

Pro gradu -tutkielma

**Ympäristön vaikutus rantavyöhykkeen
pohjaeläimistöön Puruveden Hummonselällä**

Teemu Mäkinen



Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Akvaattiset tieteet

17.8.2019

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta
Bio- ja ympäristötieteiden laitos
Akvaattiset tieteet

Mäkinen Teemu, T. T.: Ympäristön vaikutus rantavyöhykkeen pohjaeläimistöön
Puruveden Hummonselällä

Pro gradu -tutkielma: 42 s., 6 liitettä

Työn ohjaajat: FT. Heikki Hämäläinen, FT. Kimmo Tolonen, FM.
Kristiina Nyholm

Tarkastajat:

Syyskuu 2019

Hakusanat: Pohjaeläin, rantatyyppi, pohjanlaatu, taksonikoostumus, yksilötiheys,
lajirunsaus, diversiteetti, tasaisuus

Järven rantavyöhyke on monimuotoinen elinympäristö, joka tarjoaa vesistön tärkeille eliöille suojaa ja ravintoa. Pohjaeläimillä on tärkeä osa järvien ravinnonkulussa ja orgaanisen aineksen prosesseissa, joiden kautta rantavyöhyke on yhteydessä myös maaekosysteemeihin. Tässä tutkimuksessa selvitettiin kirkasvetisen Puruveden Hummonselän rantavyöhykkeen pohjaeläinyhteisöjen järvensisäistä rakenteellista vaihtelua ja sitä selittäviä tekijöitä. Tärkeimpänä osana tutkimusta haluttiin selvittää, miten rantatyyppi sekä rannan ja pohjan ominaisuudet vaikuttavat järven rantavyöhykkeen pohjaeläinyhteisöihin. Yli 16 000 pohjaeläintä sisältänyt aineisto kerättiin 21 eri näytteenottoalueelta, joista analysoitiin 2–3 rinnakkaisnäytettä. Rakenteeltaan yksipuolisempien hiekkarantojen pohjaeläinyhteisöjen yksilötiheys ja monimuotoisuus oli pienempi kuin rakenteeltaan monimuotoisemmilla kasvi- ja kivikkorannoilla. Lisäksi kasvillisuuden ja kivikon peittävyys lisäsi pohjaeläinyhteisön monimuotoisuutta, hienojakoinen aines lajirunsausta ja päällystävää monimuotoisuutta, lajirunsausta ja yksilötiheyttä. Rantavyöhykkeen rakenteellisen monimuotoisuuden suojeleminen on tärkeää, sillä näiden tulosten ja monien aiempien tutkimusten perusteella pohjanlaatu ja sen rakenteelliset ominaisuudet ovat merkittävässä osassa rantavyöhykkeen ekosysteemien monimuotoisuuden ja sitä kautta toimivuuden säilymisessä.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science
Department of Biological and Environmental Science
Aquatic sciences

Mäkinen Teemu, T. T.: Macroinvertebrate community structure and environmental variables of littoral zone in lake Hummonselkä

MSc thesis: 42 p., 6 appendices

Supervisors: FT. Heikki Hämäläinen, FT. Kimmo Tolonen, FM. Kristiina Nyholm

Inspectors:

September 2019

Macroinvertebrates of the lake littoral zone have important functional roles, for instance in the carbon flow between terrestrial and aquatic ecosystems, as well as between littoral and pelagic zones. Diversity and abundance of macroinvertebrates may decrease with human-induced morphological alteration of shoreline and bottom structure. In this study, the spatial variation of macroinvertebrate community structure was explored among different shore types and in relation to habitat characteristics in Hummonselkä sub-basin of the clear-water Lake Puruvesi. This study focused on the associations of taxonomic composition and diversity of macroinvertebrates with environmental parameters. The data included over 16 000 individuals of benthic macroinvertebrates, which were sampled from 21 sites with 2–3 replicates. The density and diversity of invertebrates were higher at stony and vegetated shores than at structurally simpler sandy shores. The density of individuals and the diversity of benthic invertebrates significantly increased with the increasing percentage coverage of stones and vegetation. Species richness increased with increasing proportion of fine sediments, and density, species richness and diversity of macroinvertebrates correlated positively with periphyton abundance. Based on these and previous results the protection of structural diversity of lake shores has a major importance in maintaining the diversity and functionally healthy lake ecosystems.

SISÄLLYSLUETTELO

1 JOHDANTO.....	1
2 TUTKIMUKSEN TAUSTA	4
2.1 Monimuotoisuuden mittaaminen.....	4
2.2 Pohjaeläinyhteisökoostumus.....	5
2.3 Litoraalivyöhyke elinympäristönä	7
2.3.1 Litoraalivyöhykkeen määritelmä ja ominaisuudet	7
2.3.2 Kivikkorannat.....	9
2.3.3 Hiekkarannat	10
2.3.4 Kasvillisuusrannat	11
3 AINEISTO JA MENETELMÄT	14
3.1 Tutkimusalue.....	14
3.2 Pohjaeläinnäytteiden keruu ja käsittely.....	15
3.3 Ympäristömuuttujat	17
3.4 Numeeriset analyysit.....	19
4 TULOKSET	21
4.1 Taksonien esiintyminen aineistossa	21
4.2 Yhteisömuuttujien väliset yhteydet	23
4.3 Yhteisömuuttujat rantatyypeittäin.....	23
4.4 Yhteisömuuttujien yhteys ympäristötekijöihin	25
4.5 Ympäristömuuttujien väliset yhteydet	29
5 TULOSTEN TARKASTELU	31
KIITOKSET	38
KIRJALLISUUS	38

1 JOHDANTO

Järvien rantarantavyöhyke kuuluu maailman tuottavimpiin ja haavoittuvimpiin elinympäristöihin (Strayer & Findlay 2010), ja se on tärkeä monille kaloille, linnuille, vesikasveille ja pohjaeläimille (Brauns ym. 2007a, Hampton ym. 2011). Syvänteiden (profundaali) tai ulapan (pelagiaali) -alueisiin verrattuna litoraalityöhyke on suuremmassa yhteydessä rannan ihmistoimintaan, minkä takia se voi herkemmin reagoida paikallisiin, rajatulle alueelle kohdistuviin paineisiin (Strayer & Findlay 2010).

Järven litoraalityöhykkeelle on useita määritelmiä ja se voidaan jakaa eri osiin määritelmästä riippuen. Rantaviivalla tarkoitetaan ohutta rajaa, joka erottaa veden maasta. Tämä raja on jatkuvassa muutoksessa ja vaihtaa paikkaa aaltojen ja vedenkorkeuden mukaan. Siksi onkin mahdotonta antaa yksiselitteistä ja tarkkaa, ajasta riippumatonta litoraalityöhykkeen alku- ja päättymispistettä, mutta se voidaan määritellä alkamaan esimerkiksi rantaviivasta ja päättyvän vedenpinnan alla kohtaan, jossa yhteyttämiskykyisiä vesikasveja ei enää esiinny (Strayer & Findlay 2010).

Ihmistoiminta rannan tuntumassa heikentää ja yksipuolistaa litoraalityöhykkeen elinympäristöjä muun muassa tasoittamalla, katkomalla ja siistimällä rantaviivaa. Litoraalityöhykkeeseen vaikuttavat myös energiantuotannosta peräisin olevat vaikutukset, saastuminen, rannan virkistyskäyttö, vieraslajit, ilmastonmuutos sekä intensiivinen rannan asuttaminen ja rakennustoiminta (Strayer & Findlay 2010).

Pohjaeläimet ovat tärkeä osa vesiekosysteemiä. Ne ilmentävät vesistön tilaa eli ovat bioindikaattoreita, ja siksi niitä käytetään laajalti vesistön tilan arvioinnissa ja seurannassa. Vesistön kuormituksen lisääntyminen on nähtävissä muutoksena pohjaeläimistössä. Pohjaeläinten yhteisökoostumuksen ja runsaussuhteiden

tunteminen on tärkeää, sillä ne kuuluvat vesienhoitolain mukaan järvien ekologisen tilan arvioinnissa käytettäviä biologisiin tekijöihin (EC 2000).

Suomen vesienhoitolain (1299/2004) edellyttämälle toiselle vesienhoidon suunnittelukaudelle (2016–2021) on järvien ekologisen tilan luokittelussa otettu käyttöön järvien syvänpohjaeläinten lisäksi myös rantavyöhykkeen (litoraali) pohjaeläimistö (Tolonen ym. 2003a, Aroviita ym. 2012). Toisella suunnittelukaudella pohjaeläinperusteisessa luokittelussa matalien järviyppien tila perustuu vain litoraalivyöhykkeen pohjaeläimistä kerättyihin tietoihin paremman soveltuvuutensa takia (Aroviita ym. 2012).

Litoraalivyöhykkeen hyvää tilaa on tarpeen ylläpitää, sillä pohjaeläinten tärkeänä esiintymisalueena se tarjoaa ravintoa myös suuremmille pohjaeläimiä ravinnokseen saalistaville pedoille (Strayer & Findlay 2010). Rantavyöhykkeen pohjaeläinyhteisöjen suhde luonnolliseen ympäristönvaihteluun ja ihmistoiminnasta vesistöihin kohdistuviin muutoksiin on vielä puutteellisesti tunnettu. Brauns ym. (2007b) ja Tolonen & Hämäläinen (2010) mukaan litoraalivyöhykkeen pohjaeläimet eivät välttämättä reagoi herkästi ja johdonmukaisesti järven rehevyydystason muutoksiin, mutta ne ovat herkempiä rannan hydrologismorfologisille muutoksille (Aroviita & Hämäläinen 2008, McGoff & Irvine 2009, Jurca ym. 2012, McGoff ym. 2013).

Paikalliset ympäristöolosuhteet vaikuttavat pohjaeläinyhteisöjen rakenteeseen ja monimuotoisuuteen järvien rantavyöhykkeessä, sillä eri lajit ovat parhaiten sopeutuneet elämään itselleen optimaalisimmassa ympäristössä. Pohjaeläinyhteisön taksonikoostumus ja lajien runsaussuhteet vaihtelevat elinympäristön mukaan, joten pohjaeläinyhteisöä tarkastelemalla voidaan selvittää elinympäristössä tapahtuneita muutoksia. Muutokset elinympäristössä ovat usein monimutkaisia ja monet eri tekijät vaikuttavat pohjaeläinyhteisöihin samanaikaisesti (Aschonitis ym. 2016).

Tämä tutkimus on osa suurempaa Metsähallituksen Luontopalveluiden koordinoimaa Freshabit LIFE IP -hanketta, jossa kartoitetaan Suomen sisävesien

eliöstöä sekä eliöiden elinympäristöjä ja niitä vaarantavia tekijöitä. Tässä osatutkimuksessa selvitetään Saimaan Puruveden Hummonsälän rantavyöhykkeen pohjaeläinyhteisöjen järvensisäistä rakenteellista vaihtelua ja sitä selittäviä tekijöitä. Tutkimuksen tavoitteena on kuvata kyseiselle luontotyypille (suuret kirkasvetiset järvet) ominainen rantavyöhykkeen pohjaeläimistö ja selvittää lajiston ja monimuotoisuuden turvaamisen kannalta keskeiset ympäristötekijät ja rantatyyppit. Erityisesti pyrittiin vastaamaan seuraaviin kysymyksiin:

1. Mitkä ovat pohjaeläinten esiintyvyyteen perustuen rantatyyppien tyypilliset lajit?
2. Miten pohjaeläinyhteisömuuttajat korreloivat keskenään?
3. Onko yhteisömuuttujien keskiarvoissa eroja rantatyypeittäin (kivikko, hiekka, kasvillisuus)?
4. Mitkä ympäristötekijät vaikuttavat pohjaeläinten runsauteen ja monimuotoisuuteen?

2 TUTKIMUKSEN TAUSTA

2.1 Monimuotoisuuden mittaaminen

Taksoni- tai lajikoostumus tarkoittaa käytännössä tietyllä paikalla havaittuja taksoniteita ja niiden välisiä runsaussuhteita. Lajisto tarkoittaa havaittuja lajeja ja lajikoostumus kertoo, miten yksilöt ovat jakautuneet lajien kesken (Thorp & Covich 2010). Taksoni tarkoittaa tieteellisessä luokittelussa sukulaisuussuhteen perusteella määritettyä eliöryhmään kuten heimo- tai lajit. Tutkimuksissa selvitetään usein pohjaeläintaksonien lukumäärä (Tolonen & Hämäläinen 2010) tai lajirunsausta eli lajimäärää (Thorp & Covich 2010, Frainer ym. 2016, Twardochleb & Olden 2016). Yleisesti vesistön tilan ajatellaan olevan sitä parempi, mitä enemmän taksoniteja löydetään, eli kun pohjaeläinyhteisö on monimuotoisempi.

Lajistollista monimuotoisuutta voidaan mitata myös erilaisten indeksien avulla. Esimerkiksi Shannonin diversiteetti-indeksi,

$$H' = - \sum_{i=1}^R p_i \ln p_i$$

jossa R on havaittujen lajien lukumäärä ja p_i kunkin lajin i osuus yksilömäärästä, huomioi lajimäärän lisäksi myös lajien runsaussuhteet (Shannon 1948).

Näytteen yksilömäärän jakautuneisuuden tasaisuutta lajien/taksonien kesken mittaa Pieloun tasaisuusindeksi.

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}}$$

Tässä H' on Shannonin diversiteetti-indeksi ja H'_{max} on H' :n suurin mahdollinen arvo, joka lasketaan kaavalla $H'_{max} = \ln S$ eli luonnollinen logaritmi lajirunsaudesta. Käytännössä J' on Shannonin diversiteetti-indeksi, joka suhteutetaan maksimaaliseen tasaisuuteen. J' saa reaalilukuarvon välillä 0–1. Jos arvo on 1 kaikkien lajien/taksonien yksilömäärä on sama (Pielou 1971).

2.2 Pohjaeläinyhteisökoostumus

Pohjaeläinyhteisökoostumus määräytyy pitkälti vuodenajan mukaan, sillä lajeilla on kullekin lajille tyypillinen vuodenajasta riippuva elinkierto (Schowalter 2016). Tämä on otettava huomioon tutkimuksia tehdessä, sillä samasta paikasta eri vuodenaikaan otetut näytteet voivat olla hyvinkin erilaisia pohjaeläinkoostumukseltaan (Frainer ym. 2016). Pohjaeläinten vuodenaikaisvaihteluun vaikuttaa ravinnon runsaus. Lämpimien kuukausien aikana levien ja niitä ravintonaan käyttävien pohjaeläinten määrät ovat suuria (Tarkowska-Kukuryk 2013); sitä vastoin syksyllä puusta putoavaa orgaanista ainesta käyttävät pohjaeläimet runsastuvat (Bjelke ym. 2005). Hyönteiset ovat vaihtolämpöisiä eläimiä, jolloin lämpötila vaikuttaa myös niiden aktiivisuuteen. Vedessä lämpötilan muutokset ovat hitaampia kuin maalla, ja veden lämpötila pysyy suhteellisen tasaisena ilman lämpötilaan verrattuna. Talvella jääpeite voi olla paksu, ja rantavyöhyke saattaa jäätyä osin tai paikoin pohjaan asti. Litoraalivyöhykkeen pohjaeläimistö on sopeutunut luonnolliseen vedenpinnan tason vaihteluun, mutta kylmyys kuitenkin vähentää pohjaeläinten määrää huomattavasti (Frainer ym. 2016). Ilmastonmuutoksen on arvioitu vaikuttavan vedenpinnan vaihteluihin (Aroviita & Hämäläinen 2008, Baumgärtner ym. 2008, Petrin ym. 2013) ja jäätilanteeseen (Frainer ym. 2016). Nämä ilmastonmuutoksesta johtuvat vaikutukset voivat olla liian nopeita pohjaeläinten luonnolliseen sopeutumiseen verrattuna. Litoraalivyöhykkeen pohjaeläimet ovat merkittävässä roolissa järven ekosysteemin kannalta ja siksi koko ekosysteemi voi häiriintyä, jos pohjaeläinyhteisön koostumus muuttuu vesistöihin kohdistuvien muutosten seurauksena (Frainer ym. 2016).

Suurissa järvissä pohjaeläinyhteisöjen vaihtelu liittyy myös suurelta osin elinympäristöjen ominaisuuksiin (Tolonen ym. 2004, Tolonen & Hämäläinen 2010), joiden on havaittu selittävän jopa yli puolet (56 %) pohjaeläinyhteisökoostumuksen järvensisäisestä spatiaalisesta vaihtelusta (Tolonen & Hämäläinen 2010). Koska litoraalivyöhyke on elinympäristönä monimuotoinen, siellä elää myös monimuotoinen pohjaeläimistö.

Pohjaeläinyhteisöjen alueellinen (Miler ym. 2013) sekä luonnollinen ajallinen vaihtelu on suurta ja tätä vaihtelua on haasteellista huomioida tarkasti (Aroviita ym. 2014). Lisäksi biologiset, hydrologiset, morfologiset, sekä veden kemialliset ja fysikaaliset ympäristöolot (Thorp & Covich 2010, Vilmi ym. 2016) vaikuttavat pohjaeläinyhteisöjen koostumukseen samanaikaisesti, ja siksi ympäristöpaineiden vaikutusta selvitettäessä, on elinympäristötyyppejä tarkasteltava yksittäin (Tolonen ym. 2003a).

Litoraalivehän monimuotoinen pohjaeläimistö saadaan säilytettyä, kun suojellaan niiden elinympäristöjen monimuotoisuutta (Tolonen ym. 2001, Lyche-Solheim ym. 2013). Ihmiset käyttävät rantaa monella eri tapaa, esimerkiksi rakentamalla venesatamia tai uimarantoja virkistyskäyttöä varten (Pätzig ym. 2015). Monien järvien rantaviivat ovat muuttuneet ihmistoiminnan vaikutuksesta yksipuolisemmiksi, ja näiden muutosten määrän arvioidaan jatkavan kasvuaan lähitulevaisuudessa (Brauns ym. 2007a). Brauns ym. (2007a) havaitsivat, että surviaissääskiä (*Chironomidae*) lukuun ottamatta kaikki tutkitut pohjaeläintaksonit vähenivät ihmistoiminnan vaikutuksesta muutetuilla rannoilla. Tässä tutkimuksessa rannan muuttamisella tarkoitettiin rakennettua uimarantaa, vedenrajaan rakennettua muuria tai rantaviivan rajaamista kivikolla (eng. riprap). Tällaisesta rannan muokkauksesta koituvaa haittaa järviökosysteemille ei tunneta tarkasti (Pätzig ym. 2015) eikä sitä ole tutkittu järjestelmällisesti (Miler ym. 2013). Siellä, missä rantaviivan muokkausta on jo tehty, voidaan tehdä tutkimusta, jonka tuloksia voidaan verrata muuntelemattomiin rantoihin. Näin saadaan lisätietoa rannan muokkaamisen seurauksista (Brauns ym. 2007a). Järvielinympäristöjen suojelussa tulisi ottaa kokonaisvaltainen lähestymistapa ja järveen kohdistuvia ympäristöpaineita tulisi valvoa jatkuvasti, jotta järven käytön kestävyyttä ja ekosysteemin terveyttä voidaan ylläpitää (McGoff ym. 2013).

Pohjanlaadun vaikutusta pohjaeläinyhteisöjen rakenteeseen voidaan tutkia jakamalla erilaiset pohjatyypit ryhmiin (Tolonen ym. 2001). Suurissa järvissä pohjaeläinyhteisöt vaihtelevat ensisijaisesti pohjatyypin (kivikko-, hiekka- ja kasvillisuusranta) mukaisesti ja kullakin rantatyypillä näyttää olevan sille

ominaisia lajeja (Tolonen ym. 2001, Tolonen ym. 2003a, Tolonen ym. 2004). Kun eri pohjatyyppeiden erot huomioidaan, voidaan paremmin tunnistaa muiden tärkeiden ympäristötekijöiden vaikutuksia (Twardochleb & Olden 2016). Pienemmissä järvissä pohjaeläinyhteisövaihtelun on sen sijaan havaittu olevan suurempaa eri järvityyppien kuin elinympäristötyyppien välillä (White & Irvine 2003), mikä viittaa suurempaan vesikemian, kuin elinympäristön rakenteen vaikutukseen. Tolosen ym. (2017b) mukaan tutkimuksia järven sisäisestä pohjaeläinyhteisöjen vaihtelusta on kuitenkin tehty verrattain vähän, verrattuna järvien väliseen vaihteluun.

Brauns ym. (2007b) ovat osoittaneet, että pohjaeläinyhteisökoostumukseen vaikuttaa merkittävästi myös puisen pohjamateriaalin sekä pohjan juurakkoisuuden määrä. Nämä molemmat lisäävät pohjan rakenteen vaihtelua. Pohjan yksipuolistuminen esimerkiksi liettymisen seurauksena muuttaa pohjaeläinyhteisöjä yksipuolisemmiksi (Donohue & Molinos 2009, McGoff ym. 2013).

2.3 Litoraalityöhyke elinympäristönä

2.3.1 Litoraalityöhykkeen määritelmä ja ominaisuudet

Litoraalityöhyke on profundaali- ja pelagiaalialueisiin (Tolonen ym. 2003a) nähden luontaisesti monimuotoisempi elinympäristö sen vaihtelevan rakenteen ja erilaisten pinnanmuotojen takia (Brauns ym. 2007a, Tolonen & Hämäläinen 2010). Elinympäristön heterogeenisyydellä on positiivinen yhteys pohjaeläinlajimäärään (Brauns ym. 2007a). Siksi epätasainen pohjanlaatu ja habitaatin monimuotoisuus ovat merkittävä tekijä pohjaeläinyhteisökoostumuksen kannalta. Vain pieni osa pohjaeläimistä on sopeutunut syvemmän veden hapen ja ravinnon niukkuuteen ja yksipuoliseen elinympäristöön, siksi suurin osa pohjaeläimistä viihtyy rannan tuntumassa (Thorp & Covich 2010). Elinkiertonsa ajan samalla paikalla pysyvät lajit eivät kuitenkaan voi helposti paeta uuteen elinympäristöön oman elinympäristönsä muututtua epäsuotuisaksi (Aroviita & Hämäläinen 2008).

Rantaviiva ei ole suora, vaan se koostuu ulapalle työntyvistä niemistä ja sisämaahan painautuvista lahtialueista. Myös vedenpinnan alla pohja on erikokoisten painaumien, kumpujen sekä raekooltaan erilaisen mineraaliaineksen peittämää. Nämä pinnanmuodot toimivat suojana, joita aallot myötäilevät. Kun aaltojen vaikutus on vähäistä, voi poukamaan tai painaumaan kerääntyä orgaanista ainesta. Toisaalta aallot ja myös jää voivat kasata ja lajitella erikokoista maa-ainesta laikuiksi litoraalityöhykkeelle. Näin pohjan rakenne pysyy monimuotoisena, mutta on jatkuvasti ajasta riippuvassa muutoksessa (Baumgärtner ym. 2008).

Yleensä vesi syvenee ulapalle siirryttäessä, mikä voi tapahtua epäsymmetrisesti rantaviivaan nähden (Thorp & Covich 2010). Veden syvyys on avaintekijä litoraalityöhykkeen pohjaeläinyhteisörakenteelle. Veden syvyyden vaikutuksen vuoksi useissa tutkimuksissa litoraalityöhyke on jaettu useaan syvyysvyöhykkeeseen, joita voidaan tarkastella yksittäin. Näin saadaan huomioitua syvyyden vaikutus, kun halutaan arvioida muiden ympäristötekijöiden vaikutuksia pohjaeläinyhteisöön (Tolonen ym. 2005).

Veden syvyys ei pysy vakiona vaan vedenpinnan vaihtelut sekä korkean ja matalan veden välinen kausittaisuus riippuvat esimerkiksi vuodenajasta ja veden kierrosta (Tolonen ym. 2001, Baumgärtner ym. 2008). Voimakkaan vedenpinnan tason vaihtelun (Frainer ym. 2016) on osoitettu vaikuttavan merkittävästi pohjaeläinyhteisökoostumukseen matalan veden lisäksi myös syvemmillä litoraalityöhykkeessä (Aroviita & Hämäläinen 2008, Carmignani & Roy 2017, Trottier ym. 2019). Vedenpinnan nousu saa rannalla olleet ravinteet liikkeelle (Furey ym. 2006), ja se lisää kasvibiomassan sekä pohjaeläinten suojapaikkojen ja ravinnon määrää (Baumgärtner ym. 2008). Pätzigin ym. (2015) mukaan veden liikkeet tulee huomioida pohjaeläinyhteisöjä tutkittaessa, sillä ne vaikuttavat merkittävästi pohjaeläinyhteisön koostumukseen.

2.3.2 Kivikkorannat

Avoimet rannat ovat alttiimpia tuulen vaikutuksille kuin suojaiset rannat (Brodersen 1995, Brauns ym. 2007b). Kivikkorannat sijaitsevat usein juuri avoimilla paikoilla ja ovat karuja aallokon vaikutuksen takia (Brodersen 1995, Tolonen ym. 2001). Aaltojen vaikutus rantaan on suuri, sillä jatkuvassa liikkeessä oleva vesi huuhtelee irtonaista maa-ainesta ja pitää kivien kolot ja pinnat puhtaana. Voimakkaan aallokon vaikutuksesta kasvit eivät ole voineet kiinnittyä pohjaan ja luoda rantaviivaa suojaavaa kasvillisuusvyöhykettä aaltojen ja rantaviivan väliin. Rannan alttius tuulelle ja aallokelle vaikuttaa pohjaeläinyhteisökoostumukseen (Brauns ym. 2007b, Scheifhacken ym. 2007, Gabel ym. 2012). Tällaiset rantaan luonnostaan kohdistuvat abioottiset häiriöt ovat tavanomaisia litoraalivyöhykkeellä, mutta ne korostuvat kivikkorannoilla (Baumgärtner ym. 2008).

Kivikkorannoilla on käytetty monia eri näytteenottomenetelmiä, jotka usein poikkeavat pehmeiden pohjien näytteenottomenetelmistä. Kivikkorantojen näytteissä on yleensä vähän sedimenttiä ja orgaanista ainesta, joten näytteen käsittely on muihin rantoihin nähden vähiten aikaa vievää (Tolonen & Hämäläinen 2010). Suuri lajimäärä ja vähäinen yksilömäärä ovat kivikkorannoille tyypillistä (Tolonen & Hämäläinen 2010). Tavanomaisia taksoneita ovat esimerkiksi koskikorennot *Diura bicaudata* ja *Leuctra fusca*, päivänkorennot *Baetis fuscatus*, *Heptagenia dalecarlica* ja *Heptagenia fuscogrisea*, vesiperhoset *Hydropsyche contubernalis* ja *Hydroptila sp.*, surviaissääsket *Potthastia gaedii* sekä vesipunkit esimerkiksi *Lebertia sp.* (Tolonen ym. 2001).

Suojapaikkojen määrä helpottaa pohjaeläinten selviytymistä karuilla ja avoimilla rannoilla (Srivastava ym. 2008, Tolonen & Hämäläinen 2010). Mikä tahansa suoja saattaa vaikuttaa niiden menestykseen. Esimerkiksi kiviä peittävällä rihmalevien määrällä on osoitettu olevan vaikutusta pohjaeläinyhteisöön kivikkorannoilla (Brodersen 1995). Veden kemialliset muutokset vaikuttavat pohjaeläimiin voimakkaimmin kivikkorannoilla lisäten suojapaikkojen ja ravinnon määrää (Tolonen & Hämäläinen 2010). Rehevöitymisen vaikutukset korostuvat, koska

kivikkorannat ovat luontaisesti niukkaravinteisia (Tolonen ym. 2001, Tolonen ym. 2003a). Brauns ym. (2007b) ovat osoittaneet, ettei ravinteilla (fosfori) olisi suoraa yhteyttä pohjaeläinten yhteisörakenteeseen kivikkorannoilla, mutta pidemmällä aikavälillä, sillä varmasti olisi kivikkorannan muututtua kasvillisuusrannan kaltaiseksi (Scheifhacken ym. 2007).

Lisääntyvä sedimentaatio voi haudata kivet alleen ja yksipuolistaa pohjan rakennetta (Donohue & Molinos 2009). Silloin kasveille on paremmat mahdollisuudet juurtua ja kivikkoranta voi rehevöityä (Scheifhacken ym. 2007). Sedimentoitumisen ja rehevöitymisen vähentäminen pitäisi kasvillisuuden kurissa (Srivastava ym. 2008), jolloin aallot voisivat vapaasti luonnollisella tavalla pitää rantoja puhtaana orgaanisesta aineksestä (Baumgärtner ym. 2008). Näin säilytettäisiin kivikkorannoille ominainen runsaslajinen pohjaeläimistö (Tolonen & Hämäläinen 2010).

2.3.3 Hiekkarannat

Hiekkaranta on elinympäristönä hyvin yksipuolinen. Pohja-aines on hiekkaa, joka poikkeaa huomattavasti kasvirantojen erittäin hienojakoisesta ja eloperäisestä aineksestä ja kivikkorantojen lohkarista (Tolonen & Hämäläinen 2010). Tuuli vaikuttaa hiekkarantoihin tyypillisesti kohtalaisen paljon, siksi myös hiekkapohjilla aaltojen vaikutus pohjaeläinyhteisökoostumukseen on suurta (Tolonen ym. 2001). Tavallisesti hiekkarannoilla ei ole kiviä ja kasvillisuuden määrä on vähäinen sekä esiintyminen laikuittaista. Toisaalta kivet ja kasvit saattavat esiintyä ranta-alueen reunamilla.

Hiekkarannoilla pohjaeläinyhteisöjen koostumukseen vaikuttavat pääasiassa rannan pinnanmuodot ja jyrkkyys (Tolonen & Hämäläinen 2010), kokonaisfosforipitoisuus sekä hiekkapohjan karkeus (Brauns ym. 2007b). Kasvillisuus- ja kivikkorantoihin verrattuna hiekkarannoilla pohjaeläinrunsaus on tyypillisesti pieni (Tolonen & Hämäläinen 2010). Suurimmat pohjaeläinten lajimäärät onkin havaittu rakenteeltaan vaihtelevilta pohjilta (Tolonen & Hämäläinen 2010). Matalille hiekkarannoille tyypillisiä taksoneita ovat

surviaissääsket (esim. *Saetheria sp.*) (Tolonen ym. 2001). Hiekkarannan liettyminen voi muuttaa pohjaeläinyhteisörakennetta enemmän kasvillisuusrannoille tyypilliseksi.

2.3.4 Kasvillisuusrannat

Kasvirannat ovat ominaisuuksiltaan hyvin päinvastaisia kivikkorantoihin nähden. Ne ovat usein suojaisia, loivasti syveneviä ja myös kasvillisuus suojaa niiden rantaviivaa aallokon vaikutuksilta (Tolonen & Hämäläinen 2010). Hienojakoinen ja eloperäinen pohja-aines pysyy yleensä paikallaan kasvillisuuden maata sitovien juurien ansiosta. Pohja koostuu usein myös karkeammasta eloperäisestä aineksesta, sillä kasvien kuoltua, pohjaan vajonneet osat jäävät pohjalle elävien kasvinvarsien väliin. Monet pohjaeläimet käyttävät kasvien osia ravinnokseen tai suojavaikkoina. Kasvien suojaavien ominaisuuksien takia tuuli ei pääse vaikuttamaan pohjaeläinyhteisökoostumukseen niin paljon kuin avoimilla rannoilla (Scheifhacker ym. 2007, Gabel ym. 2012).

Myös kasvillisuusrannoilla on käytetty monia erilaisia näytteenottomenetelmiä. (Tolonen ym. 2001). Näytteiden käsittely on aikaa vievää, sillä pohjaeläinten mukana näytteeseen tulee usein suuri määrä orgaanista ainesta (Tolonen & Hämäläinen 2010). Verrattuna kovempipohjaisiin kivikko- ja hiekkarantoihin, kasvillisuusrannoilla lajirunsaus on usein suurempi (Tolonen 2004). Tolosen ym. (2003b) tutkimus osoittaa, että sudenkorennot (Odonata) sekä pikkumalluaiset (Corixidae), sukeltajat (Dytiscidae), päivänkorennot (Ephemeroptera) ja kaislakorennot (Sialidae) ovat yleisempiä kasvillisuuden seassa kuin avoimessa vedessä. Myös surviaisheimot Baetidae ja Siphonuridae esiintyvät tällaisilla rannoilla, mutta tyypillisesti matalassa vedessä (Tolonen ym. 2003b) Kasvillisuusrantojen pehmeillä pohjilla viihtyvät harvasukasmadot sekä vesiperhonen *Molanna angustata* ja *Unio tumidus* simpukka (Pätzig ym. 2015). Tyypillisiä kasvirannoille ovat myös harvasukasmato *Stylodrilus heringanus*, pikkumalluainen *Sigara sp.*, päivänkorento *Siphonurus alternatus*, sekä surviaissääsket *Ablabesmyia monilis*, *A. longistyla* ja *Psectrocladius sordidellus* (Tolonen ym. 2001).

Uivat sekä suurikokoiset ryömivät pohjaeläimet näyttävät olevan ominaisia tiheille kasvillisuusrannoille. Tämä voi johtua siitä, että avoimilla alueilla suurikokoiset ja paljon liikkuvat pohjaeläimet ovat helposti havaittavissa ja joutuvat kalojen saaliiksi. Kasvillisuus sen sijaan tarjoaa suurikokoisille pohjaeläimille ravinnon lisäksi runsaasti suojapaikkoja, minkä uskotaan heikentävän kalojen saalistustehokkuutta (Tolonen ym. 2003b).

Kuten rannan kasvillisuusvyöhykkeet, myös rantavyöhykkeen pohjaeläimistö vaihtelee syvyyden mukaan (Tolonen ym. 2003b). Pohjaeläinten biomassa, lajirunsaus ja tiheys ovat suurimmillaan matalilla ja suojaisilla kasvirannoilla vähentyen syvemmälle siirryttäessä (Tolonen ym. 2003b, Tolonen ym. 2005, Thorp & Covich 2010). Kasvirannoilla pohjaeläinyhteisökoostumukseen vaikuttavat vesikasvillisuuden koostumus ja runsaussuhteet (Tolonen ym. 2003b, Tolonen 2004), joilla on osoitettu olevan voimakkaampi vaikutus pohjaeläinten biomassaan kuin pohjan partikkelikoolla (Tolonen ym. 2005).

Pohjaeläinten biomassa on suurin runsasravinteisissa järvissä (Tolonen ym. 2003b). Ravinteet eivät kuitenkaan vaikuta suoraan pohjaeläinyhteisöön, vaan esimerkiksi kasvillisuuden välityksellä ja asiaa on tarkasteltava pidemmällä ajanjaksolla (Brauns ym. 2007b). Ravinteilla on yhteys vesikasvillisuuden lisääntymiseen järvissä, sillä ne siirtyvät vedestä kasvillisuuden biomassaksi (Srivastava ym. 2008). Tämä taas lisää alueella pohjaeläinten biomassaa, sillä kasvillisuus tarjoaa pohjaeläimille suojaa ja ravintoa (Tolonen ym. 2003b, Tolonen 2004, Tolonen ym. 2005).

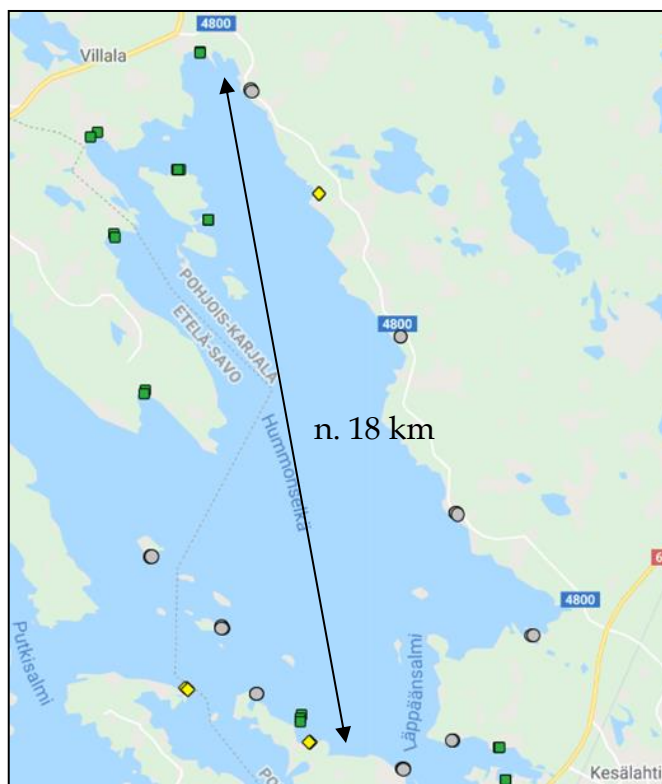
Ihminen aiheuttaa muutoksia vesistön kasvilajistossa, mikä johtaa edelleen muutoksiin kasvirantojen pohjaeläinyhteisöissä. Rakenteeltaan monimutkaisten kasvien ja kasvillisuuden lisääntyminen johtaa aktiivisesti liikkumaan kykenevien pohjaeläinten runsastumiseen, sillä ne suosivat piilopaikoikseen tällaisia kasveja (Hansen ym. 2011). Monet tutkimukset osoittavat, että rakenteellisesti monimuotoisemmassa kasvillisuudessa on runsaammin pohjaeläimiä kuin rakenteeltaan yksinkertaisemmassa kasvillisuudessa (McAbendroth ym. 2005, Warfe & Barmuta 2006, Warfe ym. 2008).

Nykyinen maatalous ja maankäyttö johtavat järvien lisääntyviin ravinnepitoisuuksiin (Aroviita ym. 2014). Järvien rehevöitymisellä voi olla monimutkaisia vaikutuksia pohjaeläinyhteisöihin (Hampton ym. 2011, Twardochleb & Olden 2016). Litoraalityöhykkeen uhkana saattavat olla myös pienet rannan tuntumasta veteen ajautuvat päästöt, sillä rannan kasvillisuus hyödyntää ravinteet heti omaan kasvuunsa (Tolonen ym. 2003a). Tämän takia tarvitaan lisää tietoa ihmistoiminnasta johtuvan rehevöitymisen vaikutuksesta litoraalin pohjaeläinyhteisöjen koostumukseen ja lajien välisiin runsaussuhteisiin. Syynä tutkimusaktiivisuuden vähäisyyteen voivat olla näytteenottoon liittyvät haasteet rakenteellisesti monimuotoisessa ympäristössä (Tolonen ym. 2001).

3 AINEISTO JA MENETELMÄT

3.1 Tutkimusalue

Tutkimuskohteena oli Itä-Suomessa sijaitseva kirkasvetinen Saimaan Puruveden Hummonselkä, jossa kasvillisuuden ulkoraja voi ulottua 8–10 metrin syvyyteen saakka. Ruokkeen lomakylästä Hummonlahden pohjoisosaan mitattuna vesiallas on noin 18 kilometriä pitkä ja avoin tuulelle erityisesti luode-kaakko suunnassa (Kuva 1).



Kuva 1. Hummonselkä ja rantavyöhykkeen näytteenottoaikat. Keltaisella vinoneliöllä merkityt ovat hiekkarantoja, vihreällä neliöllä merkityt kasvirantoja ja harmaalla ympyrällä merkityt kivikkorantoja.

Näytteet otettiin 21 näytteenottoalueelta, joista 9 oli kasvi-, 9 kivikko- ja 3 hiekkarantoja (Kuva 1). Näytteenottoalueet olivat ennalta valittuja, sillä alueilta oli jo aiemmin tehty pohjanlaatu- ja vesikasvillisuuskarttoituksia. Näytteenottoalueilta oli saatavana kartoitusten yhteydessä kerättyjä ympäristötietoja, joita voitiin käyttää tutkimuksessa ympäristömuuttujina.

Näytteet otettiin vedensyvyyksien 0 ja < 50 cm väliltä. Näytteenottoalueet nimettiin aiemmissa kasvillisuuskartoituksissa käytettyjen aluenimien mukaan ja rinnakkaisnäytteet nimettiin numeroin 1-3.

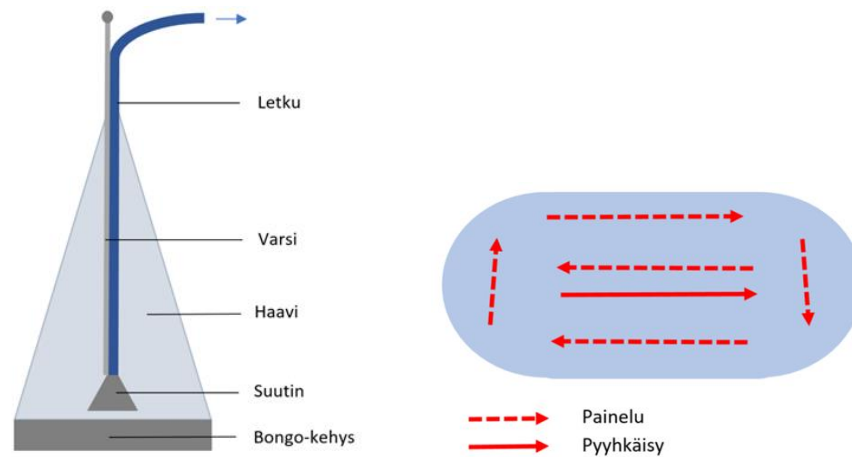
3.2 Pohjaeläinnäytteiden keruu ja käsittely

Kultakin näytteenottoalueelta otettiin 3 rinnakkaisnäytettä vähintään 10 metrin päästä toisistaan. Tässä työssä tutkittiin kahdeksalta alueelta kolme ja muilta kaksi rinnakkaisnäytettä. Rinnakkaisnäytteitä oli siten yhteensä 50, joista 21 oli kasvi-, 22 kivikko- ja 7 hiekkarantanäytteitä. Näytteet kerättiin syksyllä 11.-15.9.2017 ja 26.-29.9.2017 pohjaselkärangattomien toukkavaiheiden ollessa kyllin suurikokoisia määritystä varten. Vene ajettiin ennalta arvottuun näytteenottopisteeseen ja sijainti tarkastettiin GPS-laitteesta. Jos näytteenottopisteeseen ei päästy, uusi piste valittiin mahdollisimman läheltä aikaisemmin arvottua pistettä ja uuden pisteen sijainti kirjattiin GPS-laitteeseen. Näytteenottopisteellä mitattiin veden syvyys, sekä arvioitiin silmämääräisesti pohjakasvillisuuden, kiviaineksen, irtopuiden ja detrituksen peittävyysprosentit arvioitiin silmämääräisesti suoraan vedenpinnalta katsottuna. Jokaisen näytteenoton alussa rinnakkaisnäytteen pohjanlaatu kuvattiin myöhempää pohjanlaadun tarkistusta varten, joka voitiin suorittaa tietokoneella sisätiloissa. Myös jokainen näytteenottoalue kuvattiin veneestä rantaan päin ennen rinnakkaisnäytteiden ottoa. Kuvaamiseen käytettiin ongenvavan päähän kiinnitettyä toimintakameraa.

Näytteet otettiin päiväaikaan tuulen voimakkuuden ollessa mahdollisimman pieni. Turvallisuusrajaksi valittiin alle 8 m s⁻¹ tuulenoisuus. Tätä kovemmassa tuulessa aallokko nousee liian korkeaksi haitaten veneen paikallaan pysymistä ja näytteenottoa.

Pohjaeläinnäytteet kerättiin Tolosen ym. (2001) kuvaamalla menetelmällä lietepumpulla (Robin PTG-201T) pumppaamalla. Näytteet otettiin 20 cm korkean ja 45 cm halkaisijaltaan ($A = 0,159 \text{ m}^2$) olevan metallisen kehyksen sisältä.

Kasvirannoilla kehystä ympäröi pintaan asti ulottuva tiheäilmäinen haavi, jotta myös kasvien pinnalla elävät pohjaeläimet saataisiin näytteeseen. Kasvi- ja hiekkarannoilla pohjaeläinimurin sisäänottoputkeen kiinnitettiin noin 3,5 metriä pitkä varsi ja putken päähän suppilo, jolla näytteenoton voi tehdä suoraan veneestä.



Kuva 2. Näytteenottimen osat. Nuoli osoittaa veden virtaussuunnan putkessa. Putkesta vesi ja näyte siirtyvät lietepumpun poistoletkun kautta seulaan. Vasemmalla imurin suuttimen liikutus kehыksen rajaaman alueen sisällä.

Näytteet otettiin imuroimalla kehыksen rajaama alue painelemalla imusuppiloa pohjaan varren avulla. Imurointi oli jokaisella näytteenotopisteellä samanlainen ja sen teki aina sama näytteenottaja. Jos kehыksen sisälle jäi korkeavartisia kasveja, joihin pohjaeläimet voivat kiinnittyä, kasveja pyyhkäistiin suppilon avulla osumatta pohjasedimenttiin. Kehыksen sisäreuna kierrettiin ensin kokonaan ympäri painelemalla pohjaa. Tämän jälkeen keskikohta paineltiin pituussuunnassa kerran ja pyyhkäistiin takaisinpäin kerran (Kuva 2).

Kivikkorannoilla näytteet otettiin kahlaten, jota varten varsi poistettiin ja näytteet otettiin pitämällä kiinni imusuppilon ja sisäänottoputken liitoskohdasta. Näytteenottajalla oli yllään kuivapuku sekä sukellusmaski ja snorkkeli. Jokainen kehыksen sisään jäänyt kivi pestiin kauttaaltaan pienellä harjalla ja irronnut aines imettiin lietepumppuun.

Pumpun poistoletkusta tuleva vesi ohjattiin seulaan (silmäkoko 0,5 mm), johon näyte kerääntyi. Kun näyte oli otettu, seuloja antoi veden virrata vielä hetken, jotta vesi kirkastuisi ja näyte ehtisi putkista ja pumpusta seulaan. Seulasta näyte siirrettiin pakastusrasioihin, merkittiin ja säilöttiin 70 % etanoliin myöhempää pohjaeläinten määrittystä varten.

Näytteet poimittiin laboratoriossa, pienissä erissä ja kirkkaassa valossa vaalealta tarjottimelta. Pohjaselkärangattomat poimittiin yksitellen tarjottimelta pinsettien avulla purkkeihin ja säilöttiin 70 % etanoliin. Pohjaeläimet määritettiin alimmalle käytännölliselle taksonomiselle tasolle (useimmiten lajeihin tai sukuihin, mutta osin ryhmätasolle, kuten kaksisiipiset heimoihin) mikroskoopilla ja niiden taksonikohtaiset yksilömäärät laskettiin.

3.3 Ympäristömuuttajat

Ympäristömuuttujista kasvien elomuotojen ja pohja-ainesten peittävyysprosentit arvioitiin jokaiselta näytteenottopisteeltä näytteenoton yhteydessä. Osa kasvillisuus- ja pohja-ainesluokista yhdistettiin ja osa poistettiin liian vähäisen esiintymisensä vuoksi (Taulukko 1).

Taulukko 1. Näytteenoton yhteydessä sekä aiemmista tutkimuksista saadut ympäristömuuttujat. Harmaalla merkityt ovat poistettuja kasvillisuus- ja pohja-ainesluokkia ja yhdistetty peittävyysprosentti on summa kyseisen luokan alla olevista sisennetyistä luokista. Näytemäärä kertoo, kuinka monella näytteenottopisteellä kyseistä muuttujaa havaittiin.

Kasvillisuuden peittävyys	Yksikkö	Näytemäärä
Ilmaversoiset	%	18
Kelluslehtiset	%	4
Uposlehtiset	%	10
Pohjalehtiset	%	19
Irtokellujat	%	0
Vesisammalet	%	3
Kasvillisuuden kokonaispeittävyys	%	26
Perifyton levät	asteikko 0-3	44
Pohja-aineksen peittävyys		
Kallio (>4 m)	%	0
Lohkareet-Pienet kivet (Yhdistetty peittävyys)	%	35
· Lohkareet (256-4000 mm)	%	9
· Kivet (64-256 mm)	%	34
· Pienet kivet (16-64 mm)	%	21
Sora-Hiekka (Yhdistetty peittävyys)	%	24
· Sora (2-16 mm)	%	17
· Hiekka (0,06-2 mm)	%	18
Hienojakoinen (Yhdistetty peittävyys)	%	11
· Hienojakoinen (<0,06 mm)	%	11
· Lieju/muta	%	1
Turve	%	0
Detritus (Yhdistetty peittävyys)	%	23
· Hieno detritus	%	5
· Karkea detritus	%	22
Puuaines	%	4
Muut muuttajat		
Syvyys	m	50
Etäisyys rantaan	m	50
Jyrkkyys	%	50
Alttius tuulelle	m	50
Väri	mg Pt/L	50
Sameus	NTU	50

Syvyys mitattiin maastossa ja etäisyys rantaan laskettiin ArcGIS 10.5.1 -paikkatieto-ohjelmalla (ESRI 2015) jokaiselle rinnakkaisnäytteelle käyttäen rantaviivana Ranta10-aineistoa (09/2016, © SYKE, MML). Näiden kahden ympäristömuuttujan avulla laskettiin rannan jyrkkyys. Veden väri ja sameus saatiin Hummonselällä aiemmin kesällä tehdyistä mittauksista, ja ne yhdistettiin aineistoon näytteenottopistekohtaisesti. Alttius tuulelle -aineiston on tuottanut Kristiina Nyholm ArcGIS 10.5.1 -paikkatieto-ohjelmalla (ESRI 2015). Alttius tuulelle tarkoittaa tuulen esteetöntä pyyhkäisymatkaa veden pintaa pitkin. Rasterimuotoisessa alttius tuulelle -aineistossa (resoluutio 5x5 m) avoimen vesipinnan pituus eli etäisyys rantaan on laskettu 36 ilmansuunnalle (10° välein) yhdeksän säteen muodostaman 24 astetta kattavan viuhkan keskiarvona tuulifrekvenssillä painotettuna (Rohweder ym. 2012). Alttius tuulelle -arvo irrotettiin kullekin rinnakkaisnäytteelle rasteriaineiston 3x3-naapuruston (15x15 m) keskiarvotuloksesta näytteenottopisteen paikannusvirheen (5 m) huomioimiseksi. Tuulitiedot ovat Savonlinnan lentoaseman havainnoista (Ilmatieteenlaitos) avovesikaudelta (1.5.-31.10.) vuosilta 2015 ja 2016. Väri- ja sameusmittaukset ovat väliltä 31.7.-4.8.2017.

3.4 Numeeriset analyysit

Pohjaeläinten yksilömäärän avulla laskettiin yksilötiheys neliometriä kohden. Lajirunsaudella tarkoitetaan tässä tutkimuksessa taksonien (ei pelkästään lajien) määrää näytteessä eli lajitiheyttä. Näiden tietojen avulla voitiin laskea aluekohtainen yksilömäärän, yksilötiheyden ja lajirunsauden keskiarvo.

Yksilötiheyksiin perustuen kullekin rantatyypille voitiin luokitella runsaslukuiset ja harvalukuiset pohjaeläimet. Taksonien yleisyys tarkoittaa tässä tutkimuksessa taksonien esiintyvyyttä näytteissä. Tähän perustuvalla luokittelulla voitiin laskea näytteissä usein ja harvoin esiintyneet pohjaeläimet. Yksilötiheyksiin ja taksonien yleisyyteen perustuen kullekin rantatyypille voitiin luokitella tyypilliset pohjaeläimet (Liite 2).

Jokaiselle alueelle laskettiin näytekohtaisista arvoista Shannonin diversiteettiindeksin (H') ja Pieloun tasaisuusindeksin (J') keskiarvo. Yhteisömuuttujien aluekohtaisten keskiarvojen yhteyttä rantatyyppiin testattiin Kruskal-Wallis testillä. Yhteisömuuttujien yhteyttä toisiin yhteisömuuttujiin ja ympäristömuuttujiin näytekohtaisesti testattiin Spearmanin järjestyskorrelaatiolla (r_s). Yhteisömuuttujien yhteyttä kategoriin ympäristömuuttujiin testattiin Kruskal-Wallis testillä.

4 TULOKSET

4.1 Taksonien esiintyminen aineistossa

Yhteensä tutkimuksessa tunnistettiin 16 381 pohjaeläintä 125 taksonista. Yksilöiden määrä näytteissä vaihteli välillä 3 ja 1235, yksilötiheys välillä 19 ja 7767, ja lajirunsaus (taksonien määrä) välillä 2 ja 40. Alueiden keskimääräinen näytekohtainen yksilömäärä vaihteli välillä 23 ja 928, yksilötiheys välillä 142 ja 5837 ja näytekohtainen lajirunsaus välillä 6 ja 32. Alueiden keskimääräinen Shannonin diversiteetti-indeksi (H') vaihteli välillä 0,64 ja 3,05, maksimaalinen tasaisuus (H'_{\max}) välillä 0,64 ja 3,69, Pieloun tasaisuusindeksi (J') välillä 0,46 ja 0,92 sekä Pieloun tasaisuusindeksi välillä 0,58 ja 0,86.

Runsain (kokonaisyksilömäärä suurin) pohjaeläinryhmä oli Chironomidae muut, joka sisälsi kaikki muut paitsi Tanypodinae alaheimon surviaissääsket. Runsain yksittäinen laji oli vesisiira *Asellus aquaticus*, jonka arvioitu keskitiheys järven rantavyöhykkeellä oli 149 yksilöä neliometriä kohden (Taulukko 2 ja liite 4).

Taulukko 2. Runsaimpien taksonien yksilömäärä näytteissä ja keskitiheys.

Taksoni	Yksilömäärä näytteissä	Keskitiheys yks. m ⁻²
Chironomidae muut	3950	497
Ceratopogonidae spp.	1660	209
Asellus aquaticus	1183	149
Oligochaeta spp.	1166	147
Hydroptila spp.	1050	132
Cloeon inscriptum	972	122
Stylaria lacustris	786	99
Leptophlebia marginata	568	71
Gyraulus albus	536	67
Caenis horaria	337	42
Tinodes waeneri	317	40

Chironomidae muut oli yleisin pohjaeläinryhmä, joka esiintyi yhtä lukuun ottamatta kaikissa näytteissä (Taulukko 3). Vesisiira oli yleisin laji ja sitä esiintyi 36:ssa näytteessä eli 72%:ssa näytteistä (Taulukko 3).

Taulukko 3. Yleisimmät taksonit ja näytemäärät, joissa kyseistä taksonia esiintyi.

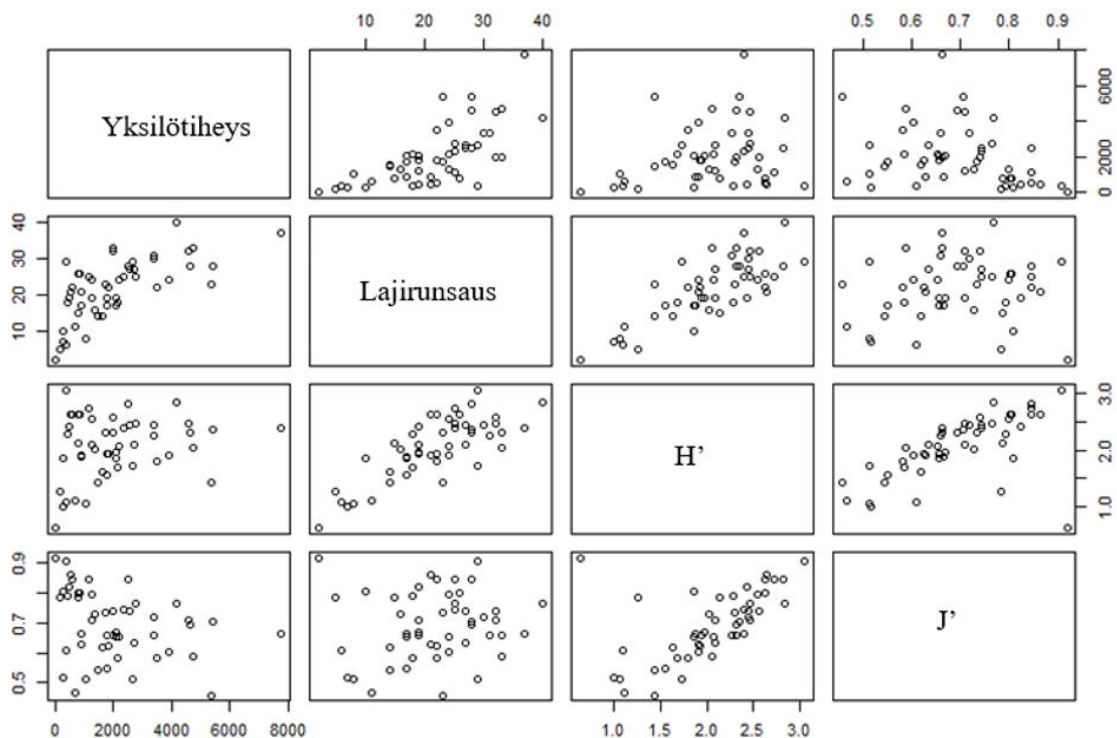
Taksoni	Näytteiden määrä, joissa taksoni esiintyi
Chironomidae muut	49
Oligochaeta spp.	47
Ceratopogonidae spp.	39
Tanypodinae spp.	39
Asellus aquaticus	36
Stylaria lacustris	36
Leptophlebia marginata	36
Hydracarina	35
Hydroptila spp	31
Caenis horaria	30
Kageronia fuscogrisea	25

Näytteissä oli 37 taksonia, jotka esiintyivät vain yhdessä näytteessä ja yhteensä 27 taksonia, joiden yksilömäärä oli 1 (Liite 4). Hiekkarannoille tyypillisiä pohjaeläimiä olivat sukkulamadot Nematoda. Kasvirannoille tyypillisiä olivat vesisiira *Asellus aquaticus*, *Stylaria lacustris* harvasukasmato, päivänkorentoihin kuuluvat *Leptophlebia marginata*, *Kageronia fuscogrisea*, *Cloeon inscriptum* ja *Leptophlebia vespertina*, vesiperhoset *Triaenodes bicolor* ja *Oxyethira* spp. sekä *Pisidium* simpukka. Kivikkorannoille tyypillisiä pohjaeläimiä olivat *Athripsodes cinereus*, *Tinodes waeneri*, *Polycentropus flavomaculatus*, *Cyrnus trimaculatus* ja *Oecetis testacea* vesiperhoset, päivänkorentoihin kuuluvat *Centroptilum luteolum*, ja *Heptagenia dalecarlica*, *Oulimnius tuberculatus* kovakuoriainen sekä kotilot *Gyraulus albus* ja *Radix peregra* (Liite 2).

Surviaissääskiin kuuluva *Tanypodinae* spp. *Erpobdella octoculata* juotikas sekä päivänkorennot *Caenis horaria* ja *Caenis luctuosa* eivät esiintyneet hiekkarannoilla toisin kuin kasvi- ja kivikkorannoilla. Vesipunkit *Hydracarina*, ja okakatka *Pallasea quadrispinosa* sen sijaan esiintyvät kaikilla kolmella rantatyypillä (Liite 2).

4.2 Yhteisömuuttujien väliset yhteydet

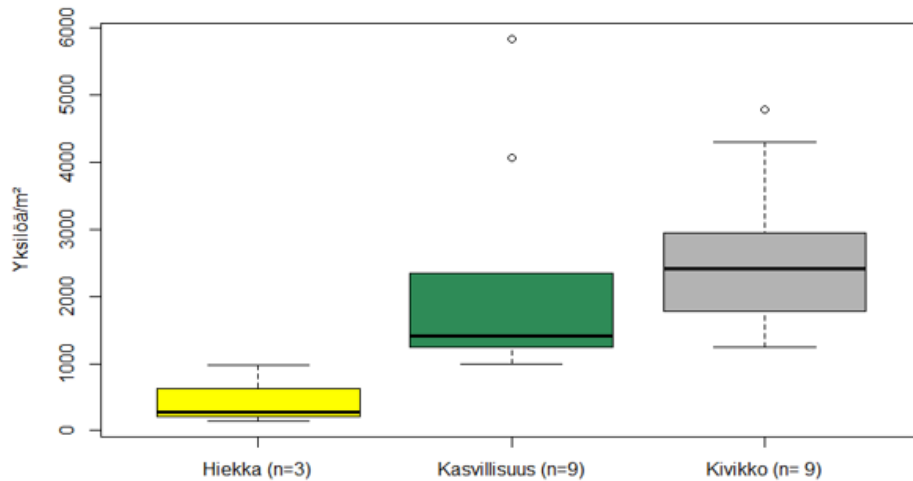
Yksilötiheys korreloi ($r_s = 0,68$, $P < 0,001$) lajirunsauden kanssa, lajirunsaus korreloi ($r_s = 0,71$, $p < 0,001$) Shannonin diversiteetti-indeksin (H') kanssa ja Shannonin diversiteetti-indeksin (H') korreloi ($r_s = 0,70$, $P < 0,001$) Pieloun tasaisuusindeksin (J') kanssa tilastollisesti merkitsevästi. Muiden yhteisömuuttujien välillä ei ollut korrelaatiota (Kuva 3 ja Liite 3).



Kuva 3. Yhteisömuuttujien väliset yhteydet. H' on Shannonin diversiteetti-indeksi ja J' on Pieloun tasaisuusindeksi.

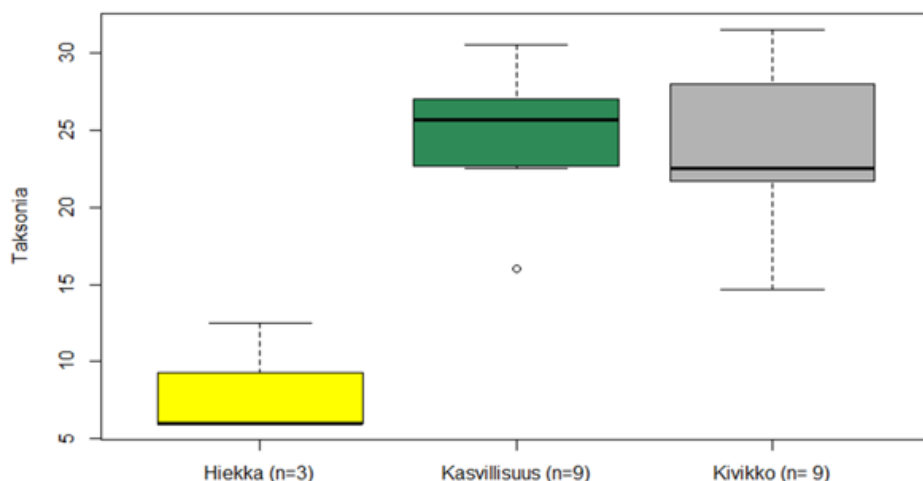
4.3 Yhteisömuuttujat rantatyypeittäin

Lajien esiintymistasaisuus (Pieloun tasaisuusindeksi), ei ollut yhteydessä rantatyyppiin (Kruskall-Wallis, $P > 0,05$). Yksilötiheyksien keskiarvot poikkesivat tilastollisesti merkitsevästi toisistaan hiekka- ja kivikkorantojen (Kruskall-Wallis, $P = 0,003$) sekä hiekka- ja kasvirantojen ($P = 0,034$) välillä. Hiekkarannoilla oli pienempi pohjaeläintiheys kuin kasvi- tai kivikkorannoilla (Kuva 4).



Kuva 4. Pohjaeläinten yksilötiheys rantatyypeittäin (yksilöä m^{-2}). Yksittäisten näytteenottopisteiden sijaan alueita kuvaamaan on käytetty tiheyden aluekeskiarvoja. Laatikoiden sisällä olevat vaakaviivat tarkoittavat mediaaneja, laatikon ylä- ja alareunat tarkoittavat ylä- ja alakvartileja, laatikoiden yläpuoliset vaakaviivat tarkoittavat 90 % desiiliä ja alapuolinen vaakaviiva 10 % desiiliä. Pyöreät symbolit tarkoittavat poikkeavia äärimmäisiä arvoja.

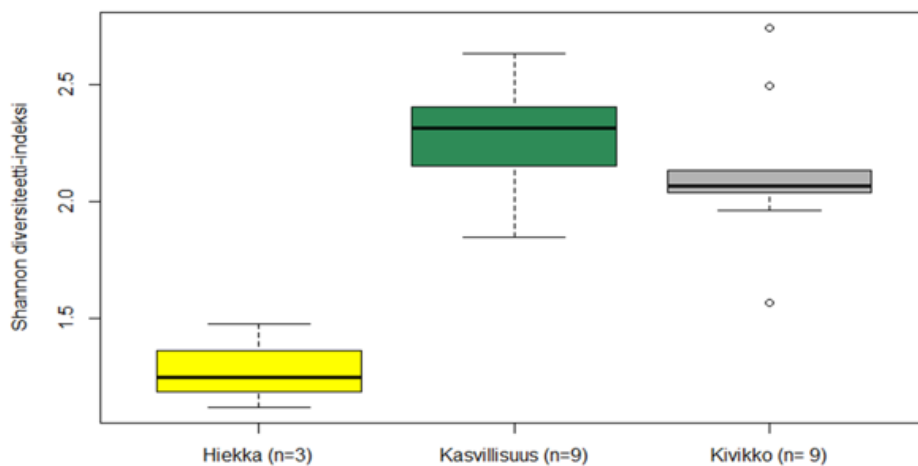
Taksonimäärien keskiarvot poikkesivat tilastollisesti merkitsevästi toisistaan hiekka- ja kivikkorantojen (Kruskall-Wallis, $P = 0,016$) sekä hiekka- ja kasvirantojen (Kruskall-Wallis, $P = 0,007$) välillä. Hiekkarannoilla oli pienempi taksonitiheys kuin kasvi- tai kivikkorannoilla (Kuva 5).



Kuva 5. Keskimääräinen taksonimäärä (taksonia näyte⁻¹) rantatyypeittäin. Yksittäisten näytteenottopisteiden sijaan alueita kuvaamaan on käytetty taksonien aluekeskiarvoja. Laatikoiden sisällä olevat vaakaviivat tarkoittavat mediaaneja,

laatikon ylä- ja alareunat tarkoittavat ylä- ja alakvartileja, laatikoiden yläpuoliset vaakaviivat tarkoittavat 90 % desiiliä ja alapuolinen vaakaviiva 10 % desiiliä. Pyöreät symbolit tarkoittavat poikkeavia äärimmäisiä arvoja.

Shannonin diversiteetti-indeksin keskiarvo poikkesi rantatyyppien välillä. Hiekka- ja kivikkorantojen (Kruskall-Wallis, $P = 0,041$) sekä hiekka- ja kasvirantojen (Kruskall-Wallis, $P = 0,006$) indeksin keskiarvot poikkesivat toisistaan. Kasvi- ja kivikkorannoilla oli monimuotoisempi pohjaeläinyhteisö kuin hiekkarannoilla (Kuva 6).



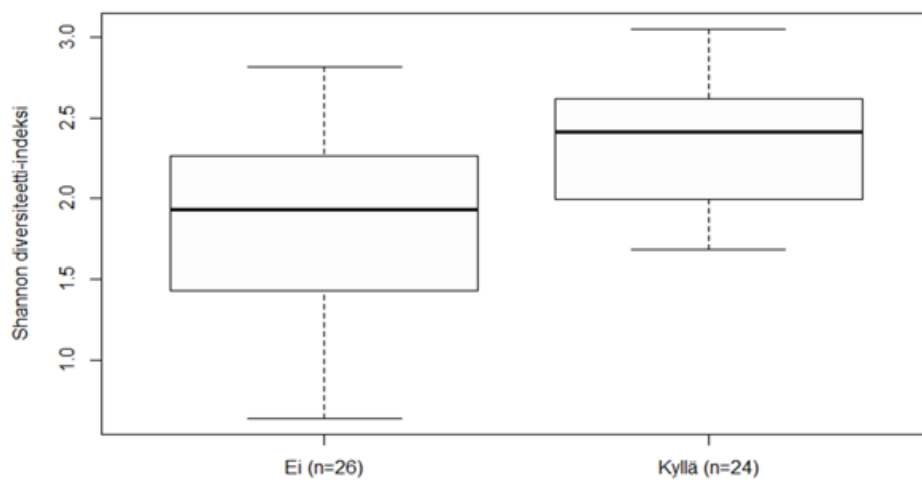
Kuva 6. Shannonin diversiteetti-indeksi (keskiarvo) rantatyypeittäin. Yksittäisten näytteenottopisteiden sijaan alueita kuvaamaan on käytetty tasaisuuden aluekeskiarvoja. Laatikoiden sisällä olevat vaakaviivat tarkoittavat mediaaneja, laatikon ylä- ja alareunat tarkoittavat ylä- ja alakvartileja, laatikoiden yläpuoliset vaakaviivat tarkoittavat 90 % desiiliä ja alapuolinen vaakaviiva 10 % desiiliä. Pyöreät symbolit tarkoittavat poikkeavia äärimmäisiä arvoja.

4.4 Yhteisömuuttujien yhteys ympäristötekijöihin

Ympäristömuuttujien ja yhteisömuuttujien välillä oli vain enintään heikkoja ($[r_s] < 0,6$) korrelaatioita (Liite 3). Lajirunsaus ($r_s = 0,52$, $P < 0,001$) ja Shannonin diversiteetti-indeksi ($r_s = 0,41$, $P < 0,001$) korreloivat veden sameuden kanssa. Shannonin diversiteetti-indeksi korreloi lievästi pohjalehtisten kasvien peittävyuden kanssa ($r_s = 0,48$, $P = 0,001$). Myös lajirunsaus oli positiivisessa

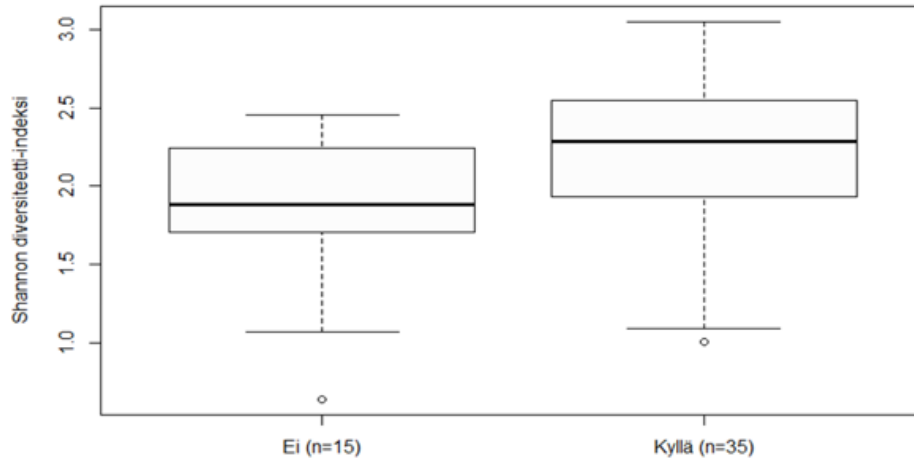
yhteydessä kahteen kasvillisuuteen liittyvään muuttujaan (pohjalehtiset kasvit, $r_s = 0,45$, $P < 0,001$ ja kasvien kokonaispeittävyys, $r_s = 0,40$, $P = 0,014$)

Yksikään neljästä yhteisömuuttujasta ei ollut yhteydessä detrituksen, soran tai hiekan esiintymiseen näytteenottoalueella (Kruskall-Wallis, $P > 0,05$). Shannonin diversiteetti-indeksi (H') liittyi tilastollisesti merkitsevästi kasvillisuuden esiintymiseen näytteenottopisteellä (Kruskall-Wallis, $P = 0,001$). Jos kasvillisuutta esiintyi, oli Shannonin diversiteetti-indeksi (H') suurempi kuin pisteissä, joissa kasvillisuutta ei esiintynyt ollenkaan (Kuva 7). Muut kolme yhteisömuuttujaa eivät olleet yhteydessä kasvillisuuden esiintymiseen.



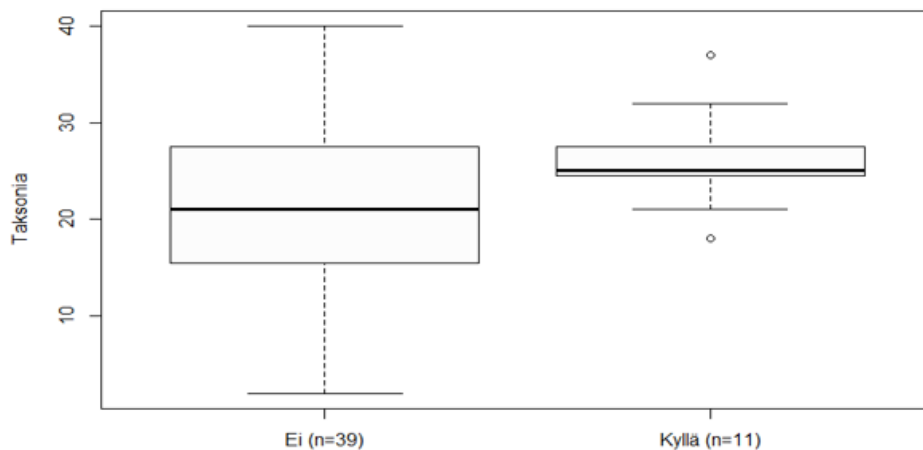
Kuva 7. Shannonin diversiteetti-indeksin (H') yhteys kasvillisuuden esiintymiseen. Laatikoiden sisällä olevat vaakaviivat tarkoittavat mediaaneja, laatikon ylä- ja alareunat tarkoittavat ylä- ja alakvartileja, laatikoiden yläpuoliset vaakaviivat tarkoittavat 90 % desiiliä ja alapuolinen vaakaviiva 10 % desiiliä.

Shannonin diversiteetti-indeksillä (H') oli tilastollisesti merkitsevä yhteys lohkareiden-pienten kivien esiintymiseen näytteenottopisteellä (Kruskall-Wallis, $P = 0,041$). Shannonin diversiteetti-indeksi (H') oli suurempi pisteillä, joissa oli lohkareita, kuin pisteillä, joissa lohkareita-pieniä kiviä ei ollut ollenkaan (Kuva 8). Lohkareet-pienet kivet eivät vaikuttaneet muihin kolmesta yhteisömuuttujasta.



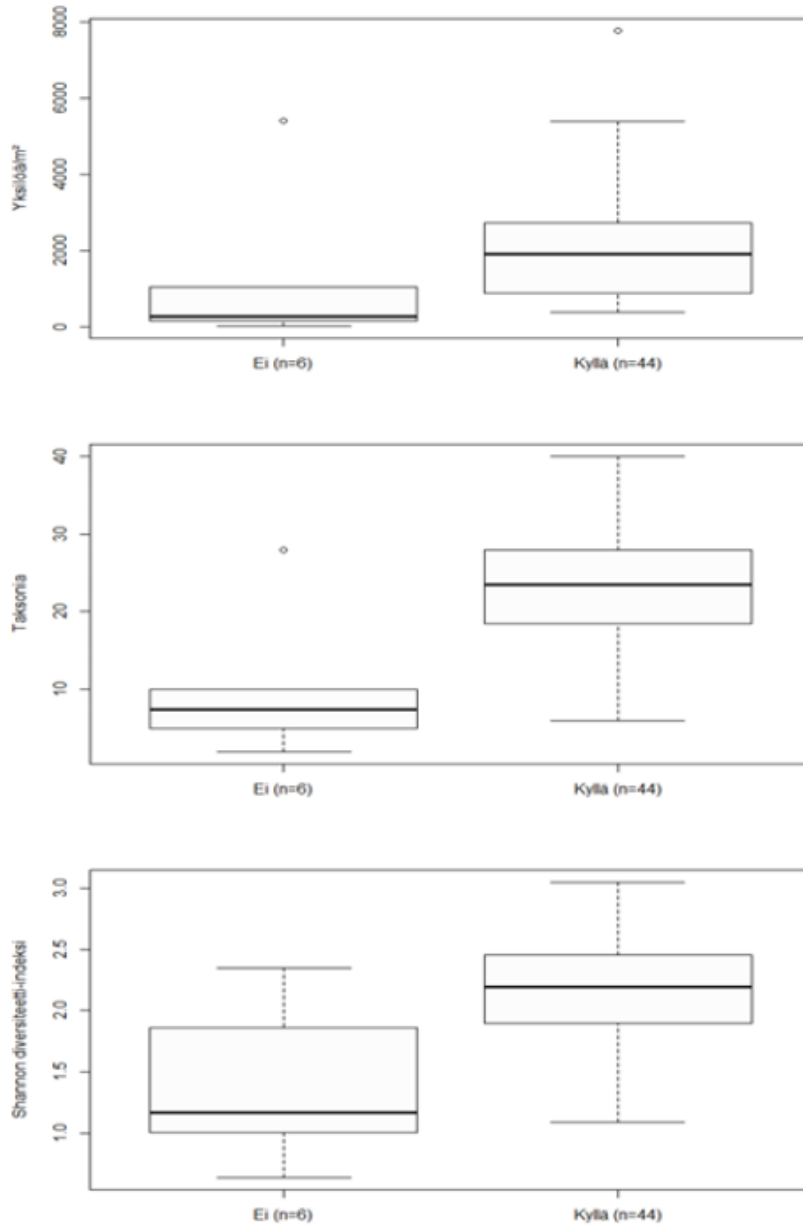
Kuva 8. Shannonin diversiteetti-indeksin (H') yhteys lohcareiden-pienten kivien esiintymiseen. Laatikoiden sisällä olevat vaakaviivat tarkoittavat mediaaneja, laatikon ylä- ja alareunat tarkoittavat ylä- ja alakvartiileja, laatikoiden yläpuoliset vaakaviivat tarkoittavat 90 % desiiliä ja alapuolinen vaakaviiva 10 % desiiliä.

Taksonien määrällä oli tilastollisesti merkitsevä yhteys pohjan hienojakoisen aineksen esiintymiseen näytteenottopisteellä (Kruskall-Wallis, $P = 0,044$). Jos hienojakoista ainesta esiintyi, oli taksonimäärä suurempi kuin näytteenottopisteellä, jossa hienojakoista ainesta ei ollut ollenkaan (Kuva 9). Hienojakoinen aines ei vaikuttanut muihin kolmesta yhteisömuuttujasta.



Kuva 9. Taksonien määrän yhteys hienojakoisen aineksen (Hienojakoinen (<0,06 mm) (n=11), Lieju/muta (n=1)) esiintymiseen. Laatikoiden sisällä olevat vaakaviivat tarkoittavat mediaaneja, laatikon ylä- ja alareunat tarkoittavat ylä- ja alakvartiileja, laatikoiden yläpuoliset vaakaviivat tarkoittavat 90 % desiliä ja alapuolinen vaakaviiva 10 % desiliä. Pyöreät symbolit tarkoittavat poikkeavia äärimmäisiä arvoja.

Yksilötiheydellä (Kruskall-Wallis, $P = 0,022$), taksonien määrällä (Kruskall-Wallis, $P = 0,004$) ja Shannonin diversiteetti-indeksillä (H') (Kruskall-Wallis, $P = 0,005$) oli tilastollisesti merkitsevä yhteys päällykslevän (perifyton) esiintymiseen. Jos päällykslevää esiintyi, oli yksilötiheys, taksonimäärä ja Shannonin diversiteetti-indeksi (H') suurempi kuin näytteenottopisteellä, jossa päällykslevää ei esiintynyt ollenkaan (Kuva 10).



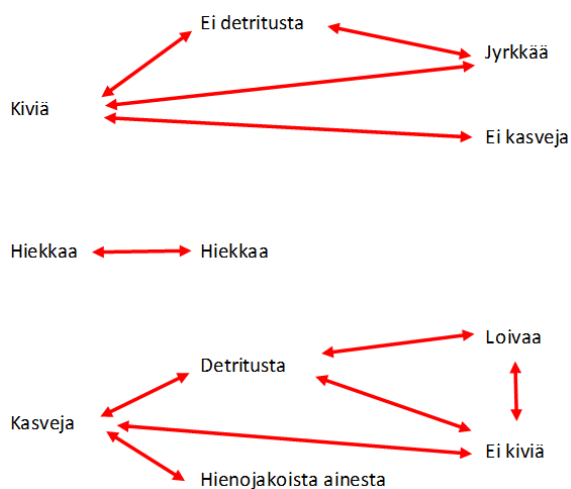
Kuva 10. Yksilötiheyden, taksonien määrän ja Shannonin diversiteetti-indeksin (H') yhteys päällykslevän esiintymiseen. Laatikoiden sisällä olevat vaakaviivat tarkoittavat mediaaneja, laatikon ylä- ja alareunat tarkoittavat ylä- ja alakvartiileja, laatikoiden yläpuoliset vaakaviivat tarkoittavat 90 % desiiliä ja alapuolinen vaakaviiva 10 % desiiliä. Pyöreät symbolit tarkoittavat poikkeavia äärimmäisiä arvoja.

4.5 Ympäristömuuttujien väliset yhteydet

Alttius tuulelle ja kasvillisuuden kokonaispeittävyys korreloivat negatiivisesti keskenään ($r_s = -0,41$, $P = 0,004$). Hiekan esiintymisellä oli voimakkain yhteys

etäisyyteen rannasta ($r_s = 0,52$, $p < 0,001$), rannan jyrkkyyteen ($r_s = -0,45$, $P = 0,001$), kivien esiintymiseen ($r_s = -0,42$, $P = 0,003$), soran esiintymiseen ($r_s = 0,39$, $P = 0,005$) sekä lohkareiden ja pienten kivien esiintymiseen ($r_s = 0,50$, $P = 0,001$). Alttius tuulelle muuttujalla oli yhteys hienojakoisen aineksen yhdistettyyn peittävyteen ($r_s = 0,46$, $P < 0,001$) ja kivien ($r_s = 0,41$, $P = 0,003$) sekä lohkareiden-pienten kivien ($r_s = 0,36$, $P = 0,004$) esiintymiseen.

Voimakkaimpien korrelaatioiden (Liite 3) perusteella voidaan arvioida, mitkä pohjanlaadut esiintyivät luontaisesti keskenään ja mitkä ympäristömuuttujat näiden esiintymiseen vaikuttivat. Kiviä oli tyypillisesti enemmän jyrkillä rannoilla, joissa ei ollut detritusta sekä rannoilla, joissa ei ollut kasveja. Detritusta puolestaan oli sitä vähemmän, mitä jyrkempi ranta oli. Hiekka korreloi hiekan-soran yhdistetyn peittävyden, mutta ei minkään muun ympäristömuuttujan kanssa. Kasveja esiintyi tyypillisesti enemmän rannoilla, joissa oli detritusta ja hienojakoista ainesta, mutta ei kiviä (Kuva 11).



Kuva 11. Karkea yhteenveto rantatyyppien nimellisistä pohjanlaaduista ja niiden suhteista muihin ympäristömuuttujiin (Liite 3). Punaiset nuolet ympäristömuuttujien välillä tarkoittavat tilastollisesti erittäin merkitsevää korrelaatiota (Spearman r_s).

5 TULOSTEN TARKASTELU

Hiekkarannoille tyypilliset sukkulamadot Nematoda olivat myös Tolosen ym. (2001) tutkimuksessa tyypillisiä hiekkarannoilla, mutta niitä esiintyi myös muilla rannoilla. Myös heidän tutkimuksessaan sukkulamatoja esiintyi useissa näytteissä. *Erpobdella octoculata* juotikas ei tässä tutkimuksessa esiintynyt lainkaan hiekkarannoilla, vaikka niitä on aiemmin niilläkin havaittu. *Caenis horaria* ja *Caenis luctuosa* päiväkörentoja voi tästä tutkimuksesta poiketen esiintyä myös hiekkarannoilla (Tolonen ym. 2001).

Tolosen ym. (2001) mukaan kasvirannoille tyypilliset vesisiirat *Asellus aquaticus* indikoivat kasvirantoja, mutta niitä esiintyi myös muilla rannoilla tämän tutkimuksen tapaan. *Stylaria lacustris* harvasukasmatoja esiintyi kaikilla rannoilla (Tolonen ym. 2001). Myös tässä tutkimuksessa niitä esiintyi kaikilla rannoilla, mutta niiden yleisyys ja runsaus olivat erityisen suuria juuri kasvirannoilla. Tämän tutkimuksen kasvirannoilla yleinen päiväkörento *Leptophlebia marginata* esiintyi Tolosen ym. (2001) tutkimuksessa kasvirantojen lisäksi myös hiekkarannoilla, ja *Kageronia fuscogrisea* esiintyi myös kivikkorannoilla, mutta ne eivät olleet varsinaisia kasvirantojen indikaattorilajeja ja niiden esiintyvyys oli melko pientä. Tämän tutkimuksen kasvirannoilla yleiset vesiperhoset *Triaenodes bicolor* ja *Oxyethira* spp. olivat suhteellisen harvinaisia Tolosen ym. (2001) tutkimuksessa, eivätkä ne indikoineet kasvirantoja. *Pisidium* simpukat olivat kummassakin tutkimuksessa yleisiä ja tyypillisiä indikaattoreita kasvirannoille.

Vesiperhosista kivikkorannoille tyypillisiä pohjaeläimiä olivat *Athripsodes cinereu*, joka Tolosen ym. (2001) mukaan esiintyy kaikilla rannoilla. Myös heidän tutkimuksessaan *Polycentropus flavomaculatus* ja *Cyrrus trimaculatus* vesiperhosia esiintyy kaikilla rannoilla, mutta erityisesti kivikkorannoilla, indikoiden sitä. Päiväkörentoihin kuuluvat *Centroptilum luteolum* ja *Heptagenia dalecarlica* ovat myös heidän mukaansa tyypillisiä indikaattorilajeja kivikkorannoilla. Tästä tutkimuksesta poiketen Tolosen ym. (2001) tutkimuksessa kotilot *Gyraulus albus* ja *Radix peregra* esiintyivät yleisesti, mutta eivät indikoineet mitään tiettyä rantaa.

Yhteisömuuttujista lajirunsaus korreloi Shannonin diversiteetti-indeksin kanssa ja sama tulos on todettu aiemminkin (Tolonen ym. 2017a). Shannonin diversiteetti-indeksillä on yhteys myös lajien esiintymistasaisuuteen (Tolonen ym. 2017a) ja samaan tutkimustulokseen päädyttiin myös tässä tutkimuksessa. Nämä kaksi yhteisömuuttujaa korreloivat keskenään, koska ne ovat matemaattisesti toisistaan riippuvia. Lajirunsaus sen sijaan ei korreloi tasaisuuden kanssa (Tolonen ym. 2017a) ja sama tulos saatiin myös tässä tutkimuksessa. Myöskään yksilötiheydellä ei ole yhteyttä lajien esiintymistasaisuuteen.

Rantatyyppi vaikutti rannan pohjaeläinyksilömäärään, lajirunsauteen ja monimuotoisuuteen (Shannonin diversiteetti-indeksi), mutta rantatyyppillä ei ole vaikutusta pohjaeläinyhteisön tasaisuuteen. Myöskään Tolosen ym. (2017b) tutkimuksessa lajien esiintymistasaisuus ei korreloinut minkään paikallisen muuttujan kanssa.

Vaikka aiemmin on osoitettu (Tolonen & Hämäläinen 2010), että kivikkorannoille tyypillinen pohjaeläinyhteisö olisi yksilömäärältään suhteellisen pieni lajirunsauteen verrattuna ja kasvirantojen suhteellisen suuri lajirunsauteen verrattuna, tämän tutkimuksen tulokset viittaavat siihen, ettei kivikko- ja kasvirantojen välillä olisi tilastollisesti merkitsevää eroa yksilötiheyksissä. Tähän tulokseen ovat päätyneet myös Brauns ym. (2007a) tutkimuksessaan, jossa hiekkarannan lajirunsaus oli kivikkoa pienempi, mutta luonnollisten rantojen (tässä tutkimuksessa kasvillisuusrannat) ja kivikon välillä ei ollut eroa.

Niin kuin tässä tutkimuksessa osoitettiin myös Tolonen ym. (2001) ja Tolonen & Hämäläinen (2010) mukaan, hiekkarannoilla pohjaeläinten yksilötiheys, lajirunsaus ja monimuotoisuus ovat tyypillisesti vähäisiä. Hiekkarantojen rakenteellinen monimuotoisuus on niin pientä, ettei se tarjoa riittävää suojaa ja ravintoa, jotta siellä voisi elää monimuotoinen ja runsas pohjaeläinyhteisö. Hiekkarantoja monimuotoisempien elinympäristöjen suojeleminen on merkittävässä roolissa, kun halutaan ylläpitää suurta pohjaeläinten tiheyttä, lajirunsautea ja monimuotoisuutta.

Pohja-aineksen laatu ja koko sekä pohjaeläinten koko saattoivat vaikuttaa pohjaeläinten havaittavuuteen poiminnassa. Esimerkiksi hiekan seasta pohjaeläimet oli helppo poimia, mutta kasvien ja levän sekaan niitä saattoi jäädä enemmän. Siten todelliset erot rantatyyppien välillä yksilö- ja lajitiheyksissä saattavat olla jopa havaittua suuremmat.

Yksittäisten ympäristömuuttujien ja yhteisömuuttujien väliltä löytyi merkitseviä yhteyksiä, mutta ne ovat heikkoja. On yllättävää, ettei yksikään yhteisömuuttuja ollut voimakkaasti yhteydessä yhteenkään ympäristömuuttujaan, vaikka aikaisemmissa tutkimuksissa voimakkaampia yhteyksiä ympäristö- ja yhteisömuuttujien välillä on löytynyt runsaastikin. Aiemmin on esimerkiksi osoitettu, että lajirunsaus korreloi negatiivisesti rannan avoimuuden kanssa (Tolonen ym. 2017b). Rannan alttius tuulelle on aiemmin osoitettu olevan tärkeässä roolissa yhteisön rakenteen kannalta (Cai ym. 2017). Se ei kuitenkaan tässä tutkimuksessa ollut yhteydessä yhteenkään pohjaeläinyhteisömuuttujaan eikä ympäristömuuttujaan.

Tutkimuksessa tarkastellut rakenteellisesti selkeästi erilaiset rantatyyppit sijoittuvat niin, että itärannalla ja lounaisilla avoimilla alueilla rantatyyppi on hiekka- (alttius tuulelle keskiarvo 1024 m) tai kivikkorantaa (1715 m), johon tuuli pääsee helpommin vaikuttamaan. Kasvillisuusrannat (Alttius tuulelle keskiarvo 825 m) sijaitsevat etelä- ja luoteisrannoilla ja ovat silmin nähden suojaisemmissa lahdissa. Kuitenkin vain hiekkarantojen lajirunsaus ja yksilötiheys olivat merkitsevästi pienemmät kuin muiden rantatyyppien, mikä antaa lisätukea rakenteellisen monimuotoisuuden merkitykselle. Toisin kuin hiekkarantojen tasainen rakenne, kivikkorantojen suojaisat kivenkolot sekä suojarantojen kasvillisuus toimivat hyvinä suojapaikkoina pohjaeläimille (Brodersen 1995, Tolonen ym. 2001, Baumgärtner ym. 2008).

Tolosen ym. (2017b) mukaan Shannonin diversiteetti-indeksi myös pieneni kivien partikkelikoon kasvaessa. Tässä tutkimuksessa kivikokoa ei tarkasteltu erillisenä muuttujana, eikä suoraa vertailua voi siksi tehdä, mutta lajimäärällä ja -

diversiteetillä oli heikko positiivinen yhteys keskikokoisten kivien (64–256 mm) peittävyteen.

Lajirunsaus sekä Shannonin diversiteetti-indeksi korreloivat positiivisesti vaikkakin melko heikosti veden sameuden kanssa. Tolosen ym. (2017b) mukaan Shannonin diversiteetti-indeksi korreloi positiivisesti humuksen ja ravinteiden kanssa. On myös viitteitä siitä, että toiminnallinen monimuotoisuus pienenisi ja pohjaeläinyhteisökoostumus muuttuisi lisääntyneen kasvillisuuden myötä (Twardochleb & Olden 2016). Tässä tutkimuksessa pohjalehtiset kasvit ennemminkin lisäsivät taksonomista monimuotoisuutta, vaikka korrelaatio onkin pieni. Kahdella kasvillisuuteen liittyvistä muuttujista oli yhteys lajirunsauteen, vaikka muitakin kasvillisuuteen liittyviä muuttujia oli aineiston tarkastelussa. Yhteys löytyi lajirunsauden ja pohjalehtisten kasvien sekä kasvien kokonaispeittävyden väliltä.

Tulosten mukaan lajirunsaus ja monimuotoisuus ovat pienempiä kasvittomilla ja kivettömällä alueilla ja suurempia rannoilla, joiden pohja-aineksesta osa on hienojakoista ainesta tai, joilla esiintyi päällysyä. Kaikki nämä ominaisuudet puuttuvat hiekkarannoilta. Hiekkarannat ovat tyypillisesti kasvittomia ja kivettömiä. Rannat, joilla oli hienojakoista ainesta ovat todennäköisimmin kasvillisuusrantoja ja rannat, joilla esiintyy päällysyä kivikkorantoja. Nämä tulokset antavat samankaltaisia vastauksia kuin yhteisömuuttujien ja rantatyyppien välinen tarkastelu sekä aiemmat tutkimukset (mm. Brodersen 1995, Tolonen 2004, Tolonen & Hämäläinen 2010).

Ympäristömuuttujien väliset korrelaatiot osoittavat, että kasvirannat ovat tyypillisesti hitaasti syveneviä. Kasvit sitovat hyvin orgaanista ainesta ja hienojakoista sedimenttiä juuriensa ja varsiensa lomaan. Kasvit juurtuvat huonosti kivikkoiseen pohjaan, ja siksi niitä esiintyy enemmän pehmeillä pohjilla. Aiemmin on osoitettu (Tolonen ym. 2001, Tolonen & Hämäläinen 2010), että kasvirannat sijaitsevat tyypillisesti suojaisemmissa paikoissa, mikä ilmenee myös Puruveden karttakuvasta (Kuva 1) ja negatiivisesta korrelaatiosta muuttujien alttius tuulelle ja kasvillisuuden kokonaispeittävyys välillä.

Hiekkarantojen tyypillisimmällä pohja-aineksella ei ollut yhteyttä yhteenkään yhteisömuuttujaan ja ympäristömuuttujienkin kanssa korrelaatiot olivat lieviä. Hiekan yhteys etäisyyteen rannasta, rannan jyrkkyyteen, kivien esiintymiseen, soran esiintymiseen sekä lohcareiden ja pienten kivien esiintymiseen ilmentää tyypillistä hiekkarantaan, joka on loiva ja jolla ei esiinny kiviä. Tolosen & Hämäläisen (2010) tutkimuksessa todetaan, että hiekkarannoille tyypillistä olisi hiekan ohella keskiverto jyrkkyys ja alttius tuulelle sekä vähäinen kasvillisuus.

Tutkimukset osoittavat, että kivikkorannat sijaitsevat usein avoimilla rannoilla, jotka ovat alttiina tuulelle (Brodersen 1995, Tolonen ym. 2001). Tätä tukevat myös tämän tutkimuksen kartta sekä tulokset, joiden mukaan kivien sekä lohcareiden-pienten kivien ja alttius tuulelle välillä on lievät korrelaatiot. Aallokko puolestaan vaikuttaa siihen, että kivien pinnat pysyvät puhtaana hienojakoisesta aineksesta (Baumgärtner ym. 2008), joka käy ilmi alttius tuulelle ja hienojakoisen aineksen yhdistetty peittävyys välisestä korrelaatiosta.

Pohjaeläinten päivän aikana tapahtuvaa liikkumista ei voitu ottaa huomioon näytteenotossa. Vaikka rantatyyppin mukaan luokitellut näytteenottopaikat olivat ennalta määrättyjä, eivät ne olleet kokonaisuudessaan yksiselitteisesti täysin tyypillisiä omaa pohjanlaatuun edustavia alueita. Osa alueista oli sekahabitaatteja, jotka olivat pääasiassa esimerkiksi hiekkaa, jonka reunalla tai pienessä kohtaa saattoi kasvaa vesikasvillisuutta tai olla kiviä. Niin kuin rantaviiva lähempää katsottaessa koostuu aina vain uusista ulkonemista ja poukamista, niin myös järven pohja koostuu useista pohjanlaaduista, siksi on mahdotonta sanoa, missä menee kahden pohjanlaadun raja.

Lähes 3/4 tutkimukseen kerätyistä näytteistä jäi tutkimuksen ulkopuolelle. Tätä aineistoa voidaan tulevaisuudessa hyödyntää, jos halutaan varmempaa tietoa ympäristön vaikutuksesta pohjaeläinyhteisörakenteeseen. Tästä tutkimuksesta pois rajatulla aineistolla 0,5–2 m ja 2–3 m syvyydestä voidaan esimerkiksi tutkia, miten pohjaeläinyhteisö muuttuu rantavyöhykkeellä matalasta syvälle siirryttäessä ja onko pohjanlaadulla ja syvyydellä yhteisvaikutusta pohjaeläinyhteisörakenteeseen.

Tässä tutkimuksessa käsiteltiin vain pohjaeläinyhteisön taksonomista monimuotoisuutta, jonka rinnalle on myös muita, vaihtoehtoisia monimuotoisuuden mittareita. Pohjaeläinyhteisöä voidaan tutkia esimerkiksi toiminnallisen monimuotoisuuden kautta, joka kuvaa lajille tyypillisten toiminnallisten piirteiden kirjoa. Jokaiselle piirteelle on oma paikkansa toimivassa ja vakaassa pohjaeläinyhteisössä (Twardochleb & Olden 2016). Pohjaeläimet voidaan jakaa toiminnallisten piirteiden mukaan esimerkiksi pilkkoihin, suodattajiin, kerääjiin, kaapijoihin ja petoihin, liittyen niiden tapaan hankkia ravintoaan ja vaikuttaa näin ympäristöönsä. Kun petojen ja saaliseläinten suhde on sopiva, voidaan pohjaeläinyhteisön ajatella voivan hyvin (Frainer ym. 2016).

On myös mahdollista tarkastella pohjaeläinyhteisöä sen fylogeneettisen monimuotoisuuden kautta, joka kuvaa lajien sukulaissuhteiden monimuotoisuutta (Evtimova & Donohue 2016). Fylogeneettisen monimuotoisuuden ollessa pieni, ovat näytteen lajit toisilleen läheistä sukua (Thorp & Covich 2010).

Paikalliset ympäristöolosuhteet vaikuttavat pohjaeläinyhteisöjen rakenteeseen ja monimuotoisuuteen järvien rantavyöhykkeessä. Nämä olot ovat kuitenkin jatkuvassa ajallisessa muutostilassa. Tässä tutkimuksessa saadut tulokset kuvaavat Puruveden Hummonselän pohjaeläinyhteisörakennetta syksyllä 2017. Ajassa toistettujen tutkimusten tuloksia toisiinsa vertaamalla voidaan selvittää, miten Hummonselän pohjaeläimistö ja niiden elinympäristöt ovat muuttuneet ajan kuluessa.

Tästä tutkimuksesta saatuja tutkimustuloksia voidaan käyttää tulevaisuudessa lähtötietona paitsi Hummonselälle, myös samaa järviyppiä edustaville järville. Mitä enemmän järven ominaisuudet poikkeavat Puruveden Hummonselästä, sitä varovaisemmin tuloksiin on kuitenkin suhtauduttava. Tämän tutkimuksen tuloksia voidaan käyttää myös litoraalivyöhykkeen pohjaeläimistön järvien väliseen laajempaan vertailuun.

Koska jokaisen rinnakkaisnäytteen koordinaatit tiedetään, voidaan tulevaisuudessa perehtyä tarkemmin myös spatiaalisiin vertailuihin. Karttaohjelmien avulla voidaan selvittää syvemmin, miten pohjaelinyhteisöt poikkeavat toisistaan esimerkiksi samankaltaisen pohjanlaadun aluekoon ja laikuittaisuuden mukaan. Myös erilaisten monimuuttujamenetelmien käyttö aineistojen tarkastelussa olisi järkevää, sillä pohjaeläinten elinympäristöt ovat kompleksisia ja monet ympäristötekijät vaikuttavat niihin samanaikaisesti (Tolonen ym. 2003b).

Tämä tutkimus toteutettiin osana suurempaa Freshabit LIFE IP -hanketta, joten vertailukelpoisia tutkimuksia on odotettavissa paljon. Esimerkiksi Hummonselän profundaalivyöhykkeen pohjaeläimistöä kartoittava tutkimus on valmistumassa samaan aikaan tämän tutkimuksen kanssa. Litoraalivyöhykkeiden pohjaeläimistöä tutkimalla saadaan vahvistettua jo aikaisempia tutkimustuloksia siitä, miten tärkeää haavoittuvan (Strayer & Findlay 2010) ja runsasta sekä monimuotoista pohjaeläimistöä ylläpitävän litoraalivyöhykkeen suojeleminen on (Brauns ym. 2007a, Hampton ym. 2011).

KIITOKSET

Kiitän Heikki Hämäläistä, Kimmo Tolosta ja Kristiina Nyholmia kaikesta avusta ja työni ohjauksesta. Lisäkiitoksen Kimmo Tolonen saa näyttöennottoviikoista, josta myös Jonna Kuha ansaitsee kiitoksen. Kiitän opiskelijatovereitani Jaana Lahdenniemeä ja Sini Valkosta, jotka tekivät graduaan kanssani samankaltaisista aiheista. Kiitän myös Freshabit LIFE IP -hanketta taloudellisesta tuesta.

KIRJALLISUUS

- Aroviita J., Vuori K.-M., Hellsten S., Jyväsjärvi J., Järvinen M., Karjalainen S. M., Kauppila P., Korpinen S., Kuoppala M., Mitikka S., Mykrä H., Olin M., Rask M., Riihimäki J., Räike A., Rääpysjärvi J., Sutela T., Vehanen T. & Vuorio K. 2014. Maa- ja metsätalouden kuormittamien pintavesien ekologinen tila ja sen seuranta. Suomen ympäristökeskuksenraportteja 12 | 2014.
- Aroviita J., Hellsten S., Jyväsjärvi J., Järvenpää L., Järvinen M., Karjalainen S. M., Kauppila P., Keto A., Kuoppala M., Manni K., Mannio J., Mitikka S., Olin M., Perus J., Pilke A., Rask M., Riihimäki J., Ruuskanen A., Siimes K., Sutela T., Vehanen T. & Vuori K.-M. 2012. Ohje pintavesien ekologisen ja kemiallisen tilan luokitteluun vuosille 2012–2013. Ympäristöhallinnon ohjeita 7 / 2012.
- Aroviita J. & Hämäläinen H. 2008. The impact of water-level regulation on littoral macroinvertebrate assemblages in boreal lakes. *Hydrobiologia* 613: 45–56.
- Aschonitis V. G., Castaldelli G. & Fano E. A. 2016. Relations between environmental gradients and diversity indices of benthic invertebrates in lotic systems of northern Italy. *Web Ecology* 16: 13–15.
- Baumgärtner D., Mörtl M. & Rothhaupt K.-O. 2008. Effects of water-depth and water-level fluctuations on the macroinvertebrate community structure in the littoral zone of Lake Constance. *Hydrobiologia* 613: 97–107.
- Bjelke U., Bohman I. M. & Herrmann J. 2005. Temporal niches of shredders in lake littorals with possible implications on ecosystem functioning. *Aquatic Ecology* 39: 41–53.
- Brauns M., Garcia X.-F., Walz N. & Pusch M.T. 2007a. Effects of human shoreline development on littoral macroinvertebrates in lowland lakes. *Journal of Applied Ecology* 44: 1138–1144.

- Brauns M., Garcia X.-F., Pusch M. T. & Walz N. 2007b. Eulittoral macroinvertebrate communities of lowland lakes: discrimination among trophic states. *Freshwater Biology* 52: 1022–1032.
- Brodersen K. P. 1995. The effect of wind exposure and filamentous algae on the distribution of surf zone macroinvertebrates in Lake Esrom, Denmark. *Hydrobiologia* 297: 131–148.
- Cai Y., Xu H., Vilmi A., Tolonen K. T., Tang X., Qin B., Gong Z. & Heino J. 2017. Relative roles of spatial processes, natural factors and anthropogenic stressors in structuring a lake macroinvertebrate metacommunity. *Science of total environment* 601-602: 1702–1711
- Carmignani J. R. & Roy A. H. 2017. Ecological impacts of winter water level drawdowns on lake littoral zones: a review. *Aquatic Sciences* 79: 803–824.
- Donohue I. & Molinos J. G. 2009. Impacts of increased sediment loads on the ecology of lakes. *Biological Reviews* 84: 517–531.
- EC, 2000. Directive of the European Parliament and of the Council 2000/60/EC, annettu 23. lokakuuta 2000, establishing a framework for Community action in the field of water policy.
- Evtimova V.V. & Donohue I. 2016. Water-level fluctuations regulate the structure and functioning of natural lakes. *Freshwater Biology* 61: 251–264.
- Frainer A., Johansen K. S., Siwertsson A., Mousavi S. K., Brittain J. E., Klemetsen A., Knudsen R. & Amundsen P.-A. 2016. Variation in functional trait composition of benthic invertebrates across depths and seasons in a subarctic lake. *Fundamental and Applied Limnology* 188: 103–112.
- Furey P.C., Nordin R. N. & Mazumder A. 2006. Littoral benthic macroinvertebrates under contrasting drawdown in a reservoir and a natural lake. *Journal of the North American Benthological Society* 25: 19–31.
- Gabel F., Garcia X. F., Schnauder I. & Pusch M. T. 2012. Effects of ship-induced waves on littoral benthic invertebrates. *Freshwater Biology* 57: 2425–2435.
- Hampton S. E., Fradkin S. C., Leavitt P. R., Rosenberger E. E. 2011. Disproportionate importance of nearshore habitat for the food web of a deep oligotrophic lake. *Marine and Freshwater Research* 62: 350–358.
- Hansen J. P., Wikström S. A., Axemar H. & Kautsky L. 2011. Distribution differences and active habitat choices of invertebrates between macrophytes of different morphological complexity. *Aquatic Ecology* 45: 11–22.
- Jurca T., Donohue L., Laketic D., Radulovic S. & Irvine, K. 2012. Importance of the shoreline diversity features for littoral macroinvertebrate assemblages. *Fundamental and Applied Limnology* 180: 175–184.
- Lyche-Solheim A., Feld C. K., Birk S., Phillips G., Carvalho L., Morabito G., Mischke U., Willby N., Søndergaard M., Hellsten S., Kolada A., Mjelde M., Böhmer J., Miler O., Pusch M.T., Argillier C., Jeppesen E., Lauridsen T. L. & Poikane S. 2013. Ecological status assessment of European lakes: a

- comparison of metrics for phytoplankton, macrophytes, benthic invertebrates and fish. *Hydrobiologia* 704: 57–74.
- McAbendroth L., Ramsay P.M., Foggo A., Rundle S. D. & Bilton D. T. 2005. Does macrophyte fractal complexity drive invertebrate diversity, biomass and body size distributions? *Oikos* 111: 279–290.
- McGoff E. & Irvine K. 2009. A test of the association between Lake Habitat Quality Assessment and macroinvertebrate community structure. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems* 19: 520–533.
- McGoff E., Solimini A. G., Pusch M. T., Jurca T. & Sandin L. 2013. Does lake habitat alteration and land-use pressure homogenize European littoral macroinvertebrate communities? *Journal of Applied Ecology* 50: 1010–1018.
- Miler O., Porst G., McGoff E., Pilotto F., Donohue L., Jurca T., Solimini A., Sandin L., Irvine K., Aroviita J., Clarke R. & Pusch M. T. 2013 Morphological alterations of lake shores in Europe: A multimetric ecological assessment approach using benthic macroinvertebrates. *Ecological Indicators* 34: 398–410.
- Petrin Z., Brittain J. E. & Saltveit S. J. 2013. Mayfly and stonefly species traits and species composition reflect hydrological regulation: a meta-analysis. *Freshwater Science* 32: 425–437.
- Pielou E.C. 1971. Measurement of structure in animal communities. In: Wiens J.A., ed., *Ecosystem structure and function (Proceedings of the 31st Annual Biology Colloquium)*. Corvallis, Oregon: *Oregon State University Press*.
- Pätzig M., Grüneberg B. & Brauns M. 2015. Water depth but not season mediates the effects of human lakeshore modification on littoral macroinvertebrates in a large lowland lake. *Fundamental and Applied Limnology* 186: 311–321
- Rohweder, J., Rogala, J. T., Johnson, B. L., Anderson, D., Clark, S., Chamberlin, F., Potter, D. & Runyon, K. 2012. Application of Wind Fetch and Wave Models for Habitat Rehabilitation and Enhancement Projects – 2012 Update. Contract report prepared for U.S. Army Corps of Engineers' Upper Mississippi River Restoration – Environmental Management Program. 52 s.
- Scheifhacken N., Fiek C. & Rothhaupt K. O. 2007. Complex spatial and temporal patterns of littoral benthic communities interacting with water level fluctuations and wind exposure in the littoral zone of a large lake. *Fundamental and Applied Limnology* 169: 115–129.
- Schowalter T. D. 2016. Insect ecology: an ecosystem approach. *Academic Press*
- Shannon D. E. 1948. A mathematical theory of communication. *Bell System Technological Journal* 27: 379–423, 623–656.
- Strayer D. & Findlay S. 2010. Ecology of freshwater shore zones. *Aquatic Sciences* 72: 127–163.
- Srivastava J., Gupta A. & Chandra H. 2008. Managing water quality with aquatic macrophytes. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology* 7: 255–266.

- Tarkowska-Kukuryk M. 2013. Periphytic algae as food source for grazing chironomids in a shallow phytoplankton-dominated lake. *Limnologica* 43: 254–264.
- Thorp J. H. & Covich A. P. 2010. Ecology and classification of North American freshwater invertebrates. *Academic Press, Amsterdam*.
- Tolonen K. T., Hämäläinen H., Holopainen I.J. & Karjalainen, J. 2001. Influences of habitat type and environmental variables on littoral macroinvertebrate communities in a large lake system. *Archiv für Hydrobiologie* 152: 39–67.
- Tolonen K. T., Hämäläinen H., Luotonen H. & Kotanen J. 2003a. Rantavyöhykkeen pohjaeläimet järvien ekologisen tilan arvioinnissa ja seurannassa. Menetelmien käyttökelpoisuuden ja kustannustehokkuuden arviointi Life Vuoksi - projektissa. *Alueelliset ympäristöjulkaisut* 328: 1–60.
- Tolonen K. T., Hämäläinen H., Holopainen I.J., Mikkonen K. & Karjalainen J. 2003b. Body size and substrate association of littoral insects in relation to vegetation structure. *Hydrobiologia* 499: 179–190.
- Tolonen K. T. 2004. Patterns in diversity and assemblages of lake littoral macroinvertebrates in relation to abiotic and biotic factors. University of Joensuu, *PhD Dissertations in Biology*. No:27.
- Tolonen K. T., Holopainen I.J., Hämäläinen H., Rahkola-Sorsa M., Ylöstalos P., Mikkonen K. & Karjalainen J. 2005. Littoral species diversity and biomass: concordance among organismal groups and the effects of environmental variables. *Biodiversity and Conservation* 14: 961–980.
- Tolonen K. T. & Hämäläinen H. 2010. Comparison of sampling methods and habitat types for detecting impacts on lake littoral macroinvertebrate assemblages along a gradient of human disturbance. *Fundamental and Applied Limnology* 176: 43–59.
- Tolonen K. T., Vilmi A., Karjalainen S.-M., Hellsten S. & Heino J. 2017a. Do different facets of littoral macroinvertebrate diversity show congruent patterns in a large lake system? *Community Ecology* 18: 109–116
- Tolonen K. T., Vilmi A., Karjalainen S.-M., Hellsten S., Sutela T. & Heino J. 2017b. Ignoring spatial effects results in inadequate models for variation in littoral macroinvertebrate diversity. *Oikos* 126: 852–862.
- Trottier G., Embke H., Turgeon K., Solomon C., Nozais C. & Gregory-Eaves I. 2019. Macroinvertebrate abundance is lower in temperate reservoirs with higher winter drawdown. *Hydrobiologia* <https://doi.org/10.1007/s10750-019-3922-y>
- Twardochleb L.A. & Olden J.D. 2016. Human development modifies the functional composition of lake littoral invertebrate communities. *Hydrobiologia* 775: 167–184.
- Vilmi A., Karjalainen S.M., Nokela T., Tolonen K. & Heino J. 2016. Unravelling the drivers of aquatic communities using disparate organismal groups and different taxonomic levels. *Ecological Indicators* 60: 108–118.

- Warfe D.M. & Barmuta L.A. 2006. Habitat structural complexity mediates food web dynamics in a freshwater macrophyte community. *Oecologia* 150: 141–154.
- Warfe D. M., Barmuta L. A. & Wotherspoon S. 2008. Quantifying habitat structure: surface convolution and living space for species in complex environments. *Oikos* 117: 1764–1773.
- White J. & Irvine K. 2003. The use of littoral mesohabitats and their macroinvertebrate assemblages in the ecological assessment of lakes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13: 331–351.

LIITE 1. Yleisyyden ja runsauden perusteella järjestetyt taksonit sekä taksonien yksilötiheyden keskiarvon osuus rantatyypeittäin.

Tummennettuna on $\geq 50\%$:n osuudet.

Yleisyyden perusteella	Hiekkaranta	Kasviranta	Kivikkoranta	Yhteensä
Chironomidae_others	11 %	30 %	59 %	49
Oligochaeta_spp	18 %	36 %	46 %	47
Ceratopogonidae_spp	4 %	8 %	88 %	39
Tanypodinae_spp	1 %	53 %	46 %	39
Asellus_aquaticus	1 %	75 %	24 %	36
Stylaria_lacustris	22 %	68 %	10 %	36
Leptophlebia_marginata	1 %	83 %	16 %	36
Hydracarina	31 %	34 %	35 %	35
Hydroptila_spp	0 %	4 %	96 %	31
Caenis_horaria	1 %	49 %	50 %	30
Kageronia_fuscogrisea	1 %	76 %	23 %	25
Oulimnius_tuberculatus	2 %	10 %	88 %	24
Athripsodes_cinereus	12 %	31 %	56 %	24
Gyraulus_albus	0 %	19 %	81 %	23
Tinodes_waeneri	0 %	1 %	99 %	23
Radix_peregra	0 %	6 %	94 %	22
Pisidium	22 %	71 %	6 %	21
Nematoda	71 %	22 %	7 %	21
Centroptilum_luteolum	17 %	30 %	54 %	21
Cloeon_inscriptum	2 %	98 %	0 %	19
Polycentropus_flavomaculatus	0 %	9 %	91 %	18
Pallasea_quadrispinosa	31 %	25 %	44 %	18
Erpobdella_octoculata	0 %	57 %	43 %	18
Leptophlebia_vespertina	3 %	89 %	8 %	16
Cyrnus_trimaculatus	0 %	9 %	91 %	16
Oxyethira_spp	4 %	92 %	4 %	15
Triaenodes_bicolor	0 %	93 %	7 %	15
Caenis_luctuosa	0 %	48 %	52 %	15
Oecetis_testacea	0 %	14 %	86 %	15
Heptagenia_dalecarlica	0 %	0 %	100 %	14

Runsauden perusteella	Hiekkaranta	Kasviranta	Kivikkoranta	Yhteensä
Chironomidae_others	11 %	30 %	59 %	3950
Ceratopogonidae_spp	4 %	8 %	88 %	1660
Asellus_aquaticus	1 %	75 %	24 %	1183
Oligochaeta_spp	18 %	36 %	46 %	1166
Hydroptila_spp	0 %	4 %	96 %	1050
Cloeon_inscriptum	2 %	98 %	0 %	972
Stylaria_lacustris	22 %	68 %	10 %	786
Leptophlebia_marginata	1 %	83 %	16 %	568
Gyraulus_albus	0 %	19 %	81 %	536
Caenis_horaria	1 %	49 %	50 %	337
Tinodes_waeneri	0 %	1 %	99 %	317
Kageronia_fuscogrisea	1 %	76 %	23 %	260
Oulimnius_tuberculatus	2 %	10 %	88 %	259
Tanypodinae_spp	1 %	53 %	46 %	255
Pisidium	22 %	71 %	6 %	242
Radix_peregra	0 %	6 %	94 %	234
Leptophlebia_vespertina	3 %	89 %	8 %	219
Nematoda	71 %	22 %	7 %	165
Heptagenia_dalecarlica	0 %	0 %	100 %	156
Caenis_rivulorum	0 %	0 %	100 %	140
Micronecta_spp	0 %	4 %	96 %	121
Hydracarina	31 %	34 %	35 %	118
Bathyomphalus_contortus	0 %	99 %	1 %	95
Athripsodes_cinereus	12 %	31 %	56 %	91
Centroptilum_luteolum	17 %	30 %	54 %	83
Oxyethira_spp	4 %	92 %	4 %	74
Polycentropus_flavomaculatus	0 %	9 %	91 %	71
Armiger_crista	0 %	100 %	0 %	60
Valvata_cristata	0 %	100 %	0 %	58
Triaenodes_bicolor	0 %	93 %	7 %	53

LIITE 2. Runsaimmat ja yleisimmät pohjaeläimet rantatyypeittäin. Runsaus ja yleisyys on järjestetty suurimmasta pienimpään.

Hiekkarannoilla	
Runsaimmat	Yleisimmät
Chironomidae_others	Chironomidae_others
Oligochaeta_spp	Oligochaeta_spp
Nematoda	Nematoda
Ceratopogonidae_spp	Ceratopogonidae_spp
Pisidium	Hydracarina
Cloeon_inscriptum	Pisidium
Pallasea_quadrispinosa	Athripsodes_cinereus
Centroptilum_luteolum	Pallasea_quadrispinosa
Wiedemannia	Wiedemannia
Athripsodes_cinereus	Asellus_aquaticus
Leptophlebia_marginata	Cloeon_inscriptum
Leptophlebia_vespertina	Centroptilum_luteolum
Oulimnius_tuberculatus	Leptophlebia_marginata
Hemerodromiinae	Leptophlebia_vespertina
Kageronia_fuscogrisea	Oulimnius_tuberculatus
Lepidostoma_hirtum	Hemerodromiinae
Oecetis_sp	Kageronia_fuscogrisea
Oxyethira_spp	Lepidostoma_hirtum
Gyrinus_gyrinus	Oecetis_sp
Chelifera	Oxyethira_spp

Kasvirannoilla	
Runsaimmat	Yleisimmät
Chironomidae_others	Chironomidae_others
Cloeon_inscriptum	Oligochaeta_spp
Leptophlebia_marginata	Asellus_aquaticus
Oligochaeta_spp	Stylaria_lacustris
Pisidium	Tanypodinae_spp
Leptophlebia_vespertina	Leptophlebia_marginata
Kageronia_fuscogrisea	Cloeon_inscriptum
Ceratopogonidae_spp	Caenis_horaria
Tanypodinae_spp	Kageronia_fuscogrisea
Oxyethira_spp	Hydracarina
Nematoda	Pisidium
Armiger_crista	Trienodes_bicolor
Trienodes_bicolor	Ceratopogonidae_spp
Cyrnus_fennicus	Molanna_angustata
Cyrnus_flavidus	Agrypnia_obsoleta
Libellula_quadrimaculata	Leptophlebia_vespertina
Hydroptila_spp	Oxyethira_spp
Hippeutis_complanatus	Hydroptila_spp
Molanna_angustata	Molannodes_tinctus
Athripsodes_cinereus	Centroptilum_luteolum

Kivikkorannoilla	
Runsaimmat	Yleisimmät
Chironomidae_others	Chironomidae_others
Ceratopogonidae_spp	Ceratopogonidae_spp
Hydroptila_spp	Hydroptila_spp
Oligochaeta_spp	Oligochaeta_spp
Tinodes_waeneri	Tinodes_waeneri
Oulimnius_tuberculatus	Oulimnius_tuberculatus
Heptagenia_dalecarlica	Tanypodinae_spp
Tanypodinae_spp	Leptophlebia_marginata
Micronecta_spp	Hydracarina
Leptophlebia_marginata	Gyraulus_albus
Polycentropus_flavomaculatus	Radix_peregra
Kageronia_fuscogrisea	Heptagenia_dalecarlica
Athripsodes_cinereus	Polycentropus_flavomaculatus
Centroptilum_luteolum	Athripsodes_cinereus
Cyrnus_trimaculatus	Stylaria_lacustris
Lepidostoma_hirtum	Asellus_aquaticus
Spirosperma_ferox	Cyrnus_trimaculatus
Normandia_nitens	Caenis_horaria
Oecetis_testacea	Oecetis_testacea
Mystacides_nigra	Pallasea_quadrispinosa

LIITE 3. Ympäristö- ja yhteisömuuttujien väliset Spearmanin järjestyskorrelaatiot (r_s) ja niiden tilastolliset merkitsevyydet ($p \leq 0,001$ ***, $0,001 < p \leq 0,01$ **, $0,01 < p \leq 0,05$ *). Korrelaatiokerroin on tummennettu, jos r_s on itseisarvoltaan suurempi kuin 0,6 ja solu on punainen, jos korrelaatiokerroin on negatiivinen.

	Yksilötihveys (Ws./m2)	Lajirunsaus	Shannon	H'/Hmax	Syvyys (m)	Etäisyys rantaan (m)	Jyrkkyy (%)	Alttius tuulelle	Sameus (NTU)	Ilmaversoiset (%)	Pohjalehtiset (%)	Kasvillisuuden kokonaispeittävyys (%)	Karkea detritus (%)	Lohkareet (256-4000 mm)	Kivet (64-256 mm)	Pienet kivet (16-64 mm)	Sora (2-16 mm)	Hiekka (0,06-2 mm)	Hienojakoinen (<0,06 mm)	Detritus (Yhd. Peit. %)	Hienojakoinen (Yhd. Peit. %)	Sora+Hiekka (Yhd. Peit. %)	
Lajirunsaus	0.6818***																						
Shannon	0.1857**	0.7108***																					
H'/Hmax	-0.3604	0.1561	0.7029***																				
Syvyys (m)	0.0334	0.0712	0.1290	0.1670																			
Etäisyys rantaan (m)	-0.0966	-0.0751	-0.0081	0.1243	0.5159***																		
Jyrkkyy (%)	0.2238	0.1095	-0.0823	-0.2874*	-0.5382***	-0.7725***																	
Alttius tuulelle	-0.0274	-0.2495	-0.2658**	-0.1890	0.1577	-0.0397	0.0023																
Sameus (NTU)	0.2635	0.5206***	0.4133***	0.1820	0.1141	0.0370	0.0147	-0.3983**															
Ilmaversoiset (%)	0.1232	0.1883	0.2350	0.1141	0.3386*	0.5187***	-0.5436***	-0.2652	0.1170														
Pohjalehtiset (%)	0.0333	0.4521**	0.4800***	0.2627	0.2348	0.1482	-0.2601	-0.3785**	0.4149**	0.4095**													
Kasvillisuuden kokonaispeittävyys (%)	0.2247	0.4026**	0.3875*	0.1485	0.3142*	0.4712***	-0.5802***	-0.4056**	0.3242*	0.8019***	0.7304***												
Karkea detritus (%)	0.1795	0.2065	0.2194	0.0811	0.3972**	0.5821***	-0.5819***	-0.2743*	0.1221	0.8235***	0.4529**	0.8149***											
Lohkareet (256-4000 mm)	-0.2075	-0.1114	0.0322	-0.0015	-0.1533	0.0293	0.2739*	-0.0568	0.0640	-0.1984	-0.0441	-0.2058	-0.1896										
Kivet (64-256 mm)	0.2095	0.2778*	0.2981	0.0705	-0.1232	-0.6124***	0.5655***	0.4103**	-0.0454	-0.5209***	-0.1797	-0.5125***	-0.5537***	0.0414									
Pienet kivet (16-64 mm)	0.0177	0.1422	0.2417	0.1659	-0.0167	-0.2692	0.2706*	0.1397	-0.0058	-0.2331	-0.0952	-0.3145*	-0.2930*	-0.1838	0.5181***								
Sora (2-16 mm)	-0.1311	-0.0313	-0.1106	0.0080	0.0547	0.1935	-0.1216	0.2371	-0.1415	-0.0710	0.2321	0.0202	0.0122	-0.2587	-0.0454	0.1416							
Hiekka (0,06-2 mm)	-0.3997	-0.2065	-0.2140	0.1159	0.2450	0.5194***	-0.4454***	0.0126	-0.1312	-0.0024	0.1110	0.0642	0.1004	-0.1083	-0.4170**	-0.1779	0.3935**						
Hienojakoinen (<0,06 mm)	0.2634	0.2998*	0.2803*	0.0893	0.1666	0.1629	-0.2985*	-0.4528**	0.4475**	0.5891***	0.4265**	0.6953***	0.4965***	-0.2448	-0.4401**	-0.3101*	-0.2864*	-0.1401					
Detritus (Yhd. Peit. %)	0.1667	0.1689	0.1545	0.0160	0.3554**	0.6114***	-0.6291***	-0.2817*	0.0690	0.7982***	0.4405**	0.8182***	0.9782***	-0.2105	-0.6013***	-0.3304*	0.0206	0.1768	0.4621***				
Hienojakoinen (Yhd. Peit. %)	0.2664	0.2997*	0.2790*	0.0880	0.1651	0.1644	-0.2994*	-0.4550**	0.4523**	0.5863***	0.4242**	0.6967***	0.4972***	-0.2448	-0.4408**	-0.3101*	-0.2865*	-0.1443	0.9997***	0.4628***			
Sora-Hiekka (Yhd. Peit. %)	-0.3410**	-0.1848	-0.2093	0.0955	0.1616	0.4331**	-0.3811**	0.1359	-0.2148	-0.0694	0.1145	0.0089	0.0067	-0.2180	-0.2909*	-0.0238	0.7270***	0.8678***	-0.2480	0.0735	-0.2519		
Lohkareet-Pienet kivet (Yhd. Peit. %)	0.1238	0.0784	0.0873	-0.1095	-0.2817*	-0.6206***	0.7409***	0.3613**	-0.0639	-0.5876***	-0.3325*	-0.6626***	-0.6374***	0.4211*	0.8313***	0.4315**	-0.2462	-0.5016***	-0.4962***	-0.6851***	-0.4968***	-0.4765***	

LIITE 4. Havaitut taksonit sekä niiden keskirunsaus yksilöinä ja yleisyys näytteinä.

Taksoni	Keskirunsaus näytteessä (yksilöä)	Yleisyys (näytettä)
Chironomidae muut	79	49
Ceratopogonidae spp.	33,2	39
Asellus aquaticus	23,66	36
Oligochaeta spp.	23,32	47
Hydroptila spp.	21	31
Cloeon inscriptum	19,44	19
Stylaria lacustris	15,72	36
Leptophlebia marginata	11,36	36
Gyraulus albus	10,72	23
Caenis horaria	6,74	30
Tinodes waeneri	6,34	23
Kageronia fuscogrisea	5,2	25
Oulimnius tuberculatus	5,18	24
Tanypodinae spp	5,1	39
Pisidium	4,84	21
Radix peregra	4,68	22
Leptophlebia vespertina	4,38	16
Nematoda	3,3	21
Heptagenia dalecarlica	3,12	14
Caenis rivulorum	2,8	5
Micronecta spp.	2,42	12
Hydracarina	2,36	35
Bathyomphalus contortus	1,9	4
Athripsodes cinereus	1,82	24
Centroptilum luteolum	1,66	21
Oxyethira spp.	1,48	15
Polycentropus flavomaculatus	1,42	18
Armiger crista	1,2	2
Valvata cristata	1,16	1
Triaenodes bicolor	1,06	15
Cyrnus fennicus	0,98	10
Spirosperma ferox	0,96	12
Caenis luctuosa	0,94	15
Lepidostoma hirtum	0,94	13
Cyrnus trimaculatus	0,92	16
Cyrnus flavidus	0,9	7
Hippeutis complanatus	0,8	5
Libellula quadrimaculata	0,8	3
Pallasea quadrispinosa	0,78	18
Oecetis testacea	0,72	15
Normandia nitens	0,68	4
Molanna angustata	0,66	13

Liite 4 jatkuu

Taksoni	Keskirunsaus näytteessä (yksilöä)	Yleisyys (näytettä)
<i>Erpobdella octoculata</i>	0,64	18
<i>Mystacides nigra</i>	0,64	4
<i>Molannodes tinctus</i>	0,62	11
<i>Myxas glutinosa</i>	0,58	5
<i>Agrypnia obsoleta</i>	0,54	12
<i>Capnopsis schilleri</i>	0,52	7
<i>Limnephilidae spp.</i>	0,5	13
<i>Nemoura avicularis</i>	0,48	5
<i>Enallagma cyathigerum</i>	0,46	9
<i>Sphaerium</i>	0,42	1
<i>Vejdoskyella comata</i>	0,4	3
<i>Ephemera vulgata</i>	0,4	4
<i>Oecetis ochracea</i>	0,34	7
<i>Phryganea spp. pieni</i>	0,32	5
<i>Anisus vortex</i>	0,28	4
<i>Agrypnia picta</i>	0,28	8
<i>Coenagrion pulchellum puella</i>	0,26	2
<i>Phryganea grandis</i>	0,22	2
<i>Diura bicaudata</i>	0,2	6
<i>Athripsodes aterrimus</i>	0,2	7
<i>Coenagrion hastulatum</i>	0,2	3
<i>Orectochilus villosus</i>	0,2	4
<i>Ichnura elegans</i>	0,18	4
<i>Turbellaria</i>	0,16	5
<i>Ecnomus tenellus</i>	0,16	6
<i>Molanna albicans</i>	0,14	6
<i>Limnochares aquatica</i>	0,12	4
<i>Apatania auricula wallegreni</i>	0,12	4
<i>Holocentropus dubius</i>	0,12	1
<i>Hydropsyche contubernalis</i>	0,12	3
<i>Mystacides azurea</i>	0,12	4
<i>Wiedemannia</i>	0,12	3
<i>Argyroneta aquatica</i>	0,1	2
<i>Ceraclea annulicornis</i>	0,1	4
<i>Sialis sordida</i>	0,1	3
<i>Somatochlora metallica</i>	0,08	3
<i>Tipula Yamatotipula</i>	0,08	3
<i>Alboglossiphonia heteroclita</i>	0,06	1
<i>Helobdella stagnalis</i>	0,06	3
<i>Ceraclea dissimilis</i>	0,06	2
<i>Goera pilosa</i>	0,06	2
<i>Oecetis lacustris</i>	0,06	2
<i>Cordulia aenea</i>	0,06	2
<i>Nebrioporus depressus</i>	0,06	2
<i>Glossiphonia complanata</i>	0,04	2
<i>Caenis lactea</i>	0,04	2

Liite 4 jatkuu

Taksoni	Keskirunsaus näytteessä (yksilöä)	Yleisyys (näytettä)
Agraylea spp.	0,04	1
Hydroptilidae spp.	0,04	2
Aeshna grandis	0,04	1
Erythromma najas	0,04	1
Ophiogomphus cecilia	0,04	1
Sisyra	0,04	2
Ilybius fenestratus	0,04	1
Ilybius crassus	0,04	2
Porhydrus lineatus	0,04	2
Hemerodromiinae	0,04	1
Porifera	0,02	1
Piscicola geometra	0,02	1
Physa fontinalis	0,02	1
Segmentina nitida	0,02	1
Valvata piscinalis	0,02	1
Leuctra fusca	0,02	1
Nemoura spp.	0,02	1
Baetis macani vernus?	0,02	1
Proclouon bifidum	0,02	1
Agrypnia pagetana	0,02	1
Agrypnia varia	0,02	1
Limnephilus pantodapus	0,02	1
Lype reducta	0,02	1
Mystacides longicornis	0,02	1
Oecetis sp.	0,02	1
Phryganea bipunctata	0,02	1
Libellula fulva	0,02	1
Orthetrum cancellatum	0,02	1
Cymatia colepstrata	0,02	1
Gyrinus gyrinus	0,02	1
Haliphus confinis	0,02	1
Haliphus fulvus	0,02	1
Haliphus Liaphlus	0,02	1
Haliphus varius	0,02	1
Platambus maculatus	0,02	1
Chelifera	0,02	1
Diptera sp.	0,02	1