
	F1	F2
Temp, °C	0,214	-0,777
DO, %	0,140	-0,960
DO, mg/l	0,094	-0,938
C, μ S/cm	0,972	0,044
TDS	0,964	0,116
SalP _{su}	0,961	0,145
pH	0,764	-0,048
ORP, mv	-0,263	-0,498

Korrespondentanalüüs ilmestab järvede ja samblaliikide paiknemist keskkonnafaktorite tunnusruumis, Joonis 13. Madalate pH väärtusega on seotud Nohipalu Valgjärv ning Ihamaru Palojärv ning samblaliigid *Warnstorfia trichophylla* ning *Sphagnum* sp. Juhtivusega aga Otepää ning Mäha järv, Koorküla Valgjärv, Pesujärv ja Udsu järv ning liigid *Drepanocladus aduncus* ning *D. sendtneri*.



Joonis 13. CCA ordinatsioonidiagramm. Punktid tähistavad järvi, kastid samblaliike ja jooned sõltumatuid muutujaid: vee elektrijuhtivus, C; pH ning hapniku hulk liitris vees, DO. *Shp aur* – *Sphagnum auriculatum*; *Shp inu* – *Sphagnum inundatum*; *Amb rip* – *Amblystegium riparium*; *Dre ten* – *Drepanocladus tenuinervis*; *War tri* – *Warnstorfia trichophylla*; *Dre adu* – *Drepanocladus aduncus*; *Dre sen* – *Drepanocladus sendtneri*; *Rhy rip* – *Rhynchostegium riparioides*; *Chi pol* – *Chilioscyphus polyanthos*.

Diskriminantanalüüsi tulemus näitab, et samblaliigid eristuvad mõõdetud keskkonnafaktorite tunnuseruumis, kuid omavad nende suhtes enamasti laia amplituudi, Joonis 14. Eesti veekogudes kasvavate sammalde nimestik on Lisas 2.



Joonis 14. Diskriminantanalüüsi ordinatsioonidiagramm. Punktid tähistavad liike, ringid tentroide. Ellipsoidid tähistavad liigi leviku väärtusi telgede suhtes.

4. ARUTELU JA JÄRELDUSED

Töö käigus järvedest leitud 14 liiki samblaid on võrreldes varasema järvesamblaid käsitleva tööga (Haab, 1987) liikide üldarvult väiksem. Samas uuris Haab samblaid 15 pehmeveelisest järvest. Enne Haabi uuris pehmeveeliste järvede taimestikku Mäemets (1983) 1981. aastal. Nendes kahes uurimuses oli kokku 8 järve, mida ka antud töö käigus uuriti. Erinevused kaheksa järve samblaliikide vahel 1980.-1 ja 2014 on toodud Tabelis 2. Selgus, et samblaliike on järves viimase 30 aastaga säilinud vastavalt 0...3. Kõige suurem on muutus olnud samblarikkas Nohipalu Valgjärves, kus asendunud on enamik samblaliike. Samas perekonna tasemel on säilinud nii *Fontinalis*, *Sphagnum* kui *Drepanocladus*. Nelja kuni kümne liigi leidumine ühes järves on võrreldav naabermaadega. Suško (2010) leidis Riču järvest Läti ja Valgevene piiril, 8 samblaliiki. Samblad kasvasid seal 0,6 – 2 m sügavusel. Kuigi vee läbipaistvus ulatub seal kuue meetrini ning võiks eeldada, et sammalde levik ulatub sügavamasse vette, seda siiski ei leitud. Suško (2010) liikide levikufaktoreid oma töös ei uurinud. Süvasammalde uuringu käigus Uus-Meremaal (Winton & Beever, 2004) leiti ühest järvest 1...15 samblaliiki, mediaan 4 liiki. Kokku on maailmas, sügavamal kui 2 meetrit, teada kasvamas 85 liiki sammaltaimi (Ignatov & Kurbatova, 1990). Soomes on järvedes kasvavaid samblaliike teada 25 (Heino & Toivonen, 2008). Rootis aga vähemalt 65 liiki (Anderson & Willén, 1999). Suurbritannia jõgedest on leitud 153 samblaliiki, mille hulgast tavalisemad on 47 (Scarlett & O'Hare, 2006). Seega võib eeldada, et kogu maailma veesammalde kooslustele on omane suhteliselt väike liikide arv, samas eri järvedes on koosluste liigiline struktuur erinev.

Szmeja et al., (2010) on näidanud, et *Warnstorfia exannulata* ühe aasta juurdekasv võib olla $24,8 \pm 5,9$ cm ehk sammal võib aasta jooksul katta suure osa järve põhjast. Kuna järvede põhjas kasvavad samblad levivad enamasti võsufragmentide abil (Korpelainen et al., 2013), jõuab ühest veekogust teise samblaid harva. Nohipalus asendunud samblaliike võis veekokku saabuda lindude abil. Erinevate seirete ja uuringute (1972 – 2005, Helle Mäemets avaldamata andmed) käigus on Nohipalu Valgjärvest igal aastal hulgaliselt elussammalt leitud, seega peab samblaliikide asendumine olema toimunud järk-järgult.

Paarist järvest leitud turbasammal *Sphagnum auriculatum* oli Eestist teada paari vana leiuna ning liigi taasleid näitab, et oligotroofsed järved pakuvad sammaldele sobivaid kasvukohti, seetõttu peaks järvede taimestiku kaitse korraldamisel arvestama ka samblaliike

ning nende vajadusi.

Sammaltaimed on kaudselt mõjutatud veekokku lisanduvatest toittainetest nagu fosfor ja lämmastik, mis kiirendavad vetikate kasvu ja seeläbi põhjustavad veeõitsenguid. Szmeja et al., (2010) näitasid, et vetikaõitsengu tagajärjel võib enamik järve põhjas kasvavaid sammaltaimi hukkuda juba mõne kuu jooksul. Jõuga järvedest on varem leitud surnuid samblaid (Haab, 1987; Mäemets, 1983) ning seda võib seletada vetikaõitsengutega.

Toiteainetevaene vesi on sammaldele suhteliselt paremaks kasvukohaks, kuna seal vee läbipaistvus vetikate tõttu ei vähene, näiteks liigid *Drepanocladus sendtneri* ja *Warnstorfia trichophylla* on valgusnõudlikud ning eelistavad oligo- kuni mesotroofseid veekogusid (Dierßen, 2001). *W. trichophylla* oli läbipaistvas Nohipalu Valgjärves kõige levinum samblaliik. Seega on oligotroofsete järvede kaitse vajalik just nõudlike veesammaltaimede säilimise eesmärgil.

Keeruline on anda hinnanguid sammalde liigirikkuse ja samblakoosluste muutustele veekogudes, kuna jätku-uuringud veekogude sammalde monitoorimiseks ei ole nende keerukuse tõttu levinud. Samuti on sammalde kogumine ja määramine väga tömahukas. Käesoleva töö käigus võisid mitmed samblaliigid jääda leidmata, kuna töö tehti transekti meetodil ja väljaspoolt transekte samblaid ei uuritud.

Samblaliigid olid eri järvedes levinud eri sügavustel, põhjuseks enamasti samblajärvede väga erinev põhjareljeef ning läbipaistvus. Szmeja et al. (2010) leidsid, et liik *Warnstorfia exannulata* kasvab väga erinevate vee näitajate juures edukalt, moodustades pidevalt uusi võsusi. Seega võib arvata, et vee füüsilised ja keemilised näitajad sammaltaimede ohtrust ning levikut üksi ei määra. Mõju võib olla ka vee loomastikul. Antud töö käigus leiti statistiliselt oluline seos samblaohtruse logaritmitud väärtuste ja hapnikusisalduse, samblaohtruse ja läbipaistvuse vahel. Seost sammalde esinemise ja vee elektrijuhtivuse vahel allikalistes kohtades on näidanud Kapfer (2012), sealjuures mõjutas vee elektrijuhtivus samblaid enam kui soontaimi. Antud töös aga vee elektrijuhtivus oluliseks ei tulnud. Elektrijuhtivuse mõju võib olla seotud sammaltaimede võimetusega koondada enda ümber piisavalt CO₂. Sambla seotus hapnikuga tuleneb ilmselt fotosünteesimisest ja selle käigus vabanenud hapnikust, mille kontsentratsioon sammaltaimi ümbritsevas veekihi tõuseb.

Sammalde suurenev ohtrus kaldast eemale liikudes, alates kahest meetrist, võib olla tingitud helofüütide ja nümfeiidide pärssivast mõjust sammaldele, kuna nad on nii valgus- kui ka kinnitumiskoha konkurentideks (Glime, 2006). Düstroofsed veekogud on tumeda veega ning neelavad valguse kiiresti, nõnda jõuab selliste järvede põhjas kasvavate

sammaldeni võrdlemisi vähe valgust. Kaldale lähemal kasvamist soodustab düstroofsete järvede vähene soontaimohtus (Laasimer, 1965). Teisalt halvendab valgustingimusi toitaineterohkus ja seeläbi suurenev vetikate hulk (Szmeja et al., 2010).

Sügavamal kui kümme meetrit on sammaltaimi leitud võrdlemisi vähe. Väike Palknast 11 meetri sügavuselt leitud kaks samblaliiki on kindlasti tähelepanuväärne leid. Euroopast on samblaid vähemalt 10 m sügavuselt leitud Norrast (Malme, 1978), 10,5 m sügavuselt Taanist (Riis & Sand-Jensen, 1997), 35 m sügavuselt Rootsist (Bodin & Nauwerck, 1968).

Järvede sammalde liigirikkuse uurimiseks on tarvis läbi viia veel jätku-uuringuid. Töö järel ilmnes, et ainult kolme transekti sooritamine järve kohta ei anna head ülevaadet kõikide võimalike, eeskätt harvaesinevate samblaliikide esinemise kohta järves. Võrdlus Haab (1987) ja Mäemets (1983) tööga näitas, et varasemalt on järvedest leitud liikide arv olnud enamasti suurem. See võib olla põhjustatud proovivõttude erinevast arvust ning jaotusest järve piires, kuid välistatud pole ka muutused vee kvaliteedis nii pika aja jooksul, näiteks Viitna Pikkjärve pH on 15 aasta jooksul muutunud poole ühiku võrra (Ott, 2014).

Peaaegu kõikides järvedes leiti käesoleva uurimuse käigus järve jaoks uusi liike. Liigilise koosseisu muutused võivad olla ka juhuslikud või tingitud liikide omavahelisest konkurentsist. Edaspidiseks on oluline, et igas järves saaks uuritud kogu kalda-alaga paralleelne vöönd alates ühe meetri sügavuselt, madalamaid piirkondi tuleks vältida, et välistada juhuslikke mitte veesamblaid kõrge veeseisu ajal. Samuti tuleks sooritada mitmeid kaldaga risti transekte tuvastamiseks sügavamal kasvavaid samblaliike. Kuna veekogudes kasvavad samblaliigid tihti segamini ning laiguti, võib mõni haruldane sammal ikkagi leidmata jääda. Samuti tuleks täiustada taimekonksu, sest hõredalt asetsevate piidega taimekonks pole vähese ohtusega sammalde püüdmiseks kõige parem vahend. Tuleks konstrueerida tihedamalt asetsevate piidega taimekonks, et ka kõige hõredamast samblavaibast oleks võimalik proove koguda. Samuti on soovituslik kasutada veekogu põhja vaatamiseks kiikrit. Uurimistulemuste parandamiseks peaks aga arvestama üsna suure töömahuga ning inimressursiga. Hea ülevaate saamiseks samblakoosluse dünaamikast ühel järvel peaks läbi viima iga-aastaseid süstemaatilisi uuringuid.

Järeldused:

- 1) Vähetoitelised pehmeveelised järved on väga head sammalde kasvukohad ning nende järvede reostumist toitainetega peab vältima.
- 2) Järvedes sammalde liigiline koosseis erineb nii geograafilises kui ajalisel mõõtmel.
- 3) Sammalde ohtus järvedes seostub oluliselt vee läbipaistvuse ning hapnikusisaldusega.

KOKKUVÕTE

Magistritöö eesmärgiks oli uurida pehmeveeliste järvede samblafloorat ning leida seoseid keskkonnanafaktoritega. Töö käigus leiti 12 Eesti pehmeveelisest järvest 14 samblaliiki, millest üks liik on ka riikliku kaitse all – loigu-turbasammal (*Sphagnum inundatum* Russ.) Lisaks leiti ka üks turbasamblaliik – *Sphagnum auriculatum* Schrimp., mille leviku kohta Eestis oli vaid vanu andmeid.

Samblaliikide arv järves varieerus kahest viieni. Levinumad samblaliigid olid harilik vesisammal (*Fontinalis antipyretica* Hedw.) ja kallas-sirbik (*Drepanocladus aduncus* Warnst.). Lisaks moodustas järvepõhja katva vaiba pintsel-vesisirbik (*Warnstorfia trichophylla* (Warnst.) Toum. & T. Kop.) Nohipalu Valgjärves. Viis samblaliiki esinesid vaid ühes järves ühes tõmbes.

Järved erinesid nii samblaohtruselt kui samblaliikide poolest. Suurima ohtrusega oli sammal Udsu järves, väikseimaga Koorküla Valgjärves. Samblaid esinesid peamiselt 2...4 meetri sügavuselt, maksimaalne sügavus ulatus 11 meetrini Väike-Palkna järves.

Võrreldes vanu andmeid leiti, et samblajärvedes on toimunud muutuseid sammalde liigilises koosseisus. Samas ühestki järvest samblad hävinud ei ole. Koos vanade leidudega on uuritud järvede samblaliikide arv vahemikus 4...10 liiki, mis on võrreldav naaberaladelt leituga.

Samblaohtrus korreleerus nii vee läbipaistvuse kui hapniku hulgaga vees ning üldiselt iseloomustab sammaltaimi lai amplituud keskkonnanafaktorite suhtes.

SUMMARY

ESTONIAN SOFT-WATER LAKE BRYOPHYTES

Ilmar Uibopuu

The purpose of the master's thesis was to study lake bryophytes in Estonian soft-water lakes and to find relationships between bryophyte abundance and environmental factors. From 12 observed lakes 14 species of bryophytes were found. Among those species, one species – *Sphagnum inundatum* Russ. is protected by national law, and the other species – *Sphagnum auriculatum* had only old occurrence records from the 19th century.

The number of species in one lake varied from 2 to 5 species. The most abundant species were *Fontinalis antipyretica* and *Drepanocladus aduncus*. In lake Nohipalu Valgjärv *Warnstorfia trichophylla* covered most of the lakes bed. 5 species were only found in one sample from one lake.

Lakes differed by the species abundance and by the composition of species. Bryophytes were the most abundant in lake Udsu and least abundant in lake Koorküla Valgjärv. The bryophytes mostly inhabited waters two to four meter deep, the maximum depth where bryophytes were found was 11 meters in lake Väike Palkna.

Comparing old data of species distribution in lakes it showed that many bryophyte species have been replaced by other bryophytes but none of the lakes had lost bryophytes altogether. When taking old data of species distribution into account, 4 to 10 species of bryophytes have been found from one lake. This is compareable with neighbouring areas.

Bryophyte abundance was found to be positively correlated with the transparency of water and levels of water oxygen. Both correlations were statistically important.

KASUTATUD ALLIKAD

Alahuhta, J., Kanninen, A., Hellsten, S., Vuori, K. M., Kuoppala, M., Hämäläinen, H. 2013. Environmental and spatial correlates of community composition, richness and status of boreal lake macrophytes *Ecological Indicators*, 32: 172–181.

Alghamdi, A. A. 2003. The effect of inorganic and organic nitrogen sources and their combination on growth and metabolism of *Vesicularia dubyana*. PhD dissertation, Michigan Technology University, Houghton.

Anderson, B & Willén, E. 1999. Swedish plant geography – Dedicated to Eddy van der Maarel on his 65th birthday. In *Lakes*, (Rydin, H; Snoeijs, P & Diekmann., eds). pp 149-168.

Arancibia, P. & Graham, L. 2003. Carbonic anhydrase. In: *Charophyceae and bryophytes. Abstract, Botany 2003, Aquatic and wetland plants: wet and wild*. Botanical Society of America, Mobile, pp 65.

Bodin, V. K., Nauwerek, A. 1968. Produktionsbiologische studien über die moosvegetation eines klaren gebirgssees. *Schweizerische Zeitschrift fuer Hydrologie*, 30: 318–352.

Carvalho, R. C., Branquinho, C., Marques, J. M. 2011. Physiological consequences of desiccation in the aquatic bryophyte *Fontinalis antipyretica*. *Planta*, 234: 195–205.

Ceschin, S., Aleffi, M., Bisceglie, S., Savoia, V., Zuccarello, V. 2012. Aquatic bryophytes as ecological indicators of the water quality status in the Tiber River basin (Italy). *Ecological Indicators*, 14: 74–81.

Czensny, R. 1960. Wasser,- Abwasser- und Fischereichemie. Berlin.

de Winton, M. D., Beever, J. E. 2004. Deep-water bryophyte records from New Zealand lakes. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 38: 329–340.

Dierßen, K. 2001. Distribution, ecological amplitude and phytosociological characterization of European bryophytes. Cramer, Stuttgart.

- Du Rietz, G. E. 1930. The Fundamental Units of Biological Taxonomy. *Svensk Bot. Tidskrift*, 24. Uppsala.
- European Aquatic Plants Taxa List, 2015. The Centre for Ecology & Hydrology. [www] http://www.ceh.ac.uk/sci_programmes/water/aqplantslist.html (19.04.2015)
- Gecheva, G., Yurukova, L., Cheshmedjiev, S., Ganeva, A. 2010. Distribution and bioindication role of aquatic bryophytes in Bulgarian rivers. *Biotechnology & Biotechnological Equipment, Special Edition*, 24, 164–170.
- Glime, J. M. 1987. Phytogeographic implications of a *Fontinalis* (Bryopsida) growth model based on temperature and flow conditions for six species. *Memoirs of the New York Botanical Garden*, 45: 154–170.
- Glime, J. M. 2006. Bryophyte ecology. Volume I. Physiological Ecology. Ebook sponsored by Michigan Technological University and the International Association of Bryologists. [www] <http://www.bryoecol.mtu.edu/> (05.05.2015).
- Haab, H. 1987. Ida-Eesti 15 pehmeelise järve sammalde ökoloogiaja levik. Diplomitöö. Tartu Ülikool, Botaanika ja Ökoloogia Instituut, Tartu.
- Hanson, D. T., Andrews, T. J., Badger, M. R. 2002. Variability of the pyrenoid-based CO₂-concentrating mechanism in hornworts (Anthocerotophyta). *Functional Plant Biology*, 29: 407–416.
- Hawes, I., Anderson, D. T., Pollard, W. H. 2002. Submerged aquatic bryophytes in Colour Lake, a naturally acidic polar lake with occasional year-round ice-cover. *Arctic*, 55: 380–388.
- Hedenäs, L. 2011. Relationship among *Cratoneuron curvicaule*, *C. filicinum*, and *C. filicinum* var. *atrovirens* (Bryophyta: Amblystegiaceae). *Journal of Bryology*, 33: 99–104.
- Heino, J. & Toivonen, H. 2008. Aquatic plant biodiversity at high latitudes: patterns of richness and rarity in Finnish freshwater macrophytes. *Boreal Environment Research*, 13, 1-14.
- Hodgetts, N. G. 1996. Threatened Bryophytes in Europe. *Scr Bot*, 67, 183–200.

- Ignatov, M. S. & Kurbatova, N. B. 1990. A review of deep-water bryophytes with new records from USSR. *Hikobia*, 10: 393–401.
- Ingerpuu, N., Kalda, A., Kannukene, L., Krall, H., Kupper, T., Leis, M., Vellak, K. 1998. *Eesti sammalde määraja*. Eesti Loodusfoto, Tartu.
- Kapfer, J. 2012. Do bryophytes show a stronger response than vascular plants to interannual changes in spring water quality? *Freshwater Science*, 31: 625–635.
- Keskkonnaministeerium. 1997. 7 Eesti väikejärvede monitooring 1996.a. Käsikiri. Tallinn.
- Korpelainen, H., von Cräutlein, M., Kostamo, K., Virtanen, V. 2013. Spatial genetic structure of aquatic bryophytes in a connected lake system. *Plant Biology*, 15: 514–521.
- Krosnick, S. & Indoe, K. E. What is a bryophyte anyway? The New York Botanical Garden. [www] <http://sciweb.nybg.org/science2/hcol/bryo/bryogen.html> (20.03.2015).
- Köckinger, H. & Kucera, J. 2007. *Barbula amplexifolia* (Mitt.) A. Jaeger in Europe. *Journal of Bryology*, 29: 33–40.
- Laasimer, M. 1965. *Eesti NSV taimkate*. Valgus, Tallinn.
- Loopmann, A. 1984. Suuremate Eesti järvede morfoloogilised andmed ja veevahetus. (Simm, H. toim) Eesti NSV Teaduste Akadeemia. Tallinna Botaanikaead, Tallinn.
- Maberly, S. C. 1985. Photosynthesis by *Fontinalis antipyretica*. II. Assessment of environmental factors limiting photosynthesis and production. *New Phytologist*, 100: 141–155.
- Malme, L. 1978. Floristic and ecological studies of bryophytes in some Norwegian inland lakes. *Norwegian Journal of Botany*, 25: 271–279.
- Marschall, M., Proctor, M. C. F. 2004. Are bryophytes shade plants? Photosynthetic light responses and proportions of chlorophyll *a*, chlorophyll *b* and total carotenoids. *Annals of Botany*, 94: 593–603.
- McIntire, C. D., Phinney, H. K., Larson, G. L., Buktenica, M. 1994. Vertical distribution of a deep-water moss and associated epiphytes in Crater Lake, Oregon. *Northwest Science*, 68: 11–21.

- Mäemets, A. 1977. *Eesti NSV järved ja nende kaitse*. Valgus, Tallinn.
- Mäemets, M. 1983. Suurtaimestiku muutustest Eesti NSV eutrofeeruvates pehmeveelistes järvedes. Diplomitöö. Tartu Ülikool, Botaanika ja Ökoloogia Instituut, Tartu.
- Nõges, P. & Ott, I. 2003. Eesti järveteadus Euroopa tõmbetuultes. In *Eesti IX ökoloogiakonverentsi lühiartiklite kogumik*. pp 159-172.33
- Ott, I. 2006. Eesti väikejärvede seire. Käsikiri. Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituut, Tartu.
- Ott, I. 2014. Eesti väikejärvede seire. Käsikiri. Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituut, Tartu.
- Peñuelas, J. 1985. HCO_3^- as an exogenous carbon source for aquatic bryophytes *Fontinalis antipyretica* and *Fissidens grandifrons*. *Journal of Experimental Botany*, 36: 441–448.
- Riis, T. & Sand-Jensen K. 1997. Growth reconstruction and photosynthesis of aquatic mosses: influence of light, temperature and carbon dioxide at depth. *Journal of Ecology*, 85: 359–372.
- RT I, 04.07.2014, 22. III kaitsekategooria liikide kaitse alla võtmine. Keskkonnaministri määrus. [www] <https://www.riigiteataja.ee/akt/104072014022>. (05.05.2015).
- RT I, 18.06.2014, 20. I ja II kaitsekategooriana kaitse alla võetavate liikide loetelu. Keskkonnaministri määrus. [www] <https://www.riigiteataja.ee/akt/118062014020>. (05.05.2015).
- Rudolph, H. J., Voigt, J. U. 1986. Effects of NH_4^+ -N and NO_3 -N on growth and metabolism of *Sphagnum magellanicum*. *Physiologia Plantarum*, 66: 339–343.
- Samecka-Cymerman, A. & Kempers, A. J. 2001. Concentration of heavy metals and plant nutrients in water, sediment and aquatic macrophytes of anthropogenic lakes (former open cut brown coal mines) differing in stage of acidification. *The Science of the Total Environment*, 281: 87–98.
- Scarlett, P. & O'Hare, M. 2006. Community structure of in-stream bryophytes in English and Welsh rivers. *Hydrobiologia*, 553: 143–152.

- Schuurkes, J. A. A. R., Kok, C. J., Den Hartog, C. 1986. Ammonium and nitrate uptake by aquatic plants from poorly buffered and acidified waters. *Aquatic Botany*, 24: 131–146.
- Schwoerbel, J., Tillmanns, G. C. 1977. Uptake of nitrate from the water and activity of nitrate reductase by *Fontinalis antipyretica* L. under light and dark conditions. *Archiv für Hydrobiologie*, 48: 412–423.
- Simola, L. K., 1979. Dipeptide utilization by *Sphagnum fimbriatum*. *Journal of Hattory Bot Lab*, 46: 49–54.
- Spitale, D. & Petraglia, A. 2010. *Palustriella falcata* (Brid.) Hedenäs (Amblystegiaceae, Bryopsida) with pluristratose lamina: morphological variability of specimens in spring of the Italian Alps. *Plant Syst Evol*, 289: 59-68.
- Szmeja, J., Bociąg, M., Merdalski, M. 2010. Effect of Light Competition with Filamentous Algae on the Population Dynamics and Development of the Moss Species *Warnstorfia exannulata* in Softwater Lake. *Polish Journal of Ecology*, 58: 221–230.
- Suško, U. 2010. Macrophyte Flora and Vegetation of Lake Riču.. *Acta Biol Univ. Daugavp*, 2: 79–96.
- Wagner, D. H., Christy, J. A., Larson, D. W. 2000. Deep-water Bryophytes From Waldo Lake, Oregon. *Lake and Reservoir Management*, 16: 91–99.
- Vanderpoorten, A., Klein J.-P., Stieperaere, H., Trémolieres, M. 1999. Variation of aquatic bryophyte assemblages in the Rhine Rift related to water quality. I. The Alsatian Rhine floodplain. *Bryology*, 21: 17–23.
- Virtanen, R., Ilmonen, J., Paasivirta, L., Muotka, T. 2009. Community concordance between bryophyte and insect assemblages in boreal springs: a broad-scale study in isolated habitats. *Freshwater Biology*, 54: 1651–1662.
- Vitt, D. H. & Glime, J. M. 1984. Structural adaptation of aquatic Musci. *Linbergia* 10: 95–110.
- Ylla, I., Romani, A. M., Sabater, S. 2007. Differential effects of nutrients and light on the primary production of stream algae and mosses. *Fundamental and Applied Limnology/ Archiv für Hydrobiologie*, 170: 1–10.

LISAD

LISA 1

CCA andmetabel, kus on arvatud järve keskmised keskkonnanfaktorite väärtused ning samblaliikide sagedusprotsendid.

Järv/liik	<i>War tri</i>	<i>Sph inu</i>	<i>Amb rip</i>	<i>Dre sen</i>	<i>Dre sor</i>	<i>Dre adu</i>	<i>Chi pol</i>	<i>Rhy rip</i>	<i>Sph aur</i>	Faktor	DO, mg/l	pH	C, μS/cm
Nohipalu	63	6	0	0	0	0	0	0	6		8,599	5,775	10,7
Ihamaru	0	0	67	0	0	0	0	0	0		8,687	6,538	24,4
J Liivjärv	0	0	0	42	58	0	0	0	0		8,576	6,990	16,5
J Pesujärv	0	0	8	58	0	17	0	0	0		8,707	8,647	23,4
Viitna	0	0	0	0	0	0	17	0	8		9,476	6,663	9,9
Mähuste	0	0	10	0	0	0	0	0	0		9,016	6,333	11,9
Udsu	0	0	0	0	28	0	0	83	0		9,638	7,961	82,8
Koorküla	0	0	0	11	11	0	0	22	0		9,792	8,833	113,4
Palkna	0	0	14	0	10	14	0	0	0		5,311	7,643	52,0
Väikjärv	8	0	0	17	17	8	0	0	0		7,211	7,154	38,9
Otepää	0	0	0	0	0	18	0	0	0		9,440	8,578	222,7
Mäha	0	0	0	27	0	26	0	0	0		7,855	7,890	148,6

LISA 2

Eesti veessammalde nimestik

V – leitud vooluveekogudest, S – leitud seisuveekogudest, M – leitud nii voolu kui seisuveekogudest. Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituudi botaanika osakonna herbariumi (TAA); Tartu Ülikooli Loodusmuuseumi botaanika- ja mükoloogiamuuseumi herbariumi (TU) ning kantud töö andmetel.

1. <i>Amblystegium fluviatile</i>	(Hedw.) B., S. & G.	V
2. <i>Amblystegium riparium</i>	(Hedw.) B., S. & G.	S
3. <i>Amblystegium varium</i>	(Hedw.) Lindb.	V
4. <i>Amblystegium tenax</i>	(Hedw.) C. Jens.	V
5. <i>Brachythecium mildeanum</i>	(Schrimp.) Schrimp. ex Milde	S
6. <i>Bryum neodamense</i>	Itzigs. ex C. Müll	S
7. <i>Calliergon giganteum</i>	(Schimp.) Kindb	S
8. <i>Calliergon megalophyllum</i>	Mik.	S
9. <i>Calliergon stramineum</i>	(Dicks. ex Brid.) Kindb.	S
10. <i>Chilioscyphus polyanthos</i>	(L.) Corda	S
11. <i>Chilioscyphus pallescens</i>	(Ehrh. ex Hoffm.) Dum.	M
12. <i>Cladopodiella fluitans</i>	(Nees) Buch	S
13. <i>Dichelyma capillaceum</i>	(With.) Myr.	V
14. <i>Dichelyma falcatum</i>	(Hedw.) Myr.	V
15. <i>Drepanocladus aduncus</i>	(Hedw.) Warnst.	S
16. <i>Drepanocladus longifolius</i>	(Warnst.) Warnst.	S
17. <i>Drepanocladus sendtneri</i>	(H. Müll.) Warnst	S
18. <i>Drepanocladus tenuinervis</i>	Perss. ex T.J. Kop.	S
19. <i>Fissidens arnoldii</i>	Ruthe	S
20. <i>Fissidens gracilifolius</i>	Brugg. - Nann. & Nuh.	S
21. <i>Fontinalis antipyretica</i>	Hedw.	M
22. <i>Fontinalis dalecarlica</i>	B., S. & G.	S
23. <i>Fontinalis hypnoides</i>	Hartm.	S
24. <i>Fontinalis squamosa</i>	Hedw.	V
25. <i>Hamatocaulis lapponicus</i>	(Norrl.) Hedenäs	S
26. <i>Hamatocaulis vernicosus</i>	(Mitt.) Hedenäs	S

27. <i>Loeskypnum badium</i>	(Hartm.) Paul.	S
28. <i>Marchantia polymorpha</i> spp <i>aquatica</i>	Nees	M
29. <i>Octodiceras fontanum</i>	(B. Pyl.) Lindb.	S
30. <i>Rhynchostegium riparioides</i>	(Hedw.) Card.	M
31. <i>Riccardia chemedryfolia</i>	(With.) Grolle	S
32. <i>Riccardia multifida</i>	(L.) Gray	S
33. <i>Riccia fluitans</i>	L.	S
34. <i>Ricciocarpus natans</i>	(L.) Corda	S
35. <i>Scapania undulata</i>	(L.) Dum	V
36. <i>Schistidium agassizii</i>	Sull. & Lesq.	V
37. <i>Scorpidium scorpioides</i>	(Hedw.) Limpr.	S
38. <i>Scorpidium turgescens</i>	(T.Jens.) Loeske	S
39. <i>Sphagnum auriculatum</i>	Schrimp.	S
40. <i>Sphagnum contortum</i>	K. F. Schultz	S
41. <i>Sphagnum cuspidatum</i>	Ehrh. ex Hoffm.	S
42. <i>Sphagnum inundatum</i>	Russ.	S
43. <i>Sphagnum riparium</i>	Ångstr.	S
44. <i>Sphagnum subsecundum</i>	Nees	S
45. <i>Warnstorfia exannaulata</i>	(Schimp.) Loeske	S
46. <i>Warnstorfia fluitans</i>	(Hedw.) Loeske	M
47. <i>Warnstorfia trichophylla</i>	(Warnst) Tuom. & T. Kop.	S
48. <i>Warnstorfia tundrae</i>	(H. Arn.) Loeske	S

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Ilmar Uibopuu,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose

Eesti pehmeveeliste järvede sammaltaimed,

(lõputöö pealkiri)

mille juhendajateks on Nele Ingerpuu ja Helle Mäemets,

- 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, **28.05.2015**