PÄIVÄNKORENTOJEN (EPHEMEROPTERA), KOSKIKORENTOJEN (PLECOPTERA) JA VESIPERHOSTEN (TRICHOPTERA) TOUKKIEN MONIMUOTOISUUS JA YHTEISÖRAKENNE SUURTEN JÄRVIEN KIVIKKORANNOILLA

JUKKA AROVIITA

Pro gradu -tutkielma
Joensuun yliopisto
Biologian laitos
2002

JOENSUUN YLIOPISTO
Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta, Biologian laitos
AROVIITA, JUKKA: Päivänkorentojen (Ephemeroptera), koskikorentojen (Plecoptera) ja vesiperhosten (Trichoptera) toukkien monimuotoisuus ja yhteisörakenne suurten järvien kivikkorannoilla.
Pro gradu-tutkielma, 97 s., liitteitä 8.
Maaliskuu 2002.

Tutkin kivikkorantojen EPT-taksonien (Ephemeroptera, Plecoptera ja Trichoptera) toukkien monimuotoisuutta ja yhteisörakennetta kahdeksalla suurella etelä- ja itäsuomalaisella järvialtaalla. 176 semikvantitatiivista näytettä [yht. 122 m^2 kivipintaa (KiA)] kerättiin joko harjaamalla tai pumpulla Lahden Vesijärven ja Saimaan ylemmän rantavyöhykkeen kiviltä kesäkuussa ja heinäkuussa vuosina 1980-2000. Näytteenottopaikat erosivat veden ravinnepitoisuuden ja fyysisten ominaisuuksiensa suhteen. Tutkimuksen tarkoituksena oli saada lisää tietoa kivikkorantojen faunan yhteisörakenteesta ja siihen vaikuttavista tekijöistä sekä EPT-taksonien käyttömahdollisuuksista järvien luokittelussa yleensä.

Tutkimusaltailta löytyi yhteensä 67 EPT-taksonia, joista vesiperhostaksoneja oli 45, päivänkorentoja 18 ja koskikorentoja 4. Keskimääräinen yksilötiheys oli 162 EPT-yks. m^{-2} KiA ja runsaimmin esiintyviä lajeja (>50 yks. m^{-2} KiA, kun läsnä) olivat *Tinodes waeneri*, *Psychomyia pusilla*, *Ceraclea dissimilis* ja *Caenis rivulorum*. Yleisimpiin lajeihin kuuluivat myös *Athripsodes cinereus*, *Hydroptila* spp., *Polycentropus flavomaculatus*, *Heptagenia dalecarlica* ja *Cyrnus trimaculatus*. Monet taksonit olivat virtaavien vesien lajistoa. Monimuotoisuus oli suurin kesäkuussa Lahden Vesijärven ja heinäkuussa Pyhäselän näytteissä, mutta aineistossa esiintyi huomattavaa vaihtelua. *Shannon* -diversiteetti-indeksi ja *Pielou*n tasaisuus muodostivat lievästi huipukkaan suhteen aaltotoiminnan voimakkuuden kanssa. Aaltotoiminta saattaa häiriönä vaikuttaa makroselkärankaisten diversiteettiin kivikkorannoilla. Asia vaatii kuitenkin lisätutkimuksia.

Käytin monimuuttujamenetelmiä yhteisörakenteen ja siihen vaikuttavien tekijöiden tarkastelussa. Kesäkuun alun ja heinäkuun lopun EPT-yhteisöt erosivat toisistaan oikaistun korrespondenssianalyysin (DCA) perusteella. Vahvimmat yhteisökoostumukseen vaikuttaneet ympäristötekijät kanonisen korrespondenssianalyysin (CCA) mukaan olivat aaltotoiminnan voimakkuus, näytteenottosyvyys ja ravinnepitoisuus [P]. Aaltotoiminnan voimakkuus näytti olevan tärkeimmässä osassa. Esitän kolme subjektiivisesti pääteltyä EPT-taksonien ryhmää niiden elinympäristön aaltotoiminnan voimakkuus -gradientin suhteen. Jotkut taksonit näyttivät viihtyvän ainoastaan tyrskyrantojen ankarimmissa oloissa. Näiden elinympäristöjen suojeleminen on täten olennaista näiden lajien säilymiselle suurilla järvillä.

EPT-taksonien mahdollisuutta järvialtaan ravinnepitoisuuden ennustamiseen kokeilin painotetun keskiarvon (WA) regression ja kalibroinnin avulla. Oligotrofiaa suosivien EPT-taksonien toleranssi fosforin gradientilla oli pienempi kuin mesotrofiassa viihtyvien taksonien. Oligotrofisten järvien taksonit ovat luultavasti herkempiä mahdolliselle ravinnepitoisuuden kasvulle. Paras WA -malli oli toleranssipainotettu käyttäen venyttämiseen käänteistä regressiota, mutta kaikkien WA -mallien järvialtaan ravinnepitoisuuden ennustuskyky oli heikko. Kokeilu suomalaisten järvien ravinnetason arviointiin tanskalaisten järvien EPT-taksonien [Chl *a*]-optimiarvojen avulla ei toiminut. Tähän oli luultavasti ainakin osittain syynä oligo-mesotrofisten suomalaisten järvien ja eu-hypertrofisten tanskalaisten järvien pohjaeläinyhteisöjen hyvin suuri eroavaisuus.

UNIVERSITY OF JOENSUU
Faculty of Science, Department of Biology
AROVIITA, JUKKA: The diversity and assemblage structure of mayflies (Ephemeroptera), stoneflies (Plecoptera) and caddis flies (Trichoptera) on stony shores of large lakes.
M.Sc. Thesis, 97 pp., Appendices 8.
March 2002.

I examined the diversity and assemblage structure of EPT-taxa (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) in the upper stony littoral of 8 large lake basins in southern and eastern Finland. 176 semi-quantitative brush or pump samples [tot. stone surface (ss) area 122 m^2] were collected from Lake Vesijärvi and Saimaa in June and July between years 1980-2000. Sampling sites differed in trophy and in their physical properties. The study was carried out to increase knowledge on factors affecting the community structure in the stony littoral and on the potential use of EPT-taxa in classification of lakes in general.

Of the total of 67 EPT-taxa, caddis flies were by far the most speciose (45 taxa), followed by mayflies (18) and stoneflies (4). The average abundance was 162 EPT-ind. m^{-2} ss, and among the most abundant (>50 ind. m^{-2} ss, when present) species were *Tinodes waeneri*, *Psychomyia pusilla*, *Ceraclea dissimilis* and *Caenis rivulorum*. Among the most common taxa were also *Athripsodes cinereus*, *Hydroptila* spp., *Polycentropus flavomaculatus*, *Heptagenia dalecarlica* and *Cyrnus trimaculatus*. Many of the taxa met can be classified as lotic forms. The diversity indices peaked in June in samples of Lake Vesijärvi and in July in Lake Pyhäselkä, but considerable variation was present in the data. The *Shannon* diversity-index and *Pielou*'s evenness showed a slight unimodal relationship with the relative (wind and wave) exposure. Disturbance caused by the wind-induced wave activity may have a contribution to macroinvertebrate diversity patterns in stony littoral. The issue needs further examination.

I examined community patterns by means of multivariate methods. According to detrended correspondence analysis (DCA), EPT-communities of early June and late July differed from each other. Canonical correspondence analysis (CCA) indicated relative exposure, sampling depth and trophic state [P] as environmental variables most strongly structuring the communities. Wave exposure seemed to be the most important. I present three subjectively determined groups of EPT-taxa in relation to the degree of their habitat's wave exposure. Certain EPT-taxa seemed to thrive almost only in the harsh conditions of the most exposed shores; thus the protection of these habitats is essential for the conservation of these species in large lakes.

Weighted averaging (WA) regression and calibration was used to explore the ability of EPT-assemblages to predict lake trophic state. The tolerance to [P] was smaller in the EPT-taxa favouring oligotrophy than in the taxa favouring mesotrophic conditions. This suggests that the taxa in oligotrophic lakes are more sensitive to increase in nutrients. The best WA-model was tolerance weighted using inverse regression for deshrinking, but the ability of all WA-models to infer lake trophic state was weak. An attempt to predict the trophy of Finnish basins by means of the optima of EPT-taxa to [Chl *a*] from Danish lakes failed. This was probably, at least to some extent, due to the differences in the faunal composition between oligo-mesotrophic Finnish lakes and eu-hypereutrophic Danish lakes.

SISÄLLYSLUETTELO

1 JOHDANTO 3

2 AINEISTO JA MENETELMÄT 5
2.1 Hankinta ja alkuperä 5
2.2 Tutkimusalueen rajaus 6
2.3 Tutkimusalueiden ja -linjojen kuvaukset 7
2.3.1 Saimaan järvialue 7
2.3.2 Lahden Vesijärvi 8
2.3.3 Paasivesi 10
2.3.4 Orivesi 11
2.3.5 Puruvesi 12
2.3.6 Lietvesi 13
2.3.7 Pien-Saimaa 14
2.3.8 Pyhäselkä 14
2.3.9 Haukivesi 14
2.4 Kivikkorantojen EPT-näytteet 15
2.5 Kivien pinta-alan arvioiminen 16
2.6 Rannan jyrkkyys 17
2.7 Rannan avoimuus ja tuulen vaikutuksen arvioiminen 18
2.8 Vedenlaatu 20
2.9 Aineiston analysointi 20
2.9.1 Lajiaineisto 20
2.9.2 Diversiteetti-indeksit 20
2.9.3 Aineiston muunnokset 22
2.9.4 Monimuuttujamenetelmät 22
2.9.5 Indikaattorilajianalyysi 24
2.9.6 Painotetun keskiarvon menetelmä (WA) 24

3 TULOKSET 27
3.1 Ympäristöaineisto 27
3.1.1 Kivien pinta-ala 27
3.1.2 Rannan morfologia ja tuulen vaikutus 28
3.1.3 Vedenlaatu tutkimuslinjoilla 32
3.2 Kivikkorantojen EPT-aineisto 32
3.2.1 Taksonien yksilörunsaudet 32
3.2.2 Taksonien kvalitatiivinen esiintyminen 34
3.2.3 Taksonien vertikaalijakauma tutkimuslinjalla 35
3.3 Yhteisöjen monimuotoisuus 35
3.4 Monimuuttujamenetelmät 39
3.4.1 Oikaistu korrespondenssianalyysi (DCA) 39
3.4.2 Kanoninen korrespondenssianalyysi (CCA) 42
Kesäkuun alun näytteet 44
Heinäkuun lopun näytteet 45
3.5 Yksittäisten taksonien esiintyminen ympäristömuuttujien suhteen 47
3.6 Painotetun keskiarvon menetelmä (WA) 47
4 TULOSTEN TARKASTELU 52

4.1 Ympäristöaineisto 52
4.1.1 Kivien pinta-ala 52
4.1.2 Rannan morfologia 52
4.1.3 Aaltotoiminnan voimakkuus 53
4.1.4 Vedenlaatu 53
4.2 EPT -fauna 53
4.3 Monimuotoisuus 54
4.3.1 Häiriön vaikutus 55
4.3.2 Ravinnetason vaikutus 57
4.3.3 Epätarkkuustekijöitä monimuotoisuuden arvioinnissa 60
4.4 Näytteenottomenetelmien erot 61
4.5 Yhteisörakenne 62
4.5.1 Ajankohtien ja altaiden välinen vaihtelu 62
4.5.2 Aaltotoiminnan voimakkuus ja lajien esiintyminen 63
4.6 Ravinnepitoisuus ja painotetun keskiarvon menetelmä 67
4.6.1 Taksonien esiintyminen ravinnegradientilla 68
4.6.2 WA -malli fosforipitoisuuden ennustamiseen 70

5 KIITOKSET 72

6 KIRJALLISUUSLUETTELO 72

7 LIITTEET 80

1 JOHDANTO

Järvien rannat ovat tyypillisesti heterogeenisiä korkean tuotannon alueita, jotka ylläpitävät rikasta selkärangattomien lajistoa ja tarjoavat elintärkeän ympäristön myös monille kaloille (esim. Brinkhurst 1974, Jónasson 1978, James et al. 1998, Heino 2000). Suomen järvien pinta-alasta noin neljännes (ja yli 2 % maamme kokonaispinta-alasta) voidaan laskea ranta- eli litoraalivyöhykkeeseen (Vaarama 1961). Litoraalivyöhykkeen merkittävyyttä lisää se, että tuotanto rantavyöhykkeessä on yleensä suhteellisesti suurempaa verrattuna avoimen veden vyöhykkeeseen (Harrison & Hildrew 1998). Järvien litoraalivyöhyke on jäänyt kuitenkin vähemmälle huomiolle verrattuna avoimen veden, syvänteiden, tai virtavesien eliöstöön keskittyneeseen tutkimukseen. Eliöyhteisöjen toiminnan selvittäminen litoraalivyöhykkeessä on erityisen tärkeää, sillä rantojen eliöstön on havaittu olevan erinomainen apu mm. järville ihmistoiminnasta koituvien vaikutusten arvioinnissa ja järvien biomonitorointitutkimuksissa (Wiederholm 1980, Johnson et al. 1993a). Luonnon monimuotoisuuden säilyttämistä pidetään myös yhtenä luonnonsuojelun tärkeimmistä tavoitteista ja eliöyhteisöjen rakenteen ja siihen vaikuttavien tekijöiden ymmärtäminen on tämän kannalta oleellista perustutkimusta (Bäck & Lindholm 1999, Alonso et al. 2001).

Litoraalialueiden habitaattityyppi perustuu pääosin järven ja rannan morfologiaan, jolloin tuulelle alttiit ja avoimet tyrskyrannat ovat yleensä kivikkoisia (Håkanson 1977, Cyr 1998, Tolonen et al. 2001). Etenkin suurilla reittivesillä, kuten Saimaalla, kivikkorannat ovat yleinen habitaattityyppi. Järvien kivikkorannoilla on joitakin rakenteellisia ja toiminnallisia yhtäläisyyksiä virtavesien koskipaikkojen kanssa. Tyrskyisten aaltorantojen pohjaeläinyhteisöjen on havaittu olevan samankaltaisia virtavesien eliöstön kanssa (Krecker & Lancaster 1933, Barton & Hynes 1978, Dall et al. 1990, James et al. 1998, Tolonen et al. 2001). Lajistojen yhteneväisyyden oletetaan lähinnä johtuvan molemmissa habitaateissa vallitsevasta veden virtauksesta, vaikkei virtaus olekaan aaltorannoilla jokien ja purojen tapaan yksisuuntaista. Toisiaan muistuttavien fysikaalisten ominaisuuksien lisäksi on ravintoverkkojen rakenne litoraalialueilla yleensä toiminnallisesti virtavesien kaltainen. Molemmissa elinympäristöissä voivat alustaansa kiinnittyvät levät ja alloktoninen terrestrinen detritus muodostaa pääosan pohjaeläinten ravinnosta (France 1995a, b).

Tiedot litoraalin selkärangattomien yhteisörakenteesta ja sitä muokkaavista tekijöistä ovat yhä puutteelliset (Tolonen et al. 2001). Etenkin kivikkorannoilla on pohjaeläinyhteisöjen

tutkimus ollut vähäistä. Syinä tähän lienevät ainakin kvantitatiivisen näytteenoton vaikeus hyvin heterogeenisellä ja paljon erilaisia mikrohabitaatteja sisältävällä alustalla sekä standardoitujen näytteenottomenetelmien puuttuminen. Kivikkorantojen pohjaeläinten keräykseen onkin käytetty monenlaisia menetelmiä (Krecker & Lancaster 1933, Macan & Maudsley 1969, Dall 1979, Särkkä 1979, Dall 1981, Särkkä 1983a, Brodersen 1995, Cooper & Testa 2001, Tolonen et al. 2001). Vedenkorkeuden vaihtelut joko ihmisen aiheuttamasta säännöstelystä tai luonnollisista tekijöistä johtuen ovat tärkeä ja hyvin tiedossa oleva pohjaeläinyhteisöihin ajoittain vaikuttava tekijä (mm. Moon 1935, Palomäki & Hellsten 1993, 1996). Tolonen et al. (2001) havaitsivat litoraalin pohjaeläinten yhteisörakenteeseen eniten vaikuttavaksi tekijäksi habitaattityypin ja eri habitaattien sisällä järven ravinnetason. Avoimilla kivikkorannoilla myös aaltotoiminnan voimakkuus ja substraatin stabiilisuus vaikuttavat lajiston koostumukseen (Krecker & Lancaster 1933, Moon 1934, Barton & Hynes 1978, Barton & Carter 1982, Hildrew & Townsend 1987, James et al. 1998), lisäksi mm. järvialtaan keskisyvyyden ja rihmalevien määrän merkitystä on korostettu (Brodersen 1995, Brodersen et al. 1998). Harrison & Hildrewn (1998) mukaan ulkoisilla tekijöillä (kuten tuulella ja ravinnepitoisuuksilla) on dominoiva vaikutus kivikkorantojen yhteisörakenteeseen, mutta myös suorat ja epäsuorat biologiset tekijät saattavat olla paikallisesti merkittäviä.

Tässä työssä tutkin ravinnetasoltaan toisistaan eroavien suurten järvialtaiden avointen rantojen pohjaeläinlajistoa ja niiden yhteisörakennetta sekä diversiteettiä. Tutkimukseni tarkoituksena on selvittää, mitkä ympäristömuuttujat ovat tärkeimpiä kivikkorantojen pohjaeläinten yhteisörakenteeseen vaikuttavia tekijöitä. Hypoteesini on, että järven ravinnetaso on merkittävin pohjaeläinten yhteisökoostumukseen vaikuttava tekijä (Kornijów 1988, Brodersen et al. 1998, Tolonen et al. 2001) ja että myös aaltotoiminta vaikuttaa yhteisörakenteeseen virtavesilajistoa lisäävästi (ks yllä). Ravinnepitoisuuden on tiedetty olevan tärkeä syvänteiden pohjaeläinyhteisöjä muokkaava tekijä jo vuosikymmeniä (esim. Saether 1979, Kansanen et al. 1984), mutta sen merkitys litoraalialueilla on edelleen huonosti tiedossa. Macan & Maudsleyn (1969) mukaan kivikkorantojen pohjaeläinlajisto näyttäisi olevan riippuvainen järven tai kyseisen järven osan rehevyystasosta. Tässä työssä käytän monimuuttujamenetelmiä apuna yhteisöjen ja niihin vaikuttavien ympäristötekijöiden merkittävyyden tarkastelussa. Lisäksi tarkastelen painotetun keskiarvon menetelmällä rannan pohjaeläinten soveltuvuutta järvialtaan ravinnetason indikaattoreiksi.

Tutkimuskohteenani on kolmen litoraalivyöhykkeelle tyypillisen makroskooppisen

hyönteislahkon: päivänkorentojen (Ephemeroptera), koskikorentojen (Plecoptera) ja vesiperhosten (Trichoptera) toukkavaiheet Saimaalla ja Lahden Vesijärvellä. Näistä ryhmistä käytän yhteisnimeä EPT-taksonit. Valitsin EPT-taksonit tarkastelun kohteeksi, koska yhdessä ne muodostavat Saimaan rantavyöhykkeessä toiseksi lajirikkaimman ryhmän heti surviaissääskien (Chironomidae) toukkien jälkeen (Meriläinen 1985) ja koska useimpien yksilöiden tunnistaminen lajitasolle on suhteellisen helppoa. Nämä lahkot ovat yleensä paremmin tunnettuja myös niissä osissa maailmaa, missä tutkimus on ollut vähäisempää (Giller & Malmqvist 1998: 206). Lisäksi EPT-taksonien lajirunsaus korreloi merkitsevästi pohjaeläinyhteisön muiden taksonien lajidiversiteetin kanssa (K.T. Tolonen et al., julkaisematon aineisto). Havainto tukee nopeasti ja melko vaivattomasti määritettävien EPT-taksonien mahdollista käyttökelpoisuutta litoraalin koko pohjaeläinlajiston diversiteetin arvioinnissa. Tämä pohjaeläinyhteisön osa näyttää sisältävän myös riittävästi informaatiota käytettäväksi esimerkiksi vedenlaadun muutosten tarkkailututkimuksissa (Lenat & Penrose 1996, Wallace et al. 1996, Giller & Malmqvist 1998: 206-207). EPT-taksonit ovat herkkiä indikaattoreita häiriöille virtavesissä (Crawford & Lenat 1989 ja Eaton & Lenat 1991 Wallace et al. 1996 mukaan) ja useat tahot Yhdysvalloissa käyttävät niitä laajalti osana ympäristöntarkkailuohjelmiaan (Lenat & Penrose 1996, Somers et al. 1998; Lenat 1988 ja Plafkin et al. 1989 Wallace et al. 1996 mukaan). Euroopan Unionin uusi vesipolitiikan puitedirektiivi (Euroopan Parlamentti ja Neuvosto 2000) edellyttää sisävesien tilan seurannan ja luokittelun lähtevän vesieliöstön ja sen elinympäristön ominaisuuksista (Suomen ympäristökeskus 2001). Työstäni ja muusta litoraalivyöhykkeen yhteisöihin kohdistuvasta tutkimuksesta saatavaa tietoa voidaan lähivuosina hyödyntää mm. järvien ekologisen tilan arvioinnissa ja sen kehittämisessä.

2 AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1 Hankinta ja alkuperä

Tässä tutkimuksessa käyttämäni kivikkorantojen EPT-pohjaeläinaineisto (n = 176) on kerätty vuosina 1980-2000 kahdeksalta järvialtaalta: Lahden Vesijärveltä sekä Saimaan vesistöön kuuluvilta Paasivedeltä, Orivedeltä, Puruvedeltä, Lietvedeltä, Pien-Saimaalta, Pyhäselältä ja Haukivedeltä (kuvat 1 ja 2). Vuodelta 2000 olevat Lahden Vesijärven ja Paasiveden näytteet olen itse kerännyt ja määrittänyt, muun jo määritetyn aineiston sain käyttööni allamainituilta

tahoilta tätä työtä varten. Suurin osa koko aineiston näytteistä (n = 122) on kerätty kesäkuun alkupäivinä, mutta vuoden 1997 näytteet (n = 54) ovat heinäkuun lopulta.

Aineiston vanhin osa on kerätty vuosina 1980-1983 Orivedeltä, Puruvedeltä, Lietvedeltä ja Pien-Saimaalta. Tuolloin kerätty aineisto kuuluu osana laajempaan Jyväskylän yliopiston toimesta ja Vesihallituksen toimeksiannosta tehtyyn Saimaan ekologian selvittämistutkimukseen. Meriläinen (1985) on julkaissut koko tätä pohjaeläinaineistoa koskevat tulokset. Aineistoa käyttäen on kirjoitettu myös kaksi pohjaeläinten ekologiaa käsittelevää opinnäytetyötä (Hanski 1983, Varonen 1985). Myöhemmin mm. Bagge (1999) on käyttänyt aineistoa Saimaan päivänkorentoja koskevassa artikkelissaan. Vuosien 1980-1983 aineiston sain käyttööni tätä työtä varten Jarmo Meriläiseltä Jyväskylän yliopiston bio- ja ympäristötieteiden laitokselta.

Osan käyttämästäni aineistosta muodostivat vuosina 1997-1998 Pyhäselältä, Haukivedeltä ja Puruvedeltä kerätyt näytteet (Tolonen et al. 2001). Näistä suurin osa on kerätty heinäkuun 1997 loppupuolella. Vuoden 1998 näytteet ovat Pyhäselältä ja Haukivedeltä ja ne on kerätty kesäkuussa.

Yhteensä kahdeksalta järvialtaalta, seitsemänä vuotena ja kahtena vuodenaikana kerätty pohjaeläinaineisto on valittu kattamaan monia suuria, pääosin Saimaan vesistöön kuuluvia, eri rehevyystasoja edustavia järvialtaita. Suuri osa tutkituista alueista on kuitenkin Saimaan luonteesta johtuen oligotrofisia. Reheviä järvialtaita aineistossa edustaa Lahden Vesijärvi. Aineiston heterogeenisyys saattaa vaikeuttaa tulosten tarkastelua, mutta toisaalta sen laajuus, niin ajallisesti kuin alueellisestikin, mahdollistaa kivikkorantojen EPT-yhteisöjen vertailun, niissä esiintyvien mahdollisten yhtenevien ominaisuuksien pohdinnan sekä tärkeimpien ympäristömuuttujien vaikutuksen yhteisöjen koostumukseen ja diversiteettiin.

2.2 Tutkimusalueen rajaus

Tämä tutkimus rajoittuu järvien litoraalivyöhykkeeseen ja vain yhdelle sen habitaattityypeistä; kivikkorannoille. Saimaan rannoista on kivikkorantoja karkeasti arvioiden 61 %, kasvillisuusrantoja 33 % ja hiekkarantoja 6 % (J. Karjalainen, julkaisematon aineisto, Tolonen et al. 2001 mukaan). Kivikkorannat ovat siis rantavyöhykkeen vallitseva habitaattityyppi Saimaalla, ja ilmeisesti muillakin suurilla järvillä.

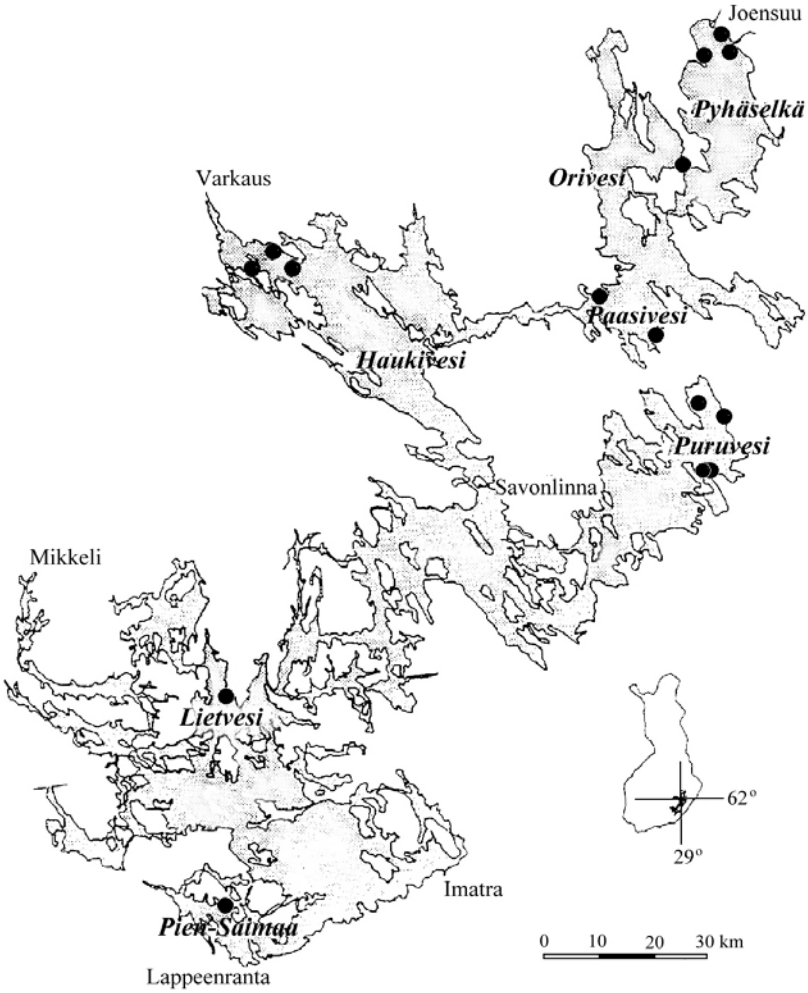
Valittujen kivikkorantojen pohja koostui laajasta mukulakivien ja lohkareiden (ks

tutkimuslinjojen kivien keskikoot; liite 1) muodostamasta vyöhykkeestä, joka ulottui 1,1-2 metrin syvyyteen. Puruvedellä kivikko ulottui kuitenkin paikoitellen aina 5 metrin syvyyteen saakka. Kivikkorantahabitaatti valittiin subjektiivisesti pohjan laadun perusteella. Mm. Tolosen et al. (2001) käyttämän subjektiivisen luokittelun luotettavuutta kivikko-, hiekka- ja kasvillisuusrantoihin puoltaa havaittu habitaattityypin voimakas yhteys rannan jyrkkyyteen ja tuulelle altistumiseen.

2.3 Tutkimusalueiden ja -linjojen kuvaukset

2.3.1 Saimaan järvialue

Itä-Suomessa sijaitseva Saimaa kuuluu Vuoksen vesistöalueeseen ja on Suomen suurin järvi (Kuusisto 1999). Sen vesipinta-ala on 4380 km^2 ja valuma-alueen pinta-ala 61070 km^2.

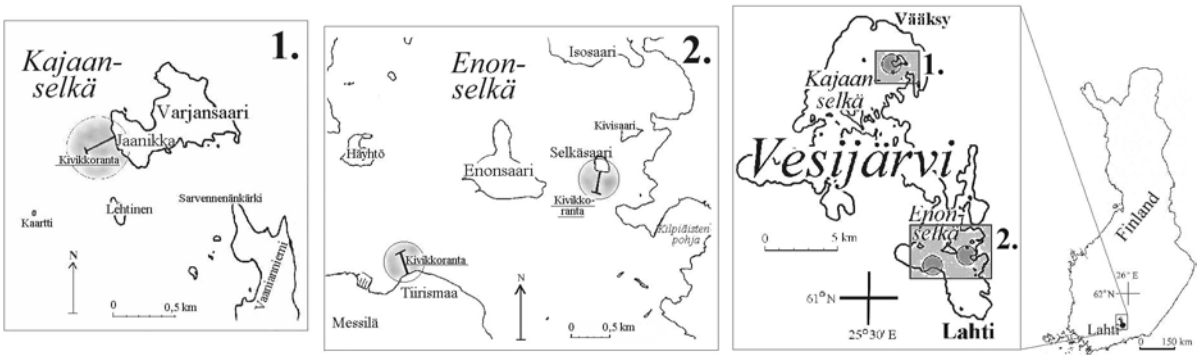


Kuva 1. Tutkimusalueiden (mustat pisteet) sijainti Saimaalla vuosina 1980-2000.

Rantaviivaa 76 metriä merenpinnasta sijaitsevalla Saimaalla on 14850 km ja saaria 13710 kappaletta. Saimaa koostuu useista erillään olevista järvialtaista jotka ovat yhteydessä toisiinsa kapeiden salmien välityksellä (kuva 1). Järvialtaiden syvyys vaihtelee melko paljon; suurin syvyys on 85 m ja keskisyvyys n. 7 m. Vuoksen kanavan kautta Saimaa laskee Venäjälle Laatokkaan ja sieltä edelleen Itämereen. Järvialtaat eroavat toisistaan niin hydrologisten ja limnologisten ominaisuuksiensa kuin vedenlaatuun vaikuttavien ihmistoiminnan muotojen ja voimakkuuksien suhteen (Simola et al. 1996, taulukko 1).

2.3.2 Lahden Vesijärvi

Lahden Vesijärvi (61°05'N, 25°35'E) sijaitsee Päijät-Hämeessä, Lahden kaupungin sekä Hollolan ja Asikkalan kuntien alueella ja kuuluu Kymijoen vesistöalueeseen (kuva 2). Järven kokonaispinta-ala on 109 km^2 ja keskisyvyys 6 m (taulukko 1). Pohjoispäästään Vesijärvi laskee Päijänteeseen Vääksynjoen ja Vääksyn kanavan kautta. Vesijärven valuma-alueesta on metsää 58 %, mutta myös pellon osuus (17 %) on melko suuri (Kairesalo et al. 1998).



Kuva 2. Lahden Vesijärven sijainti ja valittujen tutkimuslinjojen (tummennetut ympyrät) sijainnit Kajaanselällä (1.) ja Enonselällä (2.) kesäkuussa 2000.

Vesijärvi oli vuosisadan alkupuolella kirkasvetinen järvi, jolla oli suuri kalataloudellinen merkitys alueella (Keto 1982). Mataluuden ja valuma-alueensa edafisten ominaisuuksien vuoksi luontaisestikin hyvätuottoista ja rehevää järveä kuormittivat Lahden kaupungin jätevedet vuoteen 1976 saakka muuttaen järven hypereutrofiseksi. Vesijärven rehevöityessä myrkylliset sinileväkukinnat olivat 1980-luvulla jokavuotisia ilmiöitä ja ne estivät vedenkäytön sekä lopettivat kalastusammatin harjoittamisen Vesijärvellä (Keto & Sammalkorpi 1995, Kairesalo et al. 1998). Jätevesipäästöjen pienentäminen ja vuonna 1987 käynnistynyt laaja Vesijärvi-projekti ovat parantaneet järven tilaa huomattavasti. Vesijärvi-projektiin ovat kuuluneet mm. voimakkaat ravintoketjun kunnostustyöt (biomanipulaatio) “roskakalojen” tehokalastuksen

muodossa. Edelleen eutrofisen järven vesi on kirkastunut ja sinilevien massaesiintymät hävisivät viime vuosikymmenellä. Vesijärven limnologisia ominaisuuksia kesältä 2000 on lueteltu liitteessä 1.

Vesijärvessä on useita suhteellisen erillisiä altaita, joista suurimmat ovat Enonselkä (pinta-ala 26 km^2, keskisyvyys 6,8 m), Kajaanselkä (44 km^2, 6,8 m) ja Laitialanselkä (21,5 km^2, 5,6 m) (Keto & Sammalkorpi 1995). Näistä kahdelta ensin mainitulta valitsin seuraavat kolme kivikkorantojen tutkimuslinjaa (suluissa satelliittipaikannusjärjestelmä GPS:n avulla maastossa saadut koordinaatit): Enonselältä Tiirismaa (61°01,279'N, 25°34,459'E) ja Selkäsaari (61°01,980'N, 25°37,220'E) sekä Kajaanselältä Jaanikka (61°09,028'N, 25°31,166'E) (kuvat 2 ja 3). Rantojen kivet olivat mukulakiviä tai isompia ja putkilokasveja tutkimuspaikoilla esiintyi niukasti. Kuitenkin näille tutkimuslinjoille oli tyypillistä runsas sammal- ja leväkasvusto kivien pinnalla. Sammalta kasvoi silmämääräisesti enemmän järven eteläpään tutkimuslinjoilla kuin avoimimmalla linjalla Kajaanselän Jaanikassa. Pienempään epifyyttimäärään vaikuttanee myös Vesijärven pohjoisosan alhaisempi ravinnepitoisuus. Kajaanselkä voidaan luokitella kesäkuun 2000 fosfori-, typpi- ja klorofyllipitoisuuksiensa (vaihteluvälin pienimmät arvot liitteen 1 ensimmäisessä sarakkeessa) mukaan mesotrofiseksi (Forsberg & Ryding 1980). Enonselältä mitatut vesiarvot ovat eutrofiselle järvelle tunnusomaisia.

Taulukko 1. Tutkimusaltaiden tärkeimmät hydrografiset tiedot. Kaksi arvoa on esitetty, jos kirjallisuudessa ilmoitetuissa luvuissa esiintyy suurta vaihtelua (jotkut Saimaan altaat on pinta-alaltaan rajattu julkaisuissa eri tavoin). Taulukossa käytetyt lyhenteet: Ve = Lahden Vesijärvi, Pa = Paasivesi, Or = Orivesi, Pu = Puruvesi, Li = Lietvesi, PS = Pien- Saimaa, Py = Pyhäselkä ja Ha = Haukivesi. - = puuttuva tieto.

	Ve [a]	Pa	Or [2)]	Pu [4)]	Li	PS	Py	Ha
Valuma-alue, km^2	515	-	-	940 [5) g]	1100 [6) g]	575 [g]	2715 [g]	9410 [f]
Pinta-ala, km^2	109	108 [b]	74 [d] - 560 [3) b]	139 [d] - 407 [e]	56 [d] - 91 [g]	48 [d]	229 [b]	514 [f]
Tilavuus, milj. m^3	663	2100	714 [d]	1728 [d]	995 [d]	200 [d]	2500 [h]	4660 [g]
Suurin syvyys, m	42	74 [c]	40 [d]	60 [d] - 66 [g]	52 [g] - 56 [d]	15 [d]	68 [c]	50 [g]
Keskisyvyys, m	6	21 [b]	10 [d]	12 [d]	18 [d]	4 [d]	10 [b]	9
Rantaviiva, km	181 [1)]	-	184 [d]	150 [d]	100 [d]	133 [d]	-	-

[a] Keto & Sammalkorpi (1995).
[b] Vesihallitus (1979).
[c] Kuusisto (1999).
[d] Granberg (1985).
[e] Tolonen et al. (2001).
[f] Seuna (1971).
[g] Kauppi et al. (1985).
[h] Mononen & Niinioja (1993).

[1)] *saarirantaa 31 km.*
[2)] *Arvinsalmen ympäristö Oriveden ja Pyhäselän välillä, paitsi katso kohta 3).*
[3)] *Laskettu Oriveden-Pyhäselän yhteispinta-alasta vähentämällä Pyhäselän ja Paasiveden pinta-ala.*
[4)] *Viitteet d); arvot Hummonselältä.*
[5)] *lähivaluma-alue.*
[5)] *Puumalansalmen ja Liittokivenselän ja Petranselän välinen osa (vesistöpinta-ala 365 km^2).*

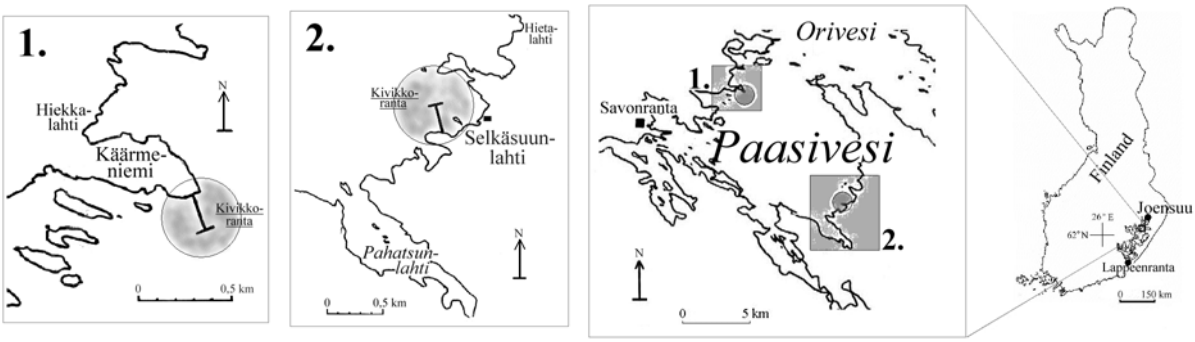
Kuva 3. Näytteenottopaikat Lahden Vesijärvellä 7.-8.6.2000: a.) Tiirismaa, b.) Selkäsaari, c.) Jaanikka ja d.) näytealojen määräämiseksi käytetty 2827 cm^2 metallirengas (kuva Selkäsaaresta), näytteenotosta tarkemmin kappaleessa 2.4. Kuvaaja Jukka Aroviita.

2.3.3 Paasivesi

Paasivesi (Paasselkä, Paasiselkä) (62°10'N, 29°20'E) on pääosin Kerimäen ja Savonrannan kunnissa, Oriveden eteläosassa sijaitseva karu, tummavetinen ja syvä allas, jonne Pyhäselän-Jänisselän vedet laskevat. Paasiveden vedet purkautuvat lännessä Pyyveteen ja etelässä Raikuun kanavan kautta Puruveteen. Alkujaan meteoriitin kraaterista syntyneen noin kymmenen kilometriä halkaisijaltaan olevan järvialtaan suurin syvyys on 74 m ja keskisyvyys 21 m (taulukko 1) (Kuusisto 1999, Saarnisto et al. 1999). Limnologisesti Paasivesi luokitellaan oligo-dystrofiseksi järveksi. 1980-luvulla Paasivettä pidettiin rehevöityvänä järvenä kohonneiden veden klorofyllipitoisuuksien vuoksi, mutta tämä johtui lähinnä alueella olleista väylätöistä (Kauppi et al. 1985). Paasiveden ympäristö on suhteellisen harvaan asuttua, joten luonnonhuuhtouma ja läpivirtaus ovat oleellisimmat veden laatuun vaikuttavat tekijät. Kesällä 2000 mitattuja Paasiveden limnologisia ominaisuuksia on lueteltu liitteessä 1.

Paasiveden vastakkaisilta puolilta valitsin kaksi avointa kivikkorantaa tutkimuslinjoiksi

(suluissa GPS:n avulla saadut koordinaatit): Käärmeniemi (62º11,348'N, 29º21,419'E) ja Selkäsuunlahti (62º06,629'N, 29º29,214'E) (kuvat 4 ja 5). Molemmat rannat ovat järvelle tyypilllisiä tuulelle avoimia ja karuja mukulakivirantoja, joissa kasvillisuutta oli hyvin niukasti.

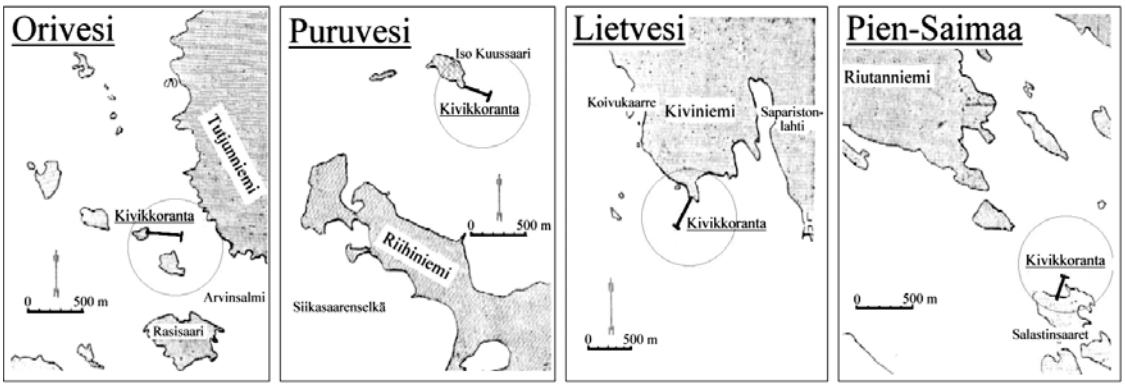


Kuva 4. Paasiveden ja valittujen tutkimuslinjojen (tummennetut ympyrät) sijainti kesäkuussa 2000: Käärmeniemi (1.) ja Selkäsuunlahti (2.). Paasiveden tarkempi sijainti Saimaan järvialueella selviää kuvasta 1.

Kuva 5. Näytteenottopaikat Paasivedellä 6.6.2000: a.) Käärmeniemi ja b.) Selkäsuunlahti. Kuvaaja Jukka Aroviita.

2.3.4 Orivesi

Tässä tutkimuksessa tarkastellut Oriveden (62º23'N, 29º30'E) kivikkorannan pohjaeläinnäytteet ovat peräisin aivan Oriveden ja Pyhäselän välimaastosta, Arvinsalmen kohdalta Tutjunniemen edustalta olevasta saaresta (kuva 6). Tästä (sekä Kivisalmen kautta) Jänissselän vedet laskevat



Kuva 6. Vuosien 1980-1983 Saimaan tutkimuslinjojen tarkka sijainti (Varosta 1985 mukaillen). Tutkimusalueiden sijainti Saimaan vesistöalueella on esitetty kuvassa 1.

Ukonselälle, muualle Orivedelle ja edelleen Paasivedelle. Oriveden keskisyvyys on 10 m ja pinta-ala 74 km^2 (taulukko 1; kirjallisuudessa olevissa arvoissa on vaihtelua johtuen altaan rajausperusteista). Limnologisten ominaisuuksiensa perusteella ruskeavetinen Orivesi on oligotrofinen (liite 1). Vedenlaatuun vaikuttaa Arvinsalmen kohdilla lähinnä hajakuormitus, läpivirtaus Pyhäselältä ja jätevesikuormitus Rääkkylän taajamasta (Kauppi et al. 1985). Kivisalmessa tehtiin väylä- ja sillanrakennustöitä vuosina 1981-1983 ja vesi oli silloin tutkimusalueella asti ajoittain sameaa.

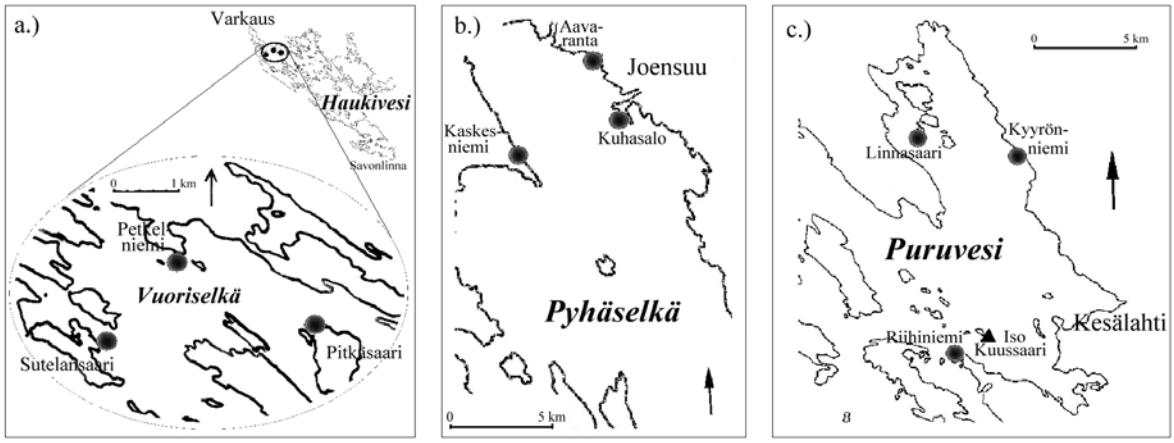
Tutkimuslinja Arvinsalmessa oli Hanskin (1983) mukaan suojassa voimakkaalta allokolta, joka näkyykin alhaisina mitattuina rannan avoimuuden arvoina (liite 1). Kivet olivat melko tasakokoisia (ka 417 cm^2 /kivi). Makrofyyttejä ei esiintynyt ja rantaprofiili on jyrkin tässä tutkituista linjoista (liite 1).

2.3.5 Puruvesi

Puruvesi (62º00N, 29º30'E) on Saimaan kirkas- ja puhdasvetisin järviallas. Tyypillisiä Puruvedelle ovat suuret selät ja pitkät kaakkois-luode -suuntaiset niemet ja harjanteet. Sen veden kirkkauden takaavat mm. pitkä viipymä (12 vuotta), poikkeuksellisen pieni valuma-alue suhteessa järven kokoon (n. 50 %) ja vähäinen hajakuormitus moreeni- ja hiekkaharjuiselta, vähäsoiselta valuma-alueelta (Kauppi et al. 1985, Niinioja et al. 1999). Puruveteen kohdistuu vain yhden merkittävän pistekuormittajan, Kerimäen kirkonkylän taajaman vaikutus. Jätevedet vaikuttavat kuitenkin varsin rajatulla alueella. Pohjoisesta Puruveden Ruosteselkään purkautuu humuspitoista vettä Paasivedeltä Raikuun kanavan kautta keskimäärin 5 m^3/s (Kauppi et al. 1985). Klorofyllitulosten ja ravinnepitoisuuksien perusteella voidaan Puruvesi limnologisesti

luokitella ultraoligotrofiseksi (liite 1). Veden mitattu väriarvo on Puruvedellä matala ja vesi kirkasta, jolloin näkösyvyys on paikoitellen poikkeuksellisen suuri.

Tässä työssä tarkastellut kivikkorantojen EPT-näytteet ovat peräisin Puruveden suurimmalta selältä Hummonselältä (kuvat 6 ja 7), jonka keskisyvyys on 12 m ja pinta-ala 139 km^2 (taulukko 1). Vuosien 1980-1983 näytteenottolinja Iso Kuussaaressa on rannan morfologialtaan loivempi, kuin vuosien 1997-1998 tutkimuslinjat (liite 1). Edellisessä kivikko ulottui syvemmälle kuin muilla tutkimuslinjoilla. Kivien keskikoko Iso Kuussaaressa oli 275 cm^2 /kivi (Hanski 1983).



Kuva 7. Vuosien 1997-1998 tutkimuslinjojen (tummat ympyrät) sijainti a.) Haukivedellä, b.) Pyhäselällä ja c.) Puruvedellä. Puruveden karttaan on merkitty myös vuosien 1980-1983 näytteenottopaikka Iso Kuussaaressa (musta kolmio, myös kuvassa 6).

2.3.6 Lietvesi

Lietvesi (61°30'N, 28°00'E) on pinta-alaltaan 91 km^2, aava, muutamien pienehköjen saarien pilkkoma selkävesi (Kauppi et al. 1985). Järviallas on kokonaisuutena verrattaen syvä keskisyvyyden ollessa 18 m ja maksimisyvyyden 52 m. Lietveden ravinnepitoisuudet (liite 1) ovat alhaisia, jokseenkin samaa luokkaa kuin Puruvedellä, ja sitä voidaan myös pitää eräänä Saimaan puhtaimmista alueista. Lietveden tutkimuslinjan sijainti vuosina 1980-1983 on esitetty kuvassa 6. Se sijaitsi niemen kärjessä suurta selkää vasten ja on tyypillinen tyrskyranta (Hanski 1983). Hieman yli metrin syvyyteen asti pohja koostui melko samankokoisista kivistä (ka 381 cm^2 /kivi) muuttuen syvemmällä hiekkapohjaksi. Jyrkkyydeltään ranta on tämän tutkimuksen rantojen keskitasoa (liite 1).

2.3.7 Pien-Saimaa

Etelä-Saimaan läntisiä osia alueella Joutseno-Lappeenranta-Savitaipale-Taipalsaari-Joutseno kutsutaan Pien-Saimaaksi (61°10'N, 28°00'E) (Kauppi et al. 1985). Vesistö on tyypillisesti saarivaltaista ja matalaa (taulukko 1) ja alueen läntisimmät osat ovat lähes luonnontilassa Taipalsaaren kirkonkylän lähistöllä sijainnutta tutkimuslinjaa myöten (Hanski 1983). Pien-Saimaa on oligotrofinen, mutta ravinnepitoisuudet ovat korkeammat kuin esimerkiksi Puruvedellä (liite 1). Rantavyöhykkeen pohjat ovat yleensä Taipalsaaren ympäristössä pehmeitä ja tutkimuslinja täällä oli tämän takia saaressa (kuva 6). Linjan pohja koostui noin metrin syvyyteen asti kivistä, syvemmällä hiekasta ja vielä syvemmällä kivistä ja hiekasta.

2.3.8 Pyhäselkä

Pyhäselkä (62°30'N, 29°45'E) on Saimaan pohjoisin järviallas ja yksi suurimpia avoimen veden ulapoita Suomessa. Sen pinta-ala on 229 km^2 ja keskisyvyys 10 m (taulukko 1). Suurin osa Pyhäselkään valuvasta vesimäärästä virtaa Pielisjoen kautta, jonka virtaama on yli 40 % koko Saimaan järvialueelle laskevasta vedestä (Niinioja et al. 1999). Eteläpäästä Pyhäselän vedet purkautuvat Jänisselän läpi Arvin- ja Kivisalmen kautta Oriveteen. Pyhäselkää kuormittavat Pielisjoen kautta Uimaharjun sellutehtaan tehokkaasti puhdistetut jätevedet, Joensuun kaupunki ja hajakuormitus maataloudesta. Vuosikymmenien ajan jatkuneesta voimakkaasta ravinnekuormituksesta aiheutunut rehevöityminen on yhä selvästi havaittavissa Pyhäselällä, vaikka vedenlaatu onkin parantunut viime vuosina. Limnologisesti Pyhäselkä on meso-oligotrofinen (liite 1) ja ravinnepitoisuus laskee pohjoisesta etelään mentäessä (Tolonen et al. 2001). Vuosien 1997-1998 tutkimuslinjat sijaitsivat järvialtaan pohjoispäässä, johon ravinnekuormitus kohdistuu voimakkaimmin (kuva 7).

2.3.9 Haukivesi

Haukivesi (62°15'N, 28°15'E) on pohjoisen Saimaan läpivirtausallas. Valuma-alueen koko on noin 9410 km^2 (taulukko 1) ja se koostuu lähinnä moreenimaista (Kauppi et al. 1985). Runsassoisimmat alueet ovat valuma-alueen länsirannalla. Järvialue on saarien ja lahtien pirstomaa. Tärkeimmät Haukiveteen laskevat vesireitit ovat Kallaveden läntinen haara sekä

Heinäveden ja Pielisen reitit. Haukivesi on ollut, ja on yhä, keskisen Saimaan voimakkaimmin kuormitettu järviallas (Niinioja et al. 1999). Vuosikymmeniä puhdistamattomat puunjalostusteollisuuden jätevedet laskivat Haukiveteen ja lisäksi järveä on kuormittanut Varkauden kaupunki. Veden virtaus kulkee Varkauden suunnalta Siitinselän ja Heposelän kautta etelään. Pitkäaikainen orgaanisen aineksen ja fosforin kuormitus on rehevöittänyt Haukivettä ja fosforipitoisuudet ovat yhä korkeat Varkauden eteläpuolella Siitinselällä, vaikka kuormitusta on saatu jyrkästi vähenemään 1990-luvun puolivälistä lähtien.

Haukiveden näytteenottopaikat vuonna 1997 sijaitsivat järvialtaan pohjoisosassa Vuoriselällä (kuva 7). Tämä alue on limnologisesti mesotrofinen, paikoin lähes eutrofinen (taulukko 1) ja Varkauden suunnan jätevedet vaikuttavat alueella rehevöittävästi veden laatuun.

2.4 Kivikkorantojen EPT-näytteet

Eläinnäytteet kerättiin kahdeksalta järvialtaalta käsittäen yhteensä 18 tutkimuslinjaa ja 176 näytettä. Johtuen kvantitatiivisen näytteenoton vaikeudesta heterogeenisillä kivikkorannoilla (mm. Dall 1979, 1981 ja Tolonen & Hämäläinen 2001) voidaan näytteitä pitää lähinnä semikvantitatiivisinä. Alla olen kuvannut näytteenoton vuodelta 2000 ja edeltävien vuosien näytteenotosta maininnut vain ne eroavaisuudet, mitä näytteenottoon liittyen on ollut.

Allaskohtaiset tutkimuslinjojen määrät sekä näytemäärät syvyysvyöhykkeittäin on esitetty taulukossa 2. Tutkimuslinjat jaettiin kahteen syvyysvyöhykkeeseen; matala vyöhyke (0-0,5 m) ja syvempi vyöhyke (0,5 m syvyydestä kivikon ulkoreunan syvyyteen). Näitä vyöhykkeitä edustavat näytteenottosyvyydet olivat Lahden Vesijärvellä ja Paasivedellä vuonna 2000 0,3 m ja 1,2 m. Muilla altailla on näytteitä kerätty useammista syvyyksistä.

Kunkin tutkimuslinjan näytealat valittiin satunnaisesti kustakin syvyysvyöhykkeestä. Näyteala rajattiin ympyränmuotoisella metallikehyksellä (kuva 3d) (korkeus 17 cm, halkaisija 60 cm ja pinta-ala 2827 cm^2). Kaikki vähintään puoliksi kehyksen sisäpuolelle jäävät kivet kerättiin varovasti veden alla nylonverkkopussiin (silmäkoko 0,45 mm). Hienojakoiseen pohja-ainekseen uppoutuneita kiviä ei sisällytetty näytteeseen. Syvemmän vyöhykkeen kivien keräämisessä käytettiin sukeltajaa. Vuosina 1980-1983 (Orivesi, Puruvesi, Lietvesi ja Pien-Saimaa) näyte koostui noin 30 kivestä, jotka myös kerättiin ylläkuvatulla tavalla (Hanski 1983, Meriläinen 1985, Varonen 1985). Välittömästi keruun jälkeen kivien pinnalla olleet eläimet pestiin kivistä irti vesiastiassa harjaten. Harjaus suoritettiin ensin pehmeämmällä ja sitten

jäykemmällä harjalla. Tämän jälkeen näyte siivilöitiin 0,5 mm seulalla ja säilöttiin 70 % etanoliin. Vuosien 1997-1998 näytteet (Puruvesi, Pyhäselkä, Haukivesi) kerättiin samaisen ylläkuvatun 2827 cm^2 kehyksen sisäpuolelta, mutta kiviin kiinnittyneet eläimet irroitettiin keskipakoispumpun (Robin PTG-201T) sisäänottoputken päähän kiinnitetyn pölynimurin harjasuuttimen avulla (Tolonen et al. 2001). Näyte imettiin pumpun sisäänottoputken kautta pumppuun ja edelleen poistoputken kautta 0,5 mm seulalle.

Taulukko 2. Tutkimuslinjojen määrä ja tutkittujen näytteiden määrä syvyysvyöhykkeittäin eri järvialtailla. Käytetyt lyhenteet: Näytteenotto kesäkuun alkupäivinä vuosina 1980-2000; kuten taulukossa 1. Heinäkuun lopussa vuonna 1997; Pu7 = Puruvesi Py7 = Pyhäselkä ja Ha7 = Haukivesi. Puruveden ja Pyhäselän vuoden 1998 kesäkuun tutkimuslinjat olivat samoja kuin heinäkuussa 1997; tästä johtuen ei taulukossa mainittu tutkimuslinjojen yhteismäärä ole niiden yhteenlaskettu summa.

		Ve	Pa	Or	Pu	Li	PS	Py	Pu7	Py7	Ha7	Yht.
Tutkimuslinjojen määrä		3	2	1	2	1	1	1	3	3	3	18
Näytteiden määrä syvyys-vyöhykkeittäin	matala [1]	6	6	12	14	11	9	3	9	9	9	88
	syvä [2]	6	6	11	25	7	5	1	9	9	9	88
Näytteiden yhteismäärä		12	12	23	39	18	14	4	18	18	18	176

[1] 0-0,5 m; [2] >0,5 m

Laboratoriossa eläimet poimittiin valkoiselta alustalta ja EPT-taksonit määritettiin lajitasolle mikäli mahdollista. Yksilöiden määrä laskettiin. Määrityksessä käytettyä kirjallisuutta olivat mm. Macan (1979), Edington & Hildrew (1981), Svensson (1986), Wallace et al. (1990) ja Nilsson (1996). Osan Lahden Vesijärven näytteistä poimin työmäärän vähentämiseksi 1/3-osituksena ruudutetulta alustalta näytteiden sisältämän suuren sammal-, levä- ja eläinmäärän vuoksi. Ositettujen näytealojen yksilömäärät kerroin kolmella, jotta ne vastasivat näytteiden todellisia yksilömääriä.

2.5 Kivien pinta-alan arvioiminen

Näytteiden kivipinta-ala arvioitiin keskimääräisten yksilötiheyksien laskemiseksi. Vuosien 1998-2000 näytealojen kaikista kivistä mitattiin jo maastossa pituus (P), leveys (L) ja korkeus (K) näytealan kokonaiskivipinta-alan (KiA) arvioimiseksi empiirisellä kaavalla (Dall 1979, Brodersen 1995):

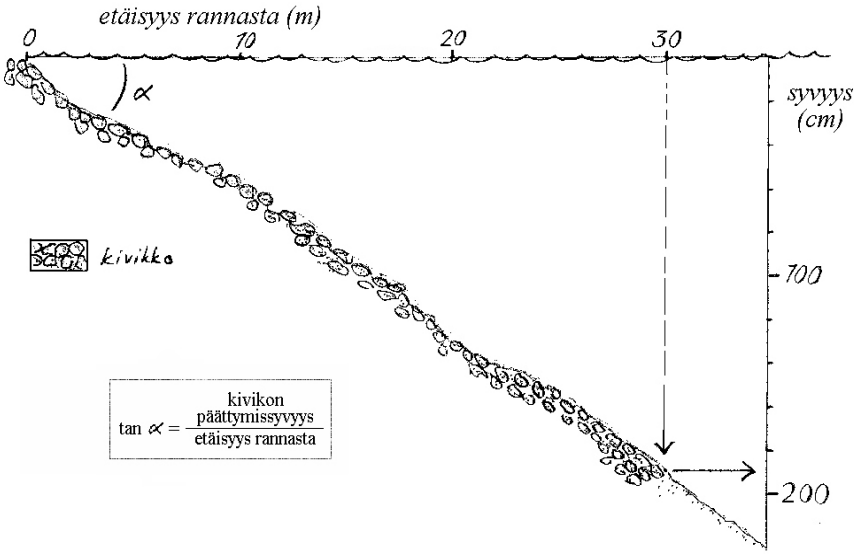
$$KiA = 1{,}2\ (PL + PK + LK). \qquad (1)$$

Vuosien 1980-1983 näytteiden kivipinta-ala oli arvioitu kivien tilavuuden perusteella Ehrenbergin (1957) kuvaamalla menetelmällä mittaamalla kiven syrjäyttämän vesimäärän tilavuus ja olettamalla kivi pallon muotoiseksi, tai epäsäännöllisten muotoisten kivien tapauksessa laskemalla yhteen eri osapintojen alat (Hanski 1983, Meriläinen 1985, Varonen 1985). Näytteenottopaikkojen kivien läpimittojen keskiarvoja olen käyttänyt ympäristötekijänä yhteisöanalyyseissä. Laskin myös keskimääräisen kivipinta-alan ja pohjan pinta-alan suhteen. Vuosien 1980-1983 näytteistä ei kivien läpimittoja mitattu, koska kivipinta-alan arvioimismenetelmä oli niissä erilainen.

2.6 Rannan jyrkkyys

Arvioin rannan jyrkkyyden mittaamalla etäisyyden rannasta vedenpintaa pitkin kivikon päättymissyvyyteen saakka (kuva 8). Mittauksessa käytettiin apuna sukeltajaa, narumittaa ja kaikuluotainta. Jyrkkyys on ilmoitettu asteina (°) vedenpinnan ja pohjan välisenä kulmana (Duarte & Kalff 1986). Oriveden, Puruveden, Lietveden ja Pien-Saimaan rantojen jyrkkyydet laskin samalla menetelmällä Elorannan & Marja-ahon (1981) Hanskin (1983) mukaan piirtämien näyteasemien rantaprofiilien avulla.

2.7 Rannan avoimuus ja tuulen vaikutuksen arvioiminen



Kuva 8. Kaavakuva rannan jyrkkyyden arvioimisesta. Rannan jyrkkyyden kulman (α) laskin trigonometrian sääntöjen mukaan. Tässä esimerkkikuvassa on Käärmeniemen tutkimuslinjan rantaprofiili Paasivedeltä. Etäisyyden ja syvyyden suhteet eivät kuvassa ole oikeat.

Kivikkorannat ovat yleensä avoimia ja tuulelle alttiita rantoja. Tuuli on aaltotoiminnan kautta merkittävä rantojen eliöstöä muokaava ympäristötekijä (Little & Kitching 1996). Aaltotoiminnan määrää ja sen fysikaalisia vaikutuksia on kuitenkin vaikea mitata. Tässä työssä olen arvioinut aaltotoiminnan vaikutusta rannan yhteisöihin ns. epäsuorilla menetelmillä, eli mittaamalla tutkimuslinjojen avoimuuden ja arvioimalla tuulen vaikutuksen säätietojen perusteella.

Rannan avoimuutta kuvaava käsite on englanniksi *fetch*. Sillä ei ole tarkkaa suomenkielistä vastinetta, mutta lähinnä lienee termi "avoimuus" (Granberg & Ruohonen 1985), jota myös tässä käytän *fetch*in synonyyminä. Avoimuus ilmoitetaan etäisyytenä rannasta kilometreinä ja se kuvaa rantaviivasta kohtisuoraan ulottuvan avoimen järvenselän pituutta sekä kulmaa kohti avointa vettä (Little & Kitching 1996). Mitä suurempi avoimuus on, sitä pidemmän matkan ja sitä laajemmalta säteeltä pääsee tuuli häiriintymättä puhaltamaan rantaa kohti. Tässä työssä tutkimuslinjojen avoimuutta kuvaamaan olen laskenut yhden ja tuulen vaikutuksen arvioimiseksi kaksi suuretta (Tolonen et al. 2001). Vuosien 1997-1998 tutkimuslinjojen vastaavat arvot on myös laskettu samalla tavalla.

Määritin tutkimuslinjojen avoimuudet Duarte & Kalffin (1986) mukaan seuraavasti: kustakin näytteenottopaikasta mittasin etäisyyden kauimmaiseen pisteeseen vastarannalla jokaiseen kahdeksaan pää- ja väli-ilmansuuntaan (N, NW, W, SW, S, SE, E, NE) ja kulmille $\pm 11{,}25^{o}$ ja $\pm 22{,}5^{o}$ jokaisesta mainitusta ilmansuunnasta. Etäisyydet mittasin 1:20000, 1:40000 ja 1:50000 mittakaavojen kartoilta. Jokaiseen ilmansuuntaan liittyvät etäisyydet yhdistin kaavalla

$$F = \sum_{i=1}^{5} D_i \cos_i / 5 \qquad (2),$$

jossa F on "tehollinen avoimuus (*effective fetch*)" (km), D_i etäisyys i astetta ilmansuunnasta, ja i kulma ilmansuunnasta (0°, $\pm 11{,}25^{o}$, $\pm 22{,}5^{o}$). Kaavalla saadaan siis laskettua tutkimuslinjan tehollinen avoimuus (F) kuhunkin ilmansuuntaan.

Säätiedot tuulen vaikutuksen arvioimiseksi saatiin Suomen Ilmatieteenlaitokselta näytteenottoa edeltäneen vuoden ajalta poislukien noin marraskuusta huhtikuuhun kestävän jääpeitteen aika. Tuulitiedot olivat jokaisen tutkimusalueen silloisen lähimmän säähavaintoaseman (taulukko 3) lukemia.

Taulukko 3. Tutkimusaltaat ja niitä lähinnä sijainneet Suomen Ilmatieteenlaitoksen säähavaintoasemat näytteenottoa edeltävinä vuosina.

Tutkimusallas	Näytteenottovuosi	Lähin säähavaintoasema
Lahden Vesijärvi	2000	Asikkala
Paasivesi	2000	Kesälahti
Orivesi	1980-1983	Joensuu
Puruvesi	1980-1983	Joensuu
Lietvesi	1980-1983	Lappeenranta
Pien-Saimaa	1980-1982	Lappeenranta
Puruvesi	1997-1998	Kesälahti
Pyhäselkä	1997-1998	Joensuu
Haukivesi	1997	Varkaus

Tuulitiedot koostuivat tuulen suunnasta (°) ja nopeudesta (m s^{-1}) mitattuna ympärivuorokautisesti kolmen tunnin väliajoin. Jokaisen kahdeksan ilmansuunnan tehollisen avoimuuden (F) ja tuulisuuden arvot samoista ilmansuunnista yhdistin kaavan

$$\mathrm{WEF} = \sum_{i=1}^{8} \mathrm{F}_i wf_i \qquad (3)$$

mukaan, jossa WEF on "painotettu tehollinen avoimuus (*weighted effective fetch*)", F_i tehollinen avoimuus ilmansuunnalle *i* ja wf_i tuulen frekvenssi (tuulisuus) ilmansuunnalle *i* (Duarte & Kalff 1986). wf_i laskettiin siis osuutena, kuinka usein tuuli oli käynyt suunnasta *i*. WEF yhdistää näin tuulisuuden ja näytteenottopaikan edessä olevan vapaan ulapan koon (F) ja kuvaa tuulen ja aaltotoiminnan voimakkuutta kullakin tutkimuslinjalla. WEF:ä käytin myös rannan avoimuuden ja jyrkkyyden välisen suhteen tarkastelussa.

Tuulen aiheuttaman aaltotoiminnan vaikutusten arvioimiseksi laskin samoja tuulitietoja apuna käyttäen "aaltotoiminnan voimakkuuden ('suhteellinen tuulialtistus', *relative exposure*, *E*)" jokaiselle tutkimuslinjan näytteenottosyvyydelle (Brodersen 1995, Brodersen et al. 1998). *E* ottaa huomioon rannan avoimuuden ja tuulisuuden lisäksi myös tuulen nopeuden ja näytteenottosyvyyden yhdistäen nämä yhdeksi indeksiksi kaavan

$$E = \log_{10}(1 + fwhd^{-2}) \qquad (4)$$

mukaan, jossa *f* on avoimuus (km), *w* näytteenottopaikkaa kohti vallinneen tuulen osuus vuodesta, *h* tuulen keskinopeus (m s^{-1}) ja *d* näytteenottosyvyys (m). *f*:n laskin neljän tai viiden suurimman avoimuuden (F; kaava 1) keskiarvona ja *w*:n näille samoille ilmansuunnille, joista tuuli oli päässyt puhaltamaan (eli joille oli saatu mitattua ja laskettua F). Tuulen keskinopeuden *h* laskin tuulisten kolmen tunnin jaksojen määrän avulla ja myöskin vain niille samoille ilmansuunnille, joille F oli saatu laskettua.

2.8 Vedenlaatu

Vuosina 1997 ja 2000 kerättiin jokaiselta näytteenottopaikalta, samaan aikaan pohjaeläinnäytteiden kanssa, vesinäytteet Ruttner -tyyppisellä noutimella noudattaen Suomen Vesi- ja ympäristöhallituksen standardinäytteenottomenetelmiä. Vesinäytteistä määritettiin väriluku (mg l^{-1} Pt), kokonaisfosfori (µg l^{-1}), kokonaistyppi (µg l^{-1}) ja klorofylli *a* (µg l^{-1}) Joensuun yliopiston Karjalan tutkimuslaitoksen Ekologian osaston vesilaboratoriossa. Lisäksi mitattiin maastossa näkösyvyys (Secchi, m). Vedenlaadun parametrejä on käytetty ympäristömuuttujina yhteisöanalyyseissä. Vuoden 1998 näytteitä varten olen käyttänyt vuoden 1997 vesikemian tuloksia samoilta näytteenottopaikoilta, koska vuoden 1998 näytteenoton yhteydessä vesikemiamäärityksiä ei tehty. Vuosien 1980-1983 näytteenoton järvialtaiden vedenlaatutuloksina olen yhteisöanalyyseissä käyttänyt keskiarvoja vuosilta 1978-1983 (Granberg 1985).

2.9 Aineiston analysointi

2.9.1 Lajiaineisto

Laskin lajien yksilötiheydet kivipinta-alaa (yks. m^{-2} KiA) kohden. Lajiaineiston harmonisoin samalle taksonomiselle tasolle, jotta aineistot olisivat vertailukelpoisempia keskenään. Tämä tarkoittaa myös sitä, että sovitin joidenkin lajien määrityksen korkeampaan taksoniin johtuen eroista eri määrittäjien eri aikoina käyttämissä määritystarkkuuksissa. Eläimet on kuitenkin pääosin määritetty lajitasolle.

2.9.2 Diversiteetti-indeksit

Laskin kolme diversiteetti-indeksiä jokaiselle näytteenottopaikalle. Yhteisön monimuotoisuuden

kuvaamiseen käytin *Shannon-Wiener*in diversiteetti-indeksiä (Shannon & Weaver 1949)

$$H' = -\sum_{i=1}^{S} P_i \log_2 P_i \qquad (5)$$

ja *Simpson*in diversiteetti-indeksiä (Simpson 1949)

$$D = 1 / \sum_{i=1}^{S} P_i^2, \qquad (6)$$

sekä taksonien yksilömäärien samankaltaisuuden kuvaamiseen *Pielou*n tasaisuusindeksiä (Pielou 1969)

$$E' = H'/\log_2 (S), \qquad (7)$$

joissa S on kokonaislajimäärä näytteessä ja P_i lajin i osuus kokonaisyksilömäärästä. *Shannon*in ja *Simpson*in indeksit ovat yleisimmin käytettyjä eliöyhteisöjä kuvaavia diversiteetti-indeksejä ja ottavat huomioon sekä lajimäärän että lajien suhteellisen runsauden. Diversiteetti-indeksi saa suurempia arvoja, kun lajiluku kasvaa ja kun yksilöt ovat jakautuneet tasaisesti eri lajeihin. *Pielou*n tasaisuusindeksi kuvaa kuinka tasaisesti yksilöt ovat jakautuneet yhteisön eri lajeihin. Se saa arvoja 0 ja 1:n väliltä ja arvo 1 edustaa tilannetta, jossa kaikki lajit esiintyvät yhtä runsaina. Tämä indeksi korreloi diversiteetti-indeksien kanssa.

Pohjaeläinyhteisöt koostuvat usein vain yhdestä tai muutamasta lajista, joiden esiintyminen on paljon lukuisampaa verrattuna yhteisön harvalukuisempiin lajeihin. Wiedeholmin (1980) mukaan taksonien kokonaislukumäärä, tai lajirunsaus, onkin parempi diversiteetin mitta. Arvioin paikkojen todellisen lajirunsauden ei-parametrisilla *first-order jackknife* (Heltshe & Forrester 1983, Smith & van Belle 1984, Palmer 1990)

$$\text{Jack1} = \text{SO} + r1(n - 1)/n \qquad (8)$$

ja *second-order jackknife* (Palmer 1991)

$$\text{Jack2} = \text{SO} + \{[r1(2n - 3)/n] - [r2(n - 2)^2] / [n(n - 1)]\} \qquad (9)$$

-menetelmillä, joissa SO on havaittujen lajien lukumäärä n näytealalla, $r1$ lajien lukumäärä, jotka havaittu vain yhdellä näytealalla ja $r2$ lajien lukumäärä, jotka havaittu tasan kahdella näytealalla. Näitä arviointimenetelmiä voidaan käyttää kompensoimaan yksinkertaiseen lajirunsausarvioon (lajien lukumäärä näytteessä) liittyvää runsauden aliarviointia. Jokainen näistä ei-parametrisista estimaateista muodostuu havaittujen lajien lukumäärästä *plus* siihen lisättävästä lukumäärästä (Palmer 1990). Tämän lisättävän lukumäärän suuruus riippuu osaksi ympäristön heterogeenisyydestä. Lajirunsausestimaattien mahdolliset poikkeamat ja epätarkkuus eivät kerro niinkään ympäristön heterogeenisyydestä, vaan käytetyn tekniikan oletusten paikkansapitämättömyydestä. Lajirunsausarvioista *first-* ja *second-order jackknife* on yleensä arvioitu vinoutumattomimmiksi ja tarkimmiksi estimaateiksi (Palmer 1990 & 1991, Hellmann

& Fowler 1999). Kaikki diversiteettitarkastelujen laskutoimitukset suoritin PC-ORD -ohjelmalla (McCune & Mefford 1999).

2.9.3 Aineiston muunnokset

Monimuuttujamenetelmiä varten käytin kaikkien eläinten esiintymisaineistossa logaritmimuunnosta [$\log_{10}(x+1)$] jakaumien normalisoimiseksi ja muutamien dominoivien lajien painon vähentämiseksi. Myös ympäristömuuttujien jakaumien normalisoimiseksi käytin logaritmimuunnosta, mikäli se oli tarpeellista (syvyys, jyrkkyys, kokonais-P, kokonais-N, klorofylli-*a*, väri, WEF, näkösyvyys ja tutkimusaltaan keskisyvyys). Muunnoksen käytöstä huolimatta kaikkien muuttujien jakauma ei saavuttanut normaalijakaumaa. Jakaumien normaaliutta testasin ei-parametrisella Kolmogorov-Smirnovin yhden näytteen testillä. Aaltotoiminnan voimakkuus (*E*) ja kivien läpimitta olivat jakaumaltaan ainoita ympäristömuuttujia, joita ei log-muunnoksella tarvinnut transformoida. Ympäristömuuttujista valitsin monimuuttujaanalyyseihin vain ne, joista oli mitattu arvo (liite 1) kaikille tutkimuslinjoille joko kesä- tai heinäkuun näytteenoton yhteydessä.

2.9.4 Monimuuttujamenetelmät

Käytin monimuuttujamenetelmiä apuna kivikkorantojen EPT-taksonien yhteisörakenteen tarkastelussa ja yhteisörakenteeseen vaikuttavien ympäristömuuttujien merkityksen arvioimiseen. Näytteitä oli kahdeksalta järvialtaalta ja kahdelta vuodenajalta (kesäkuun alku ja heinäkuun loppu). Näiden erojen tarkastastelussa käytin oikaistua korrespondenssianalyysiä (*Detrended correspondence analysis*, DCA), joka on epäsuora gradienttianalyysi (Hill & Gauch 1980). DCA on yleisesti yhteisöekologiassa käytetty ominaisarvo-ordinaatiotekniikka, joka perustuu vastinkeskiarvo -laskentamenetelmään (RA) (Hill 1973). DCA (kuten RA) ordinoi lajit ja näytteet samanaikaisesti, mutta RA:a vaivaava kaariefekti on lähes kokonaan pystytty poistamaan DCA:ssa jakamalla ensimmäinen akseli segmentteihin. DCA-kuvassa näytealapisteet (kuvaavat kunkin näytealan tutkittuja yhteisöjä) esitetään variaatioakseleita kohden. Analyysiä varten laskin lajien tiheyksien keskiarvot kummallekin syvyysvyöhykkeelle (0-0,5 m ja >0,5 m). Jokaista tutkimuslinjaa kohden saatiin näytteiden määrä näin "vähennettyä" kahteen. DCA-analyysin optioista en valinnut harvinaisten lajien painon pienentämistä. Akselien

uudelleenskaalauksen kynnysarvoksi valitsin oletusarvon 0,0 ja segmenttien määräksi 26. Tuloksia arvioin analyysin avulla saatavan graafisen kuvan ja akselien ominaisarvojen perusteella.

Mitattujen ympäristömuuttujien vaikutuksia kivikkorantojen EPT-yhteisöjen koostumukseeen tarkastelin kanonisen korrespondenssianalyysin (*Canonical correspondence analysis*, CCA) (ter Braak & Verdonschot 1995, ter Braak 1986) avulla erikseen sekä kesä- että heinäkuun lajistoissa. CCA on suora gradienttianalyysi ja se on yleisesti yhteisöekologiassa käytetty menetelmä, jolla arvioidaan yhteisörakenteen ja mitattujen ympäristömuuttujien välisiä riippuvuuksia. CCA järjestää lajit ja näytepisteet ympäristötekijöiden kanssa siten, että mahdollisia riippuvuuksia voidaan tarkastella. Tulokset esitetään graafisesti, jolloin lajit ja ympäristötekijät on järjestetty koordinaatistoon ordinaatiota voimakkaimmin selittävien akselien suhteen. Akselien selittävyys ilmenee lasketuista ominaisarvoista (*eigenvalue,* λ). Ympäristötekijät esitetään origosta lähtevin nuolin, joiden pituudet kuvaavat ympäristömuuttujien mahdollisen tärkeyden lajiston alueellisen jakautumisen selittäjinä ordinaatiossa. Lajin sijainti ympäristömuuttujavektorilla on verrannollinen lajin optimiin kyseessä olevan ympäristömuuttujan suhteen. Kun näytealapisteet tai lajipisteet yhdistetään ympäristömuuttujanuolten kanssa samaan koordinaatistoon (*i.e.* rakennetaan "*biplot*"), voidaan tarkastella lajien ja mitattujen ympäristömuuttujien välisiä mahdollisia riippuvuuksia.

CCA:n ominaisarvojen ja kolmen ensimmäisen akselin sekä lajien ja ympäristömuuttujien korrelaatioiden merkitsevyyttä arvioin Monte Carlo satunnaisuuden testillä [999 permutaatiota (= ajojen eli aineiston satunnaistamisten määrä)]. Monte Carlo -testi vertaa itse luomiensa satunnaisten populaatioiden antamia ominaisarvoja havaittuun ominaisarvoon ja ilmoittaa, ovatko havaitut riippuvuudet lajien (tai näytteenottopaikkojen) ja ympäristötekijöiden välillä todellisia vai satunnaisia (McCune & Mefford 1999). Testattavaksi nollahypoteesiksi Monte Carlo -testiin valitsin, että päämatriisissa ei ole rakennetta ja tästä johtuen matriisien välillä ei ole lineaarista riippuvuutta. CCA:ta varten poistin lajiaineistosta ne taksonit, jotka esiintyivät alle kolme kertaa joko kesäkuun tai heinäkuun näytteenotossa. Tämä oli perusteltua, sillä suorittamissani edeltävissä analyyseissä nämä harvalukuiset taksonit sijoittuivat CCA-oordinaatiokuvien laidoille ja niillä oli alhaiset painoarvot pistetaulukossa (nämä tulokset eivät ole näkyvillä tässä työssä). Näin ollen harvalukuisilla taksoneilla oli vähäinen vaikutus analyysiin (ter Braak 1988 Huttunen 2000 mukaan). Ympäristömuuttujaanalyysille "turhien" taksonien poisto myös selvensi ordinaatiokuvien tulkittavuutta.

CCA-analyyseissä käytetyt ympäristömuuttujat on lueteltu liitteessä 1. Lisäksi valitsin ympäristömuuttujiksi tutkimusaltaan keskisyvyden (taulukko 1) ja näytteenottosyvyyden. Analyysin optioista valitsin keskistyksen ja normalisoinnin rivi- ja sarakepisteiden standardisoinniksi. Tämä tuottaa varianssiyksiköksi keskistetyt ja standardoidut pisteet. Oordinaatiopisteet skaalasin esittämään näytteiden ja lajien kompromissia. CCA tuottaa kahdenlaiset näytealojen pisteet kuvanpiirtoon, joista käytin lajien painotettuja keskiarvoja (*WA scores*). McCune (1997) on suositellut näitä WA-pisteitä käytettäväksi ympäristömuuttujien lineaarikombinaatiopisteiden (*LC scores*) sijasta, jos ympäristöaineisto on hälyisä (kuten yleensä mittausvirheitä sisältävän yhteisöekologisen ympäristöaineiston laita on). CCA-analyysien tuloksia arvioin ordinaatiokuvien, ominaisarvojen ja niiden merkitsevyyden, laji-ympäristö [=LC-WA McCunen (1997) terminologiassa] -korrelaatioiden ja niiden merkitsevyyden sekä ympäristömuuttujien ja ordinaatioakselien välisten *inter-set* -korrelaatioiden avulla. Kaikki monimuuttuja-analyysit tein PC-ORD -ohjelmalla (McCune & Mefford 1999) ja testien tilastollisena merkitsevyystasona oli $p<0,05$, ellei ole toisin mainittu.

2.9.5 Indikaattorilajianalyysi

Lajien luokitteluun käytin monimuuttujamenetelmien lisäksi Dufrêne & Legendren (1997) kehittämää indikaattorilajianalyysiä. Tällä menetelmällä voidaan aineistosta etsiä lajeja, jotka mahdollisesti indikoivat joitakin ympäristöoloja. Dufrêne & Legendren indikaattorianalyysi käyttää hyväksi lajin runsauden ja esiintymisen keskittymää ryhmissä. Tein analyysin, jossa näytealojen luokitteleviksi muuttujiksi valitsin näytteenottoajankohdan (kesäkuun alku tai heinäkuun loppu). Näin pyrittiin löytämään tyypilliset kevät- ja kesälajit. Testin merkitsevyyden määritin Monte Carlo -testillä (1000 permutaatiota). Indikaattorianalyysin tein myös PC-ORD -ohjelmalla (McCune & Mefford 1999) ja testien tilastollisena merkitsevyystasona oli $p<0,05$.

2.9.6 Painotetun keskiarvon menetelmä (WA)

Painotetun keskiarvon menetelmän [*Weighted averaging (regression and calibration),* WA] (Birks et al. 1990) periaatteena on käyttää ennalta määritettyjä lajipainoja näytteenottopaikkojen ympäristömuuttujan arvojen ennustamiseen. Se on näin käänteinen suoralle gradienttianalyysille (CCA). Useissa tutkimuksissa on käytetty WA:n mallintamista edeltävänä menetelmänä CCA:ta

(esim. Agbeti 1992). CCA:n avulla on ollut mahdollista arvioida, mitkä (mitatut) ympäristömuuttujat ovat merkittävimpiä yhteisöjen rakenteeseen vaikuttavia tekijöitä. Painotetun keskiarvon menetelmä on ollut suosittu etenkin paleolimnologisissa, piilevien avulla tehdyissä menneiden olojen rekonstruktioissa (esim. Reavie et al. 1995, Roberts & McMinn 1998). Sillä voidaan arvioida vedenlaatua lajiston perusteella, mikä on ensisijaisia päämääriä biomonitorointitutkimuksissa (Johnson et al. 1993a). Pohjaeläimiä ja WA:a on aikaisemmin käytetty mm. virtavesissä pH:n arvioimiseen (mm. Hämäläinen & Huttunen 1996, Larsen et al. 1996) ja järvissä ravinnetason ennustamiseen (Hämäläinen & Karjalainen 1994, Brodersen et al. 1998). Jälkimmäisessä tanskalaisessa tutkimuksessa WA-regression käyttö vaikutt bio-arviointimallina "järkevältä", vaikka lajien levinneisyyteen vaikuttavat tekijät olivatkin hyvin moninaisia.

Tässä työssä tutkin kivikkorantojen EPT-yhteisöjen soveltuvuutta järvialtaan fosforipitoisuustason ennustamiseen painotetun keskiarvon menetelmän avulla. CCA:n perusteella fosforipitoisuus oli tärkeä yhteisörakenteeseen vaikuttava tekijä. Näin ollen WA-regressio ja -kalibraatiomallin kehittämistä fosforipitoisuuden ennustamiseen EPT-taksonien perusteella voitiin pitää järkevänä. Useissa tutkimuksissa on ympäristömuuttujien voimakkuuden vaikutusta arvioitu myös suorittamalla CCA-ordinaatio kerrallaan vain yksittäisellä ympäristömuuttujalla ja näiden analyysien ensimmäisen ja toisen kanonisen akselin ominaisarvojen suhteen (λ_1/λ_2) avulla arvioitu kunkin ympäristömuuttujan voimakkuuden vaikutusta (esim. Agbeti 1992, Brodersen et al. 1998). Pienimmästä hyväksyttävästä suhteesta julkaistut luvut kuitenkin vaihtelevat kirjallisuudessa huomattavasti ja tätä vaihetta pidetään tarpeettomana, koska ei ole olemassa mitään CCA:han perustuvaa kriteeriä, jolla WA:n käyttökelpoisuus voitaisiin hylätä (Hämäläinen & Huttunen 1996). Näin ollen ohitin tämän vaiheen tarpeettomana. Lisäksi aiemmat tutkimustulokset ovat korostaneet järven rehevyystason merkitystä pohjaeläinten yhteisörakenteeseen vaikuttavana tekijänä (esim. Brodersen et al. 1998, Tolonen et al. 2001).

Painotetun keskiarvon analyysin suoritin käyttäen WACALIB 3.3 -ohjelmaa (Line et al. 1994). Kahdeksalta eri järvialtaalta oli mukana 20 näytteenottopaikkaa, joiden fosforipitoisuus vaihteli välillä 4-33 $\mu g\ l^{-1}$. Kullekin paikalle laskin yksilörunsauden (yks. m^{-2} KiA) eri näytteenottosyvyyksien keskiarvona. Taksoneita oli 39 ja ne esiintyivät vähintään kahdella näytteenottopaikalla. Suuri osa taksoneista oli harmonisoitu sukutasolle eri määritystarkkuuksista johtuvien "päällekkäisyyksien" minimoimiseksi. Tästä ei pitäisi olla

haittaa analyysin onnistumiselle, sillä pohjaeläinten elinympäristövaatimukset tulevat yleensä esille jo vähintään sukutasolla (Heikki Hämäläinen suull. tied. 11.7.2001).

Painotetun keskiarvon menetelmän laskutoimitukset olivat seuraavat (Brodersen et al. 1998): Kunkin taksonin optimi $\hat{u}_k$ on

$$\hat{u}_k = \sum_{i=1}^{n} y_{ik} x_i \,/\, \sum_{i=1}^{n} y_{ik} \qquad (10)$$

ja taksonin toleranssi, tai painotettu keskihajonta, t_k on

$$t_k = [\sum_{i=1}^{n} y_{ik}(x_i - \hat{u}_k)^2 \,/\, \sum_{i=1}^{n} y_{ik}]^{1/2}, \qquad (11)$$

joissa y_{ik} on taksonin k yksilörunsaus (yks. m^{-2} KiA) näytteessä i; (k = 1,...m EPT-taksonia); x_i ympäristömuuttujan, josta ollaan kiinnostuneita (tässä fosforipitoisuus), havaittu arvo näytteessä i; (i = 1,...n järviallasta); $\hat{u}_k$ lajin k optimi ja t_k lajin k toleranssi. Arvioitua lajin optimia voidaan käyttää järvialtaan fosforipitoisuuden ennustamisessa sen EPT-yhteisön perusteella (WA kalibraatio) kaavan

$$alkup\ x_i = \sum_{k=1}^{m} y_{ik}\hat{u}_k \,/\, \sum_{k=1}^{m} y_{ik} \qquad (12)$$

mukaan, jossa x_i on *alkup*eräinen ennustettu parametri. Toleranssi-painotettu WA arvio tästä parametristä on

$$alkup\ x_i = (\sum_{k=1}^{m} y_{ik}\hat{u}_k/t_k^2) \,/\, (\sum_{k=1}^{m} y_{ik}/t_k^2). \qquad (13)$$

WA rekonstruktioissa keskiarvo lasketaan kahdesti: kerran WA regression yhteydessä ja kerran WA kalibraatiossa. Tämä johtaa ennustetun parametrin arvojen vaihteluvälin pienenemiseen. Estimaattien "venyttämiseksi" voidaan käyttää joko *klassista* regressiota, jossa *alkup*eräinen ennustettu x_i regressoidaan havaittuun arvoon x_i:

$$alkup\ x_i = a + b \text{ havaittu } x_i$$

ja

$$lopull\ x_i = (alkup\ x_i - a)/b \qquad (14)$$

tai *käänteistä* regressiota, jossa havaittu x_i regressoidaan *alkup*eräiseen *ennustettuun* x_i arvoon:

$$lopull\ x_i = a + b\ alkup\ x_i\ , \qquad (15)$$

joissa a ja b ovat "venytys" -regression kertoimia.

Laskin klassisen ja käänteisen regression sekä yksinkertaiselle- että toleranssipainotetulle keskiarvolle. EPT-taksonien toimivuutta järvialtaan fosforipitoisuuden ennustamiseen WA -

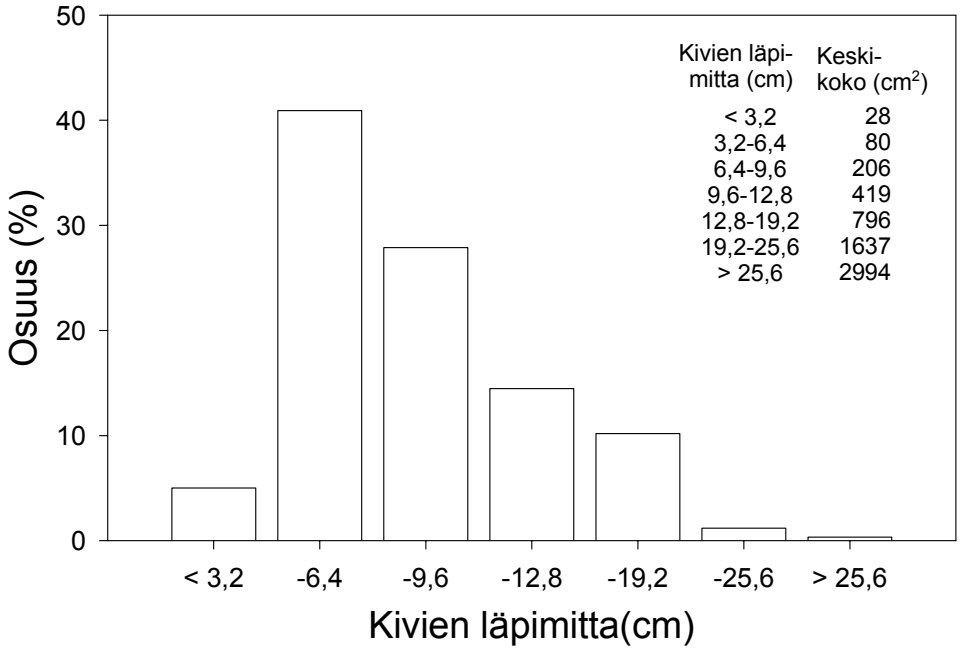
mallin avulla arvioin havaittujen ja ennustettujen fosforipitoisuuksien välisen korrelaation (*r*) sekä WACALIB -ohjelman tarjoaman *boostrap* -menetelmän (100 *bootstrap cycles*) RMSEP (*Root mean square error of prediction*) -arvojen avulla (Birks et al. 1990, Line et al. 1994). Lisäksi vertasin saamiani taksonien fosforipitoisuuden optimien järjestystä Brodersen et al. (1998) aineiston klorofylli-*a* -optimien sijojen järjestykseen. Käytin Brodersen et al. (1998) laskemia log (klor-*a* + 1) -optimeja oman aineistoni järvialtaiden klorofylli-*a* -pitoisuuksien ennustamiseen ja kyseisen tanskalaisten järvien mallin toimivuuden kokeiluun tutkimillani järvialtailla. Ennustetut klorofylli-*a* -arvot oli luonnollisesti mahdollista laskea vain niiden taksonien optimien perusteella, jotka esiintyivät sekä Tanskan järvien että Lahden Vesijärven ja Saimaan litoraalissa.

3 TULOKSET

3.1 Ympäristöaineisto

3.1.1 Kivien pinta-ala

Kivien lukumäärä vuosien 1997 ja 2000 pohjapinta-alaltaan 2827 cm^2:n näytteissä vaihteli välillä 7-69 kiveä / näyte (ka 28). Kaikkien näytteiden kivien [vuosilta 1980-1983 arvioitu n. 30 kiveä / näyte; Meriläinen (1985)] yhteenlaskettu määrä oli noin 5100 kiveä, joiden kokonaiskivipinta-ala oli 122,2 m^2 (liite 1).Tämä on tutkittuna pohjan pinta-alana kokonaisuudessaan n. 122,2 m^2 /2,6 = 47 m^2, sillä arvioitu kivipinta-ala yhtä pohjaneliömetriä kohden oli 2,6 m^2 (liite 1). Näytettä kohden tutkittu kivipinta-ala vaihteli välillä 0,2 - 1,4 m^2 /näyte. Vuosien 1997 ja 2000 näytteissä kivet (n = 2356) olivat kooltaan 14-3716 cm^2, keskikoko oli 263 cm^2 ja keskiläpimitta 7,7 cm. Suurin osa kivistä (n. 70 %) oli läpimitaan n. 3-10 cm ja näiden kivien keskimääräinen pinta-ala oli 80-206 cm^2 (kuva 9). Näytteiden kivien keskiläpimittaa (liite 1) käytin ympäristömuuttujana CCA:ssa.



Kuva 9. Vuosien 1997 ja 2000 Puruveden, Pyhäselän, Haukiveden, Paasiveden ja Lahden Vesijärven tutkimuslinjojen kivien kokoluokkien (läpimitta, cm) osuus (%) kokonaismäärästä (n = 2356). Kuvan sisällä on taulukoitu eri kokoluokkien kivien pinta-alojen keskikoot.

3.1.2 Rannan morfologia ja tuulen vaikutus

Painotetun tehollisen avoimuuden (WEF) ja aaltotoiminnan voimakkuuden (E) laskemiseen käytin avoimuuksien (F) keskiarvoja (f) (liite 1 ja taulukko 4). Avoimen ulapan ulottuvuus oli suurin Paasivedellä (f > 6 km, taulukko 4). Myös Vesijärven pohjoisosan Kajaanselän tutkimuslinja ja Puruvesi olivat huomattavasti avoimempia suojaisempiin Pien-Saimaan ja Oriveden tutkimuslinjoihin verrattuna.

Tutkimuslinjaa kohti vallinneen tuulen osuus vuodesta (w) vaihteli 31 %:sta 62 %:iin ja tämän keskinopeus (h) välillä 1,8 - 3,9 m s^{-1} (taulukko 4). Kun rannan avoimuuden kulma oli suuri (kuten esim. Vesijärven Jaanikassa), myös rantaa kohti vallinneen tuulen osuus vuodesta oli suurempi kuin suojaisemmilla rannalla (kuten Pien-Saimaan Salastinsaaret). E:n laskukaavaan (4) sisältyy tuulen osuus vuodesta ja se ottaa näin osaltaan huomioon myös rannan avoimen kulman. Jos avointa kulmaa ei olisi otettu huomioon [eli mitattavan tuulen avoimuuden suunnaksi olisi vakioitu esim. 90° kulma, kuten Brodersen (1995) teki], tuulen osuus rantaa kohti olisi ollut suurin Oriveden, Lietveden ja Vesijärven Selkäsaaren näytteenottopaikoilla. Tämä tarkastelu ei näy suoraan taulukosta 4. Tuulen keskinopeus tutkimuslinjoja kohti oli suurempi

Vesijärvellä kuin Paasivedellä sekä vuosien 1980-1983 keskinopeudet suurempia kuin vuoden 2000 vastaavat arvot.

Taulukko 4. Aaltotoiminnan voimakkuuden (*Relative exposure*, *E*) (liite 1) laskemiseen käytettyjen suureiden keskiarvot kullekin tutkimuslinjalle. *E* on laskettu tähän vertailua varten (ks tarkemmin teksti) syvyydelle 0,3 m. Altaiden lyhenteet ovat kuten taulukossa 1 ja tutkimuslinjojen sijainti löytyy kuvista 2, 4 ja 6. Vuosien 1997-1998 näytteenottopaikoille käyttämäni *E*:n arvot ovat julkaisusta Tolonen et al. (2001).

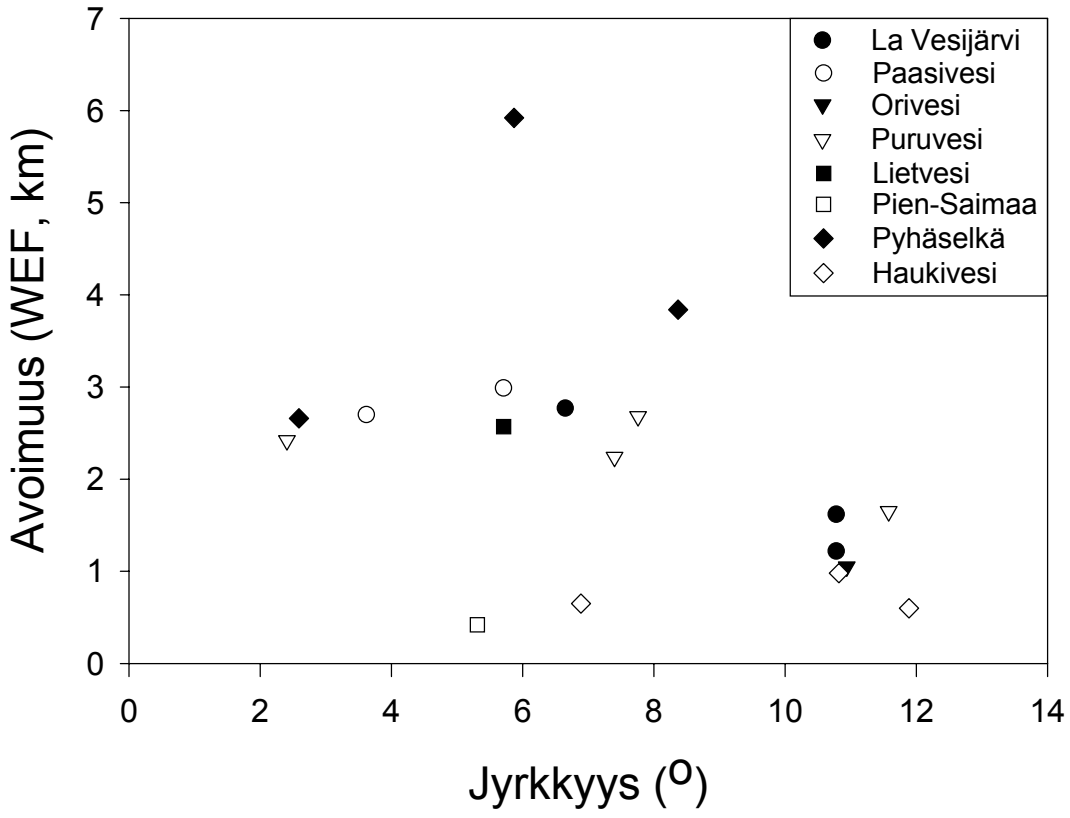
Tutkimuslinja	Avoin kulma (°)	Avoimuus (*f*) (km)	Tuulen nopeus (*h*) (m s^{-1})	Osuus vuodesta (*w*)	Aaltotoiminnan voimakkuus ($E_{0,3\ m}$)
Ve, Tiirismaa	250-60	2,89	3,23	0,47	1,70
Ve, Selkäsaari	120-290	2,49	2,93	0,58	1,68
Ve, Jaanikka	160-330	4,76	3,01	0,62	2,00
Pa, Käärmeniemi	70-240	6,53	2,39	0,39	1,83
Pa, Selkäsuunlahti	250-60	6,18	1,82	0,47	1,78
Or, Tutjunniemi [1)]	50-200	2,05	3,64	0,55	1,67
Pu, Iso Kuussaari [1)]	340-150	4,46	3,65	0,41	2,01
Li, Kiviniemi [1)]	180-330	4,03	3,40	0,53	1,91
PS, Salastinsaaret [1)]	250-360	1,34	3,87	0,31	1,27

[1)] Vuosien 1980-1983 keskiarvoja.

Painotetun tehollisen avoimuuden (WEF) kaikkien näytteenottopaikkojen keskiarvo oli 2,1 km [liite 1; pienin 0,4 km (Pien-Saimaa) ja suurin 5,9 km (Pyhäselkä)]. WEF oli suuri myös mm. Paasivedellä. WEF korreloi positiivisesti avoimuuden (F) kanssa (r_P = 0,927, *n* = 9), mikä oli odotettua (kaava 3). Aaltotoiminnan voimakkuus (*E*) vaihteli 0,1:stä 3,0:aan (ka 1,3; liite 1). *E*:n arvoon vaikutti taulukon 4 suureiden lisäksi näytteenottosyvyys (kaava 4 ja liite 2). Tästä johtuen tutkimusaltaiden matalissa näytteenottosyvyyksissä *E* oli suurin (missä myös aaltotoiminnan vaikutus on suurin) ja syvällä pienin. Taulukossa 4 on laskettu altaiden vertailua varten *E*:n arvot 0,3 m:n näytteenottosyvyydelle. Suurin aaltotoiminnan voimakkuus oli Pyhäselällä ($E_{0,3\ m}$ = 2,26). Myös Puruvedellä, Vesijärven Jaanikassa, Lietvedellä ja Paasivedellä *E* oli suuri ($E_{0,3\ m}$ > 1,8). Avoimuudet (*f* ja WEF) (taulukko 4 ja liite 1) olivat näillä järvialtailla myös suurimpia. Vastaavasti suojaisemmilla tutkimuslinjoilla (Pien-Saimaa ja Haukivesi) sekä WEF että *E* olivat selvästi pienempiä.

Rantatörmän kaltevuus vaihteli 2,3°:sta (Pyhäselkä) 10,9°:een (Orivesi) (tutkimuslinjojen ka

5,9°; liite 1). Myös Tiirismaan ja Selkäsaaren rantaprofiilit Lahden Vesijärvellä olivat suhteellisen jyrkkiä (molemmat 10,8°). Jyrkimmät kivikkorannat näyttivät olevan suojaisempia ja avoimemmat kivikkorannat yleensä hieman loivempia (kuva 10). Tutkimusaltaat eivät sijoittuneet altaittain ryhmiin avoimuuden ja jyrkkyyden suhteen.



Kuva 10. Kivikkorantojen avoimuuden (WEF, km) ja rantatörmän jyrkkyyden (°) välinen suhde Lahden Vesijärvellä ja Saimaan tutkimuslinjoilla (*n* = 18).

Taulukko 5. Tutkimusaltaiden keskisyvyyden, näytteenottosyvyyden, mitattujen ympäristömuuttujien ja EPT-taksonien diversiteettiä kuvaavien muuttujien väliset Spearmanin korrelaatiokertoimet. Allaskohtaisille muuttujille n = 8 ja ympäristömuuttujille n = 18 lukuunottamatta: Klor-*a* (n = 14), kivien keskiläpimitta (n = 88) ja aaltotoiminnan voimakkuus (E) (n = 151). Kaikkien taksonien diversiteettiä kuvaavien muuttujien n = 151. Vuoden 1981 näytteet eivät olleet analyysissä mukana. Lihavoitujen korrelaatioiden merkitsevyys p<0,01.

	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	(10)	(11)	(12)	(13)	(14)	(15)
(1) Altaan keskisyvyys	-														
(2) Näytteenottosyvyys	0,08	-													
(3) Jyrkkyys	**-0,29**	-0,09	-												
(4) Kok-P	**-0,72**	-0,11	**0,31**	-											
(5) Kok-N	**-0,24**	-0,10	**0,45**	**0,72**	-										
(6) Klor-*a*	**-0,78**	-0,10	0,21	**0,90**	**0,46**	-									
(7) Väri	**-0,22**	-0,10	**0,27**	**0,56**	**0,61**	**0,24**	-								
(8) Näkösyvyys	**0,62**	0,16	**-0,36**	**-0,78**	**-0,60**	**-0,86**	**-0,70**	-							
(9) WEF	**0,61**	0,01	**-0,34**	**-0,32**	-0,02	**-0,41**	0,03	0,09	-						
(10) *E*, Aaltotoim. voim.	0,10	**-0,94**	-0,03	-0,08	-0,01	-0,15	0,05	-0,08	**0,26**	-					
(11) Kivien keskiläpim.	**-0,38**	-0,26	0,20	0,26	-0,01	0,28	-0,21	-0,11	**-0,34**	0,15	-				
(12) EPT yks. m^{-2} KiA	**-0,28**	0,15	0,09	0,15	0,02	0,01	-0,05	-0,24	0,11	-0,10	0,01	-			
(13) EPT lajimäärä	**-0,29**	**0,22**	0,16	**0,23**	0,13	0,22	0,08	-0,28	0,07	-0,21	0,04	**0,72**	-		
(14) *H' Shannon*	**-0,22**	**0,28**	0,18	0,17	0,09	**0,29**	0,00	-0,16	-0,03	**-0,28**	0,13	**0,36**	**0,76**	-	
(15) *D Simpson*	-0,19	**0,26**	0,16	0,13	0,05	0,28	-0,06	-0,10	-0,05	**-0,26**	0,16	**0,23**	**0,60**	**0,96**	-
(16) E' *Pielou*	0,02	0,14	0,00	-0,03	-0,05	0,15	-0,08	0,07	-0,09	-0,15	0,23	**-0,40**	-0,14	**0,43**	**0,62**

3.1.3 Vedenlaatu tutkimuslinjoilla

Vedenlaatutulokset ovat liitteessä 1. Tutkimuslinjojen fosforipitoisuus (µg l^{-1}) vaihteli ultraoligotrofisen Puruveden 4:stä eutrofisen Lahden Vesijärven 33:een. Näiden järvialtaiden tutkimuslinjojen klorofylli-*a* -pitoisuudet (µg l^{-1}) olivat myös aineiston ääripäistä: 1,0 ja 8,2; tässä järjestyksessä. Haukiveden fosfori- ja klorofyllipitoisuudet olivat Vesijärven luokkaa. Klorofyllipitoisuuksia ei ollut saatavana 1980-luvun alun Saimaan tutkimuslinjoille, joten tämä muuttuja ei ole mukana kesäkuun yhteisöanalyyseissä. Veden väriarvot olivat korkeimpia (ka $\geq$ 50 mg Pt l^{-1}) humuspitoisilla Pyhäselällä, Orivedellä ja Paasivedellä. Puruvedellä vesi oli selvästi kirkkainta ja myös näkösyvyys oli siellä suurin; > 5 m. Alhaisin näkösyvyys, noin 2 m, oli Lahden Vesijärvellä, Orivedellä, Pyhäselällä ja Haukivedellä. Vedenlaadun muuttujien välillä oli havaittavissa merkitsevät korrelaatiot (taulukko 5): Näkösyvyys korreloi negatiivisesti sekä kokonaisfosfori-, kokonaistyppi- ja klorofylli-*a*-pitoisuuksien että veden värin kanssa ja kokonaisfosfori positiivisesti kokonaistypen, klorofylli-*a*:n ja värin kanssa. Altaan keskisyvyys korreloi veden värin, ravinne- ja klorofyllipitoisuuksien kanssa negatiivisesti sekä näkösyvyyden kanssa positiivisesti.

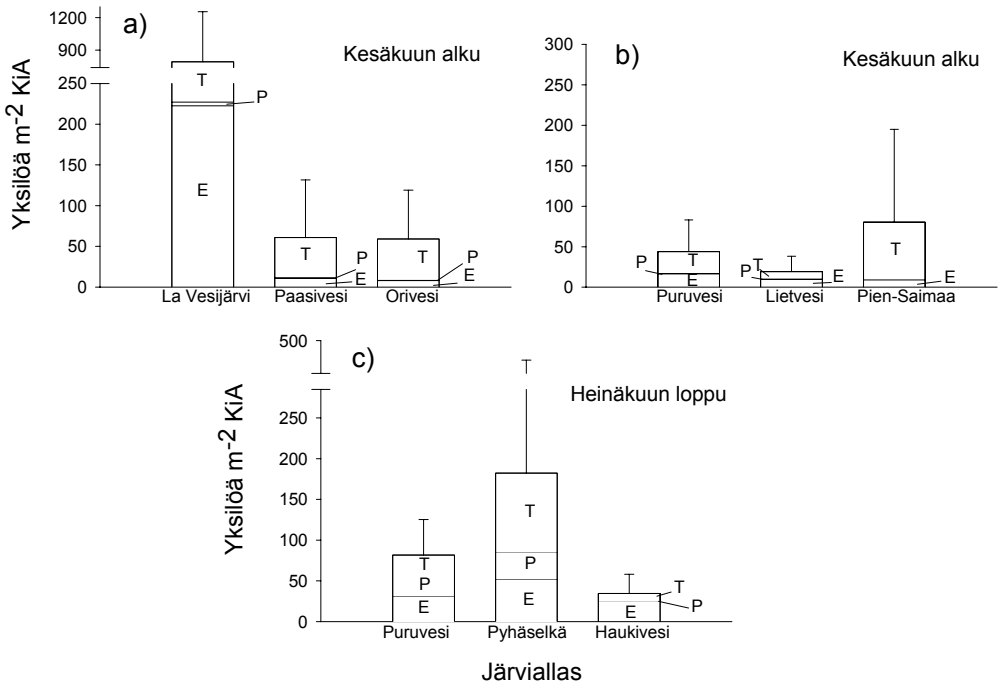
3.2 Kivikkorantojen EPT-aineisto

Kahdeksan järvialtaan kivikkorantojen EPT-taksoniaineisto koostui 176 näytteestä jotka vastasivat yhteensä 122,2 m^2 tutkittua kivipinta-alaa. Kaikki yksilötiheydet on käsitelty m^{-2} kivipinta-alaa (KiA) kohden. Tutkimusintensiteetti vaihteli altaiden ja ajankohtien välillä. Puruvesi oli tutkituin alue (32 % sekä kaikkien näytteiden määrästä että tutkitusta KiA:sta) (taulukot 2 ja 7 sekä liite 1). Näytteistä 69 % ja tutkitusta KiA:sta 65 % oli kesäkuun alkupuoliskolta loppujen ollessa heinäkuun lopulta.

3.2.1 Taksonien yksilötiheydet

EPT-taksonien yksilötiheyksien keskiarvo kaikkien altaiden ja näytteenottoajankohtien kesken oli 162 yks. m^{-2} KiA (liite 1). Runsaimmin yksilöitä esiintyi Lahden Vesijärvellä, jossa oli enimmillään 1667 yks. m^{-2} KiA Jaanikassa (järvialtaan ka 793 yks. m^{-2} KiA), kun taas Lietvedellä esiintyminen oli harvalukuisinta (ka 25 yks. m^{-2} KiA) (kuva 11, liite 1). Vesiperhoset

(Trichoptera) olivat keskimäärin runsaslukuisempia kuin päivänkorennot (Ephemeroptera), jotka taas esiintyivät koskikorentoja (Plecoptera) lukuisammin. Kaikista yksilöistä oli vesiperhosia yli 60 %, päivänkorentojen osuus oli n. 30 % ja koskikorentojen n. 5 % (liite 3).



Kuva 11. Tutkimusaltaiden keskimääräiset EPT-lahkojen yksilötiheydet kahtena näytteenotto-ajankohtana. Hajontana on keskivirhe EPT-taksonien kokonaisyksilömäärästä. Käytetyt lyhenteet: T = vesiperhoset, P = koskikorennot ja E = päivänkorennot. a) kesäkuun alku: Lahden Vesijärvi, Paasivesi ja Orivesi; b) kesäkuun alku: Puruvesi, Lietvesi ja Pien-Saimaa ja c) heinäkuun loppu: Puruvesi, Pyhäselkä ja Haukivesi. Huomaa y-akselin katkos kuvissa a) ja c). Tutkimusintensiteetti vaihteli järvialtaiden välillä (liite 1).

Neljän lajin [vesiperhosista hentosirvikkäät *Tinodes waeneri* ja *Psychomyia pusilla* ja pitkäsarvisirvikäs *Ceraclea dissimilis*, sekä päivänkorennoista vaivaissurviainen (*Caenis rivulorum*)] keskimääräinen yksilötiheys oli yli 50 yks. m^{-2} KiA näytteissä esiintyessään (liite 3). Useimmat taksonit olivat kuitenkin harvalukuisia näytteissä esiintyessään: 78 %:lla taksoneista oli keskiyksilötiheys $\leq$8 yks. m^{-2} KiA ja yli 50 %:lla $\leq$4 yks. m^{-2} KiA. Kesäkuussa esiintyi kaikista lajeista runsaimmin *T. waeneri* (liite 4), jota oli enimmillään 666 yks. m^{-2} KiA (näyte Vesijärven Jaanikasta) ja jonka osuus koko aineiston yksilöistä oli 13 % (liite 3). Vesiperhosiin kuuluvan siiviläsirvikäs *Hydropsyche contubernalis*in yksilötiheys oli Pyhäselän Kuhasalon

heinäkuisessa näytteessä koko aineiston suurin: 711 yks. m^{-2} KiA. Suurina tiheyksinä, >300 yks. m^{-2} KiA, esiintyivät myös *C. rivulorum* ja *P. pusilla*, sekä paikoittain >200 yks. m^{-2} KiA vesiperhoset *Ecnomus tenellus*, *C. dissimilis*, pikkusirvikkäät *Hydroptila* spp. ja päivänkorennoista sukeltajasurviainen *Baetis fuscatus*. Kaikkien edellämainittujen lisäksi paikoitellen runsaita (ka $\geq$ 29 ja maks. > 100 yks. m^{-2} KiA näytteissä esiintyessään) olivat kääpiösurviainen *Caenis luctuosa*, koskikorennoista hoikkakorri *Leuctra fusca* ja vesiperhosista pikkusirvikkäät *Orthotrichia* spp.

3.2.2 Taksonien kvalitatiivinen esiintyminen

EPT-taksonien kokonaismäärä harmonisoidussa lajiaineistossa oli 67. Vesiperhostaksoneja oli 45, päivänkorentoja 18 ja koskikorentoja 4. Näihin summiin laskin kaikki lajitasolle määritetyt lajit ja vain ne ylemmät taksonit, joista ei koko aineistossa ole määritetty yksilöitä lajilleen. Näin mahdolliset päällekäisyydet taksonomisten tasojen kesken esim. eri määrittäjistä johtuen on minimoitu.

Kaikkia EPT-lahkoja esiintyi kaikilla järvialtailla, lukuunottamatta Pien-Saimaata, mistä koskikorennot puuttuivat (liite 4). Vain 7 lajia (10 % kokonaislajimäärästä) esiintyi useammalla kuin seitsemällä järvialtaalla / ajankohtana. Vesiperhoset pitkäsarvisirvikäs *Athripsodes cinereus*, pikkusirvikkäät *Hydroptila* spp. ja rysäsirvikäs *Polycentropus flavomaculatus*, jotka esiintyivät kaikilla tutkimusaltailla ja myös molempina näytteenottoajankohtina. Hyvin yleisiä olivat myös mm. päivänkorennoista laakasurviainen *Heptagenia dalecarlica* (puuttui vain Haukivedeltä) ja vesiperhosista rysäsirvikäs *Cyrnus trimaculatus*. Edellisten lisäksi heinäkuussa kaikilta tutkimusaltailta löytyivät päivänkorennoista *B. fuscatus* ja hentosurviainen *Centroptilum luteolum*, koskikorennoista *Diura bicaudata* ja *L. fusca*, sekä vesiperhosista putkisirvikäs *Chaetopteryx villosa* ja pitkäsarvisirvikäs *Oecetis lacustris*. Suurin osa taksoneista esiintyi kuitenkin vain muutamilla järvialtailla: liitteen 4 lajeista 20 löytyi ainoastaan yhdeltä järvialtaalta. Yli puolet (55 %) tämän aineiston taksoneista esiintyi ainoastaan $\leq$ 3 altaalla.

Yksikään taksoneista ei ollut läsnä kaikissa näytteissä (liite 3) ja noin 20 % taksoneista esiintyi ainoastaan yhdessä näytteessä. Useimmissa näytteissä esiintyivät *P. flavomaculatus* (41 % näytteistä) ja *C. trimaculatus* (31 %), *A. cinereus* (31 %), *T. waeneri* (29 %) ja *Hydroptila* spp. (27 %), *H. dalecarlica* (39 %) ja kääpiösurviainen *Caenis horaria* (27 %). Koskikorentoja esiintyi kokonaisuudessaan 28 %:ssa näytteistä ja *Leuctra* spp. (22 %) oli näistä yleisin.

3.2.3 Taksonien vertikaalijakauma tutkimuslinjalla

Joidenkin lajien esiintyminen oli jakautunut selvästi syvyyden mukaan (liite 4). Yhdistetyistä syvyysvyöhyke -näytteistä (ks DCA-oordinaatio; kappale 2.9.4) laskemieni määrien mukaan yli 90 % *B. fuscatus* -päivänkorentojen yksilöistä esiintyi alle 0,5 metrin syvyysvyöhykkeessä ja vesiperhosten *A. aterrimus*, *C. trimaculatus*, *Ecnomus tenellus* ja *Mystacides azureus* yksilöistä yli 90 % yli 0,5 metrin syvyysvyöhykkeessä (liite 4). Myös monien muiden lajien yksilöiden esiintyminen oli keskittynyt jompaan kumpaan syvyysvyöhykkeeseen. Alle 0,5 metrin vyöhykkeessä viihtyivät edellisen lisäksi koskikorento *D. bicaudata* ja vain heinäkuun näytteissä esiintyneet vaakasurviainen *Ecdyonurus joernensis* ja putkisirvikäs *Chaetopteryx villosa*. Taksonien esiintymisjakaumaa syvyyden mukaan tarkastelen lisää CCA-analyysin yhteydessä.

3.3 Yhteisöjen monimuotoisuus

Tutkimuslinjojen EPT-taksonien diversiteeteissä oli vaihtelua sekä tutkimusaltaiden että näytteenottovuosien välillä (taulukko 6). Näytteiden keskimääräiset lajimäärät ja *Shannon*in sekä *Simpson*in diversiteetti-indeksit olivat kesäkuun alussa korkeimmat Lahden Vesijärven eteläpään Tiirismaassa ja Selkäsaaressa sekä Puruveden Linnasaaressa. Vesijärven pohjoispäässä diversiteetti-indeksien arvot olivat alhaisempia kuin eteläpäässä, vaikka lajimäärät eivät tutkimuslinjojen välillä juurikaan eronneet. Tämä selittyy yksilömäärien tasaisemmalla jakaantumisella lajien kesken Vesijärven eteläpäässä (korkea *Pielou*n tasaisuusindeksi). Heinäkuun lopussa suurin keskimääräinen diversiteetti oli Pyhäselän Aavarannan näytteissä, joissa myös lajimäärä oli korkein. Näytteiden alhaisimmat lajimäärät ja diversiteetit olivat kesäkuussa Paasiveden Selkäsuunlahdessa, Lietvedellä ja Pien-Saimaalla sekä heinäkuussa Puruveden Riihiniemessä. Taulukkoa tarkasteltaessa on huomioitava, että näytteiden keskimääräisessä kivipinta-alassa on vaihtelua tutkimusaltaiden välillä. Vuoden 1981 näytteet eivät olleet diversiteettitarkastelussa mukana, koska ne erosivat määritystarkkuudeltaan muiden vuosien näytteistä.

Taulukko 6. Saimaan ja Lahden Vesijärven kivikkorantojen EPT- näytteiden lajimäärän ja *Shannon*in (*H'*), *Simpson*in (*D*) sekä *Pielou*n (E') diversiteetti-indeksien keskiarvot kullakin tutkimuslinjalla ja tutkimusvuotena kahtena näytteenottoajakohtana. Taulukossa on ilmoitettu myös näytteiden määrä ja näytteiden kivipinta-alojen (KiA) keskiarvo. Tutkimuslinjojen sijainti selviää kuvista 2, 4, 6 ja 7.

Ajankohta ja järviallas	Vuosi	Tutkimuslinja	n	KiA (m^2)	Lajim.	*H'*	*D*	E'
*Kesäkuun alku:								
Orivesi	1980	Tutjunniemi	4	1,35	8	1,53	0,67	0,73
	1982	-"-	6	0,59	5	1,25	0,64	0,79
	1983	-"-	7	0,65	7	1,29	0,61	0,70
Puruvesi	1980	Iso Kuussaari	8	0,84	7	1,43	0,68	0,76
	1982	-"-	8	0,51	4	1,09	0,59	0,80
	1983	-"-	9	0,45	5	1,34	0,67	0,83
	1998	Linnasaari	6	0,84	14	2,07	0,82	0,83
Lietvesi	1980	Kiviniemi	4	1,07	6	1,20	0,57	0,66
	1982	-"-	5	0,59	4	0,85	0,41	0,49
	1983	-"-	3	0,62	4	1,24	0,67	0,91
Pien-Saimaa	1980	Salastinsaaret	4	1,08	11	1,30	0,57	0,58
	1982	-"-	5	0,58	5	0,81	0,40	0,49
Pyhäselkä	1998	Kuhasalo	4	0,77	10	0,91	0,39	0,40
Paasivesi	2000	Käärmeniemi	6	0,53	7	1,29	0,60	0,70
	-"-	Selkäsuunlahti	6	0,63	3	0,78	0,44	0,76
La Vesijärvi	-"-	Tiirismaa	4	0,56	14	2,06	0,82	0,78
	-"-	Selkäsaari	4	0,53	14	2,20	0,86	0,84
	-"-	Jaanikka	4	0,47	13	1,63	0,67	0,65
*Heinäkuun loppu:								
Puruvesi	1997	Riihiniemi	6	0,78	4	1,11	0,59	0,80
	-"-	Kyyrönniemi	6	0,83	5	1,24	0,66	0,86
	-"-	Linnasaari	6	0,84	6	1,33	0,65	0,76
Pyhäselkä	-"-	Kuhasalo	6	0,78	7	1,51	0,71	0,83
	-"-	Aavaranta	6	0,95	9	1,79	0,77	0,81
	-"-	Kaskesniemi	6	0,72	9	1,67	0,71	0,75
Haukivesi	-"-	Sutelansaari	6	0,52	5	1,22	0,59	0,72
	-"-	Petkelniemi	6	0,88	5	1,25	0,62	0,79
	-"-	Pitkäsaari	6	0,88	5	1,42	0,73	0,94
Kaikkien näytteiden:		pienin		0,20	1	0,00	0,00	0,00
		mediaani		0,70	6	1,33	0,68	0,79
		ka		0,72	7	1,35	0,63	0,75
		suurin		1,43	27	2,84	0,92	1,00
		SD		0,23	4	0,51	0,19	0,20

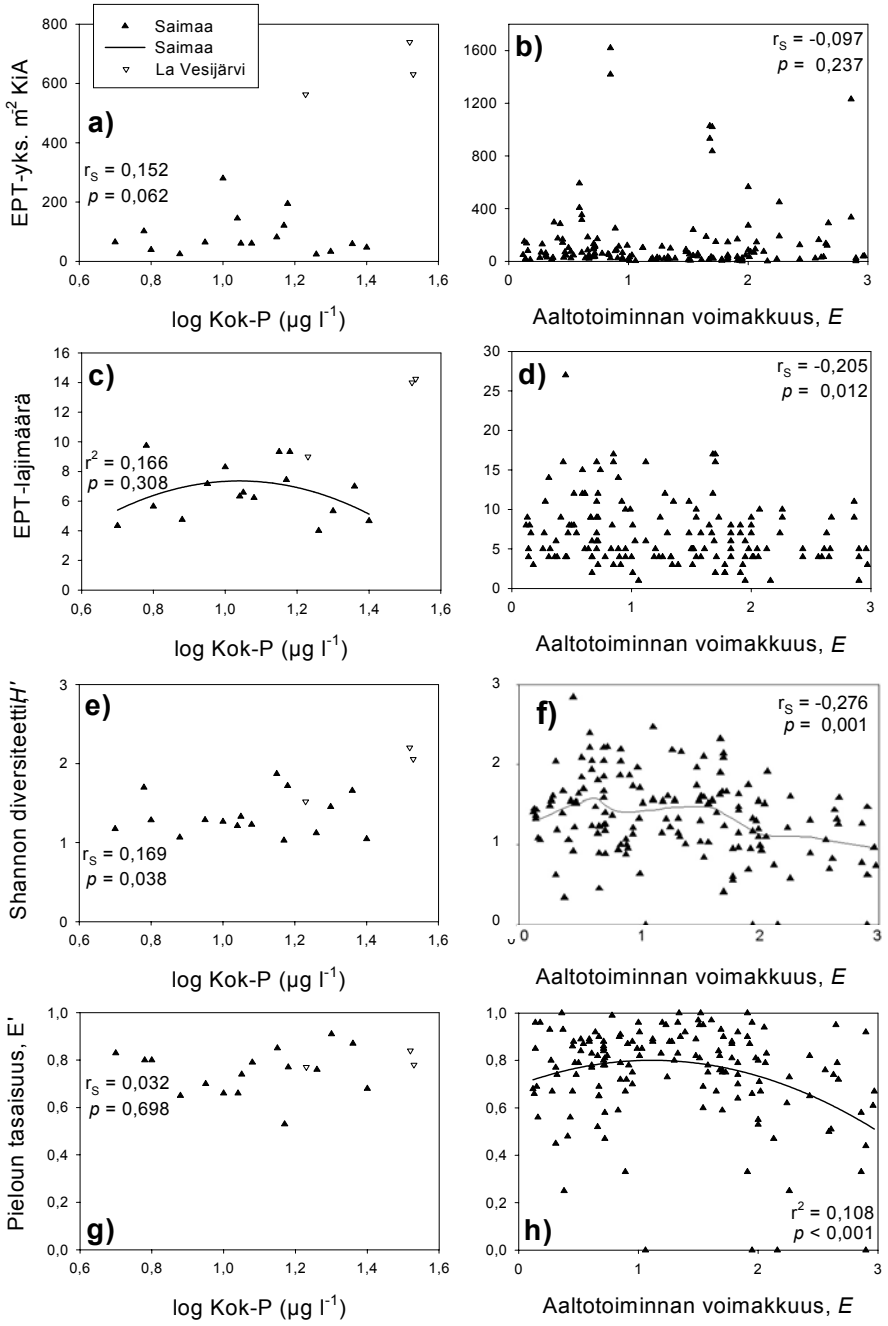
Tutkimusaltaiden EPT-taksonien suurin diversiteetti ja lajimäärä oli Puruvedellä kesäkuussa (jossa myös tutkimusintensiteetti oli suurin; ks tutkittu KiA) (taulukko 7). Myös Lahden Vesijärven diversiteetti oli korkea. Kesäkuussa diversiteetti oli alhainen Pyhäselällä ja Pien-Saimaalla. Heinäkuun näytteenotossa suurimmat diversiteetti-indeksien arvot olivat Haukivedellä ja suurin lajimäärä havaittiin Pyhäselällä.

Taulukko 7. Saimaan ja Lahden Vesijärven tutkimusaltaiden kivikkorantojen EPT- taksonien *Shannon*in (*H'*), *Simpson*in (*D*) ja *Pielou*n (E') diversiteetti-indeksit sekä EPT-lajimäärät ja *jackknife* -lajimääräestimaatit kahtena näytteenottoajankohtana. Myös altaan näytteiden kokonaismäärä, tutkittu kokonaiskivipinta-ala ja *jackknife* -estimaattien laskemiseen käytetyt harvinaisten lajien esiintymisten lukumäärät on ilmoitettu (ks tarkemmin teksti).

Ajankohta ja järviallas	n	Tutkittu KiA (m^2)	*H'*	*D*	E'	Lajim.	Jack 1	Jack 2	Lajien lkm; esiint.: 1 kerran	2 kertaa
*Kesäkuun alku:										
Orivesi	17	13,47	2,05	0,73	0,60	30	36	35	6	7
Puruvesi	31	19,88	2,96	0,91	0,75	51	65	68	14	11
Lietvesi	12	9,08	2,27	0,84	0,71	25	37	44	13	5
Pien-Saimaa	9	7,20	1,40	0,56	0,44	24	28	26	5	9
Pyhäselkä	4	3,09	1,04	0,41	0,36	18	24	27	8	3
Paasivesi	12	6,94	1,98	0,78	0,62	25	38	46	14	5
La Vesijärvi	12	6,25	2,58	0,91	0,78	28	34	38	7	3
*Heinäkuun loppu:										
Puruvesi	18	14,70	2,16	0,85	0,75	18	23	26	5	2
Pyhäselkä	18	14,73	2,25	0,81	0,63	36	45	49	9	4
Haukivesi	18	13,65	2,55	0,88	0,78	26	35	41	10	4
pienin			1,04	0,41	0,36	18	23	26	5	2
mediaani			2,20	0,83	0,67	26	36	40	9	5
ka			2,12	0,77	0,64	28	36	40	9	5
suurin			2,96	0,91	0,78	51	65	68	14	11
SD			0,56	0,16	0,14	10	12	13	4	3

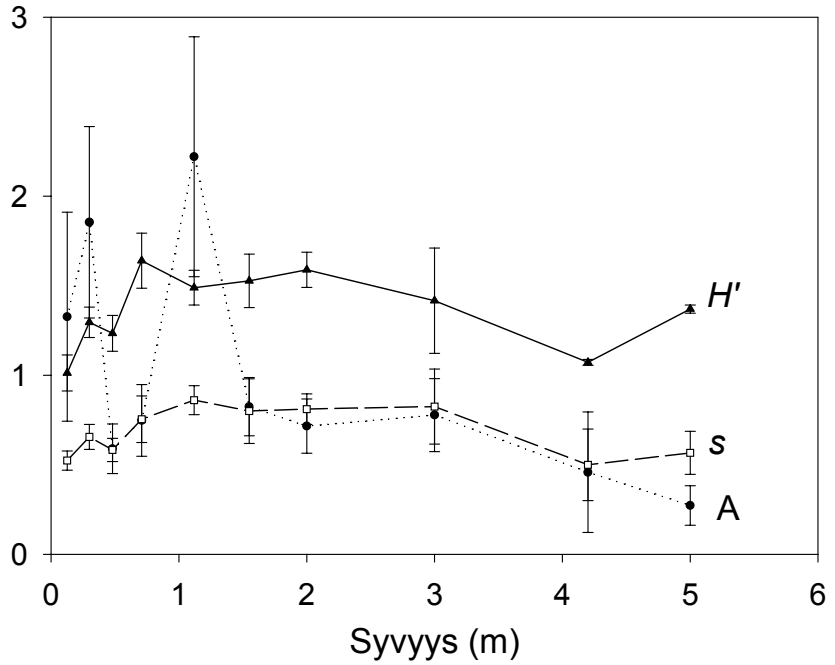
Jackknife -lajimääräestimaatit ovat riippuvaisia havaitusta lajimäärästä ja harvinaisten lajien määrästä (taulukko 7). Suhteessa havaittuun lajimäärään suurimmat lajirunsausestimaatit olivat Paasivedellä ja Lietvedellä. Vastaavasti pienimmät *jackknife* -estimaatit olivat Pien-Saimaalla, Orivedellä ja Lahden Vesijärvellä, missä harvinaisten lajien määrä oli myös alhaisempi.

*Shannon*in ja *Simpson*in diversiteetti-indeksit ja EPT-yksilömäärä sekä -lajimäärä korreloivat positiivisesti keskenään (p<0,01) (taulukko 5). *Pielou*n tasaisuus korreloi negatiivisesti yksilö- ja lajimäärän kanssa. Näistä tasaisuuden ja lajimäärän suhde ei kuitenkaan ollut merkitsevä (p = 0,092). Diversiteettimuuttujat korreloivat negatiivisesti aaltotoiminnan voimakkuuden (*E*) kanssa, joista suhde *Shannon*in ja *Simpson*in indeksien kanssa oli merkitsevä (p<0,01) (taulukko 5). Diversiteettimuuttujien suhde näytteenottosyvyyteen oli positiivinen. *Shannon*-diversiteetin ja *Pielou*n tasaisuuden suhde aaltotoiminnan voimakkuuden gradientilla oli lievästi huipukas eli modaalinen (kuva 12). Tätä suhdetta kuvaavat sovitetut LOWESS- ja toisen asteen regressioyhtälön käyrät. Diversiteettimuuttujat korreloivat kokonaisfosforipitoisuuden kanssa positiivisesti, mutta vain lajimäärän korrelaatio oli



Kuva 12. EPT-taksonien yksilömäärän, lajimäärän, *Shannon*in diversiteetti-indeksin ja *Pielou*n tasaisuuden sekä kahden ympäristötekijän: kokonaisfosforipitoisuuden P (mg l^{-1}) (n = 19) ja aaltotoiminnan voimakkuuden (E) (n = 151), välinen suhde Lahden Vesijärven ja Saimaan kivikkorannoilla. Kuviin on merkitty Spearmanin (r_S) korrelaatiokertoimet ja tilastollinen merkitsevyystaso, paitsi kuviin c) ja h) toisen asteen regressioyhtälön r^2 -arvot [vastaavat toisen asteen selitysarvot ovat: c) 0,136 ja h) 0,002]. Lahden Vesijärven tutkimuslinjat on tarkasteltu erikseen fosforipitoisuuden suhteen, eivätkä ole mukana kuvan c) regressiossa. Kuvassa f) on LOWESS (LOcally WEighted Scatterplot Smoothing) -käyrä (Cleveland 1979), jossa 30 % näytteistä on mukana käyrän ”tasoittamisessa”. LOWESS-regressio ottaa huomioon aineiston muodon ja sitä käytetään usein sovitukseen, kun mikään yksittäinen funktio ei kuvaa muuttujien suhdetta (Trexler & Travis 1993).

merkitsevä (p<0,01) (taulukko 5). Lajimäärän ja kokonaisfosforipitoisuuden välinen suhde oli lievästi huipukas, kun Lahden Vesijärven arvoja ei otettu tarkastelussa huomioon (kuva 12). *Shannon* -diversiteetti korreloi lisäksi positiivisesti (p<0,01) klorofylli-*a* -pitoisuuden kanssa. Lisäksi yksilömäärä, lajimäärä ja *Shannon* korreloivat negatiivisesti altaan keskisyvyyden kanssa. Diversiteeteissä näytti olevan vaihtelua eri näytteenottosyvyyksien välillä (kuva 13). Matalimmassa rantavyöhykkeessä (<0,5 m) *Shannon*in diversiteetti oli pienempi kuin hieman syvemmällä (n. 1 m). Useimpien tutkimusaltaiden diversiteettien ja syvyyden välisessä suhteessa oli havaittavissa tämä suuntaus (liite 5).



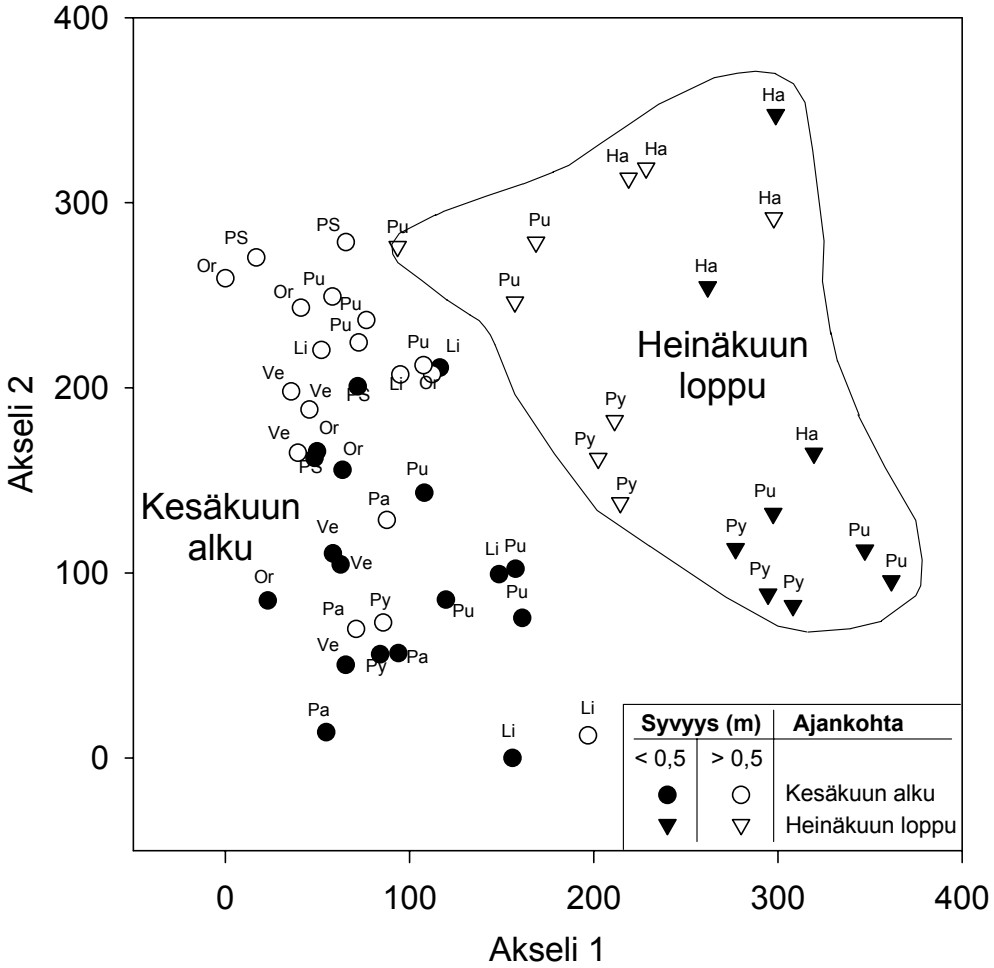
Kuva 13. Lahden Vesijärven ja Saimaan kivikkorantojen EPT-taksoninäytteiden *Shannon*in diversiteetin (4=*H'*), lajimäärän (x10; 9=*s*) ja yksilömäärän (m^{-2} KiA x100; ●=A) syvyysjakauma. Hajontana on keskiarvon keskivirhe.

3.4 Monimuuttujamenetelmät

3.4.1 Oikaistu korrespondenssianalyysi (DCA)

Oikaistu korrespondenssianalyysi (DCA) järjesti tutkimuslinjat EPT-lajiston perusteella

näytteenottoajankohdan mukaan kahteen ryhmään ensimmäisen ja toisen akselin suhteen (kuva 14). Kesäkuun alun ja heinäkuun lopun näytteet erottuivat omiksi ryhmikseen ensimmäisellä akselilla. Näytteenottopaikat ryhmittyivät toisella akselilla näytteenottosyvyyden mukaan. Näytteenottosyvyys, tutkimuslinjan jyrkkyys ja aaltotoiminnan voimakkuus (*E*) korreloivat voimakkaimmin ensimmäisen ja toisen DCA-akselin arvojen kanssa (taulukko 8, kuva 15). Vasta näytteenottoajankohdan ja -syvyysluokituksen sisällä tutkimuslinjat sijoittuivat ryhmiin altaittain. Ryhmät olivat ”löyhiä” etenkin vuosien 1980-1983 näytteenoton ollessa kyseessä.



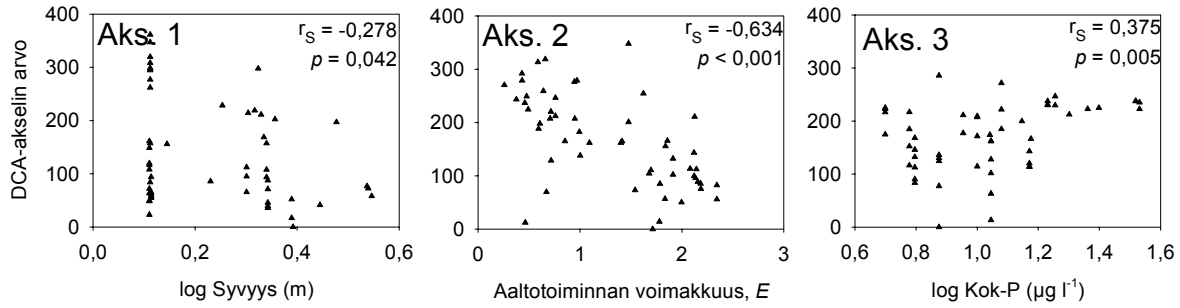
Kuva 14. Lahden Vesijärven ja Saimaan kivikkorantojen tutkimuslinjojen ordinaatio kahtena näytteenottoajankohtana oikaistua korrespondenssianalyysiä (DCA) käyttäen. Jokaista näytteenottoa kullakin tutkimuslinjalla vastaa kaksi ordinaatiopistettä (yhteensä 54); yksi molemmista syvyysvyöhykkeistä. Kunkin syvyysvyöhykkeen näytteet ovat keskenään yhdistetty. Altaista (8) käytetyt lyhenteet on ilmoitettu taulukossa 1. Vuoden 1981 näytteet eivät ole mukana analyysissä (ks teksti yllä).

Ensimmäisen, toisen ja kolmannen akselin ominaisarvot olivat 0,549, 0,356 ja 0,237; tässä järjestyksessä. Käytetystä akselien uudelleenskaalauksesta johtuen ei näitä ominaisarvoja voida kuitenkaan käyttää kertomaan selitetyn varianssin osuutta (McCune & Mefford 1999). Kolmannella akselilla ei ollut havaittavissa selvää trendiä, mutta osa tutkimuslinjoista näytti sijoittuvan tälle akselille ravinnetasonsa suhteen. Kolmannen ordinaatioakselin arvot myös korreloivat eniten fosforipitoisuuden kanssa (taulukko 8, kuva 15).

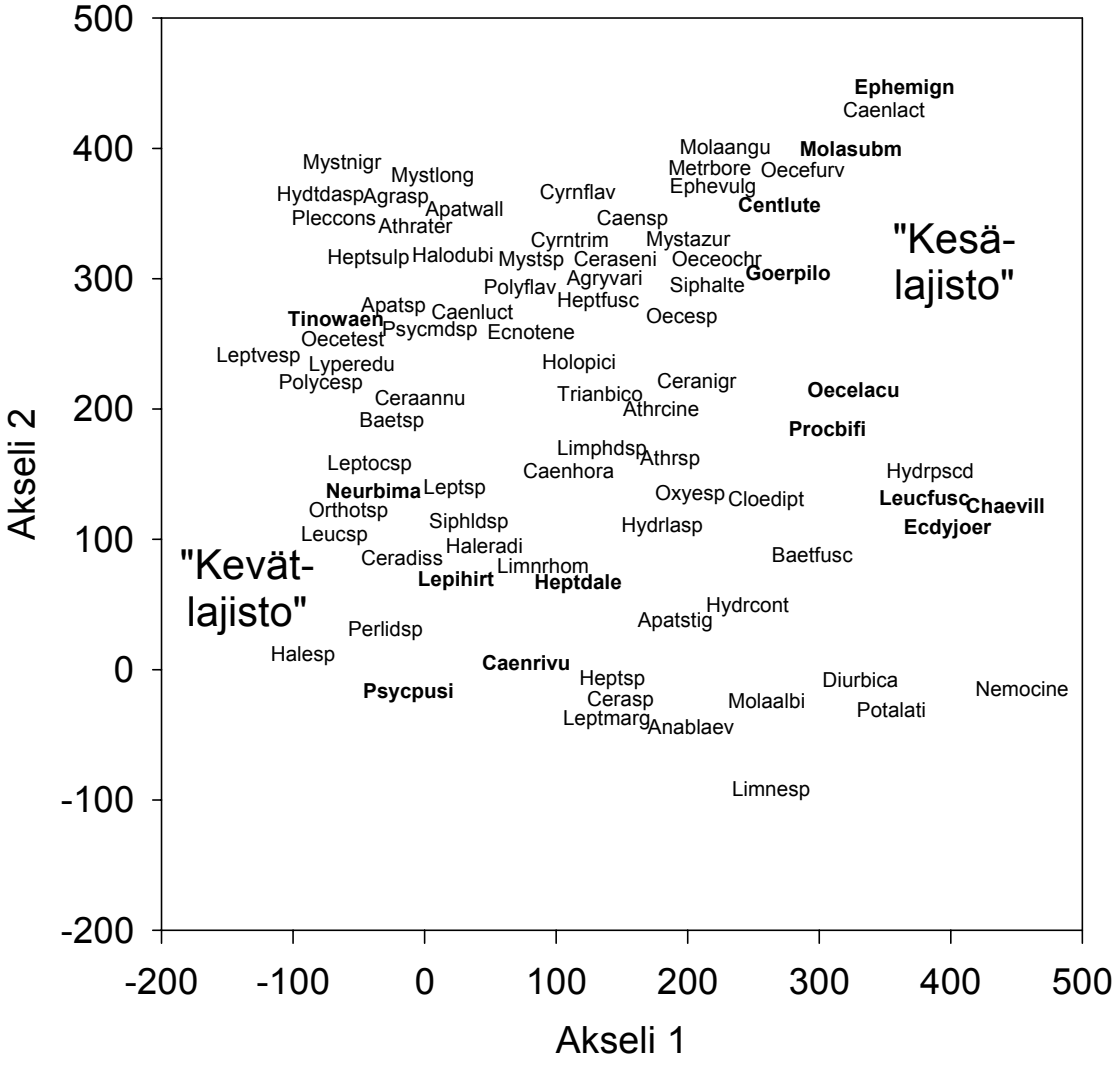
Saman DCA-oordinaation lajipisteet on esitetty selvyyden vuoksi erikseen (kuva 16). Lajipisteet ryhmittyivät löyhästi kahteen ryhmään näytteenottoajankohdan mukaan, joko kevätlajistoon (kesäkuun alku) tai kesälajistoon (heinäkuun loppu). Dufrêne & Legendren (1997) indikaattorilajianalyysin mukaan kumpaakin näytteenottoajankohtaa indikoivat lajit on kuvassa 15 lihavoitu. Näistä kesäkuun alulle olivat tyypillisiä etenkin (p<0,01) *H. dalecarlica* ja *T. waeneri* ja heinäkuun lopulle *E. joernensis*, kaksisiipisurviainen *Procloeon bifidum*, *L. fusca* ja *C. villosa*. Useat taksonit esiintyivät kuitenkin sekä kesäkuun alun että heinäkuun lopun lajistoissa (liite 4).

Taulukko 8. Oikaistun korrespondenssianalyysin (DCA) (n = 54) akselien näytteenottopaikkojen arvojen ja ympäristömuuttujien väliset Spearmanin korrelaatiokertoimet. Syvyys = näytteenottosyvyys. Merkitsevät korrelaatiot on lihavoitu (p<0,05).

	Altaan keski-syvyys	Syvyys	Jyrkkyys	Kok-P	Kok-N	WEF	*E*	Kivien läpimitta	Akseli 1	Akseli 2
Akseli 1	0,23	**-0,28**	**-0,33**	-0,23	-0,27	0,17	**0,34**	0,12	-	
Akseli 2	**-0,35**	**0,38**	0,05	0,13	-0,13	**-0,54**	**-0,63**	-0,08	-0,04	-
Akseli 3	-0,16	0,22	0,10	**0,38**	**0,37**	0,08	-0,12	-0,08	0,22	0,06



Kuva 15. Oikaistun korrespondenssianalyysin (DCA) akselien näytteenottopaikkojen pistearvojen ja kunkin akselin kanssa eniten korreloivan ympäristömuuttujan välinen suhde. Kuvaan on merkitty vastaavat Spearmanin korrelaatiokertoimet ja niiden merkitsevyydet (n = 54).



Kuva 16. Lahden Vesijärven ja Saimaan kivikkorantojen EPT-taksonien DCA-ordinaatio kahtena näytteenottoajankohtana. Taksonien lyhenteet ovat liitteessä 4. Dufrêne & Legendren (1997) indikaattorilajianalyysin mukaan joko kesäkuun tai heinäkuun näytteenottoajankohtaa indikoivat lajit on lihavoitu (p<0,05) (ks tarkemmin ylläoleva teksti).

3.4.2 Kanoninen korrespondenssianalyysi (CCA)

Suoritin kanonisen korrespondenssianalyysin (CCA) erikseen kummallekin näytteenottoajankohdalle. Analyyseissä ei ollut mukana taksoneita, jotka esiintyivät aineistossa alle kolme kertaa näytteenottoajankohtaa kohden. Ensimmäisen, toisen ja kolmannen akselin ominaisarvot ja LC-WA -korrelaatiot olivat merkitseviä sekä kesäkuun alun että heinäkuun lopun näytteille (taulukko 9). Kesäkuun aineistossa oli kokonaisinertia suurempi (myös

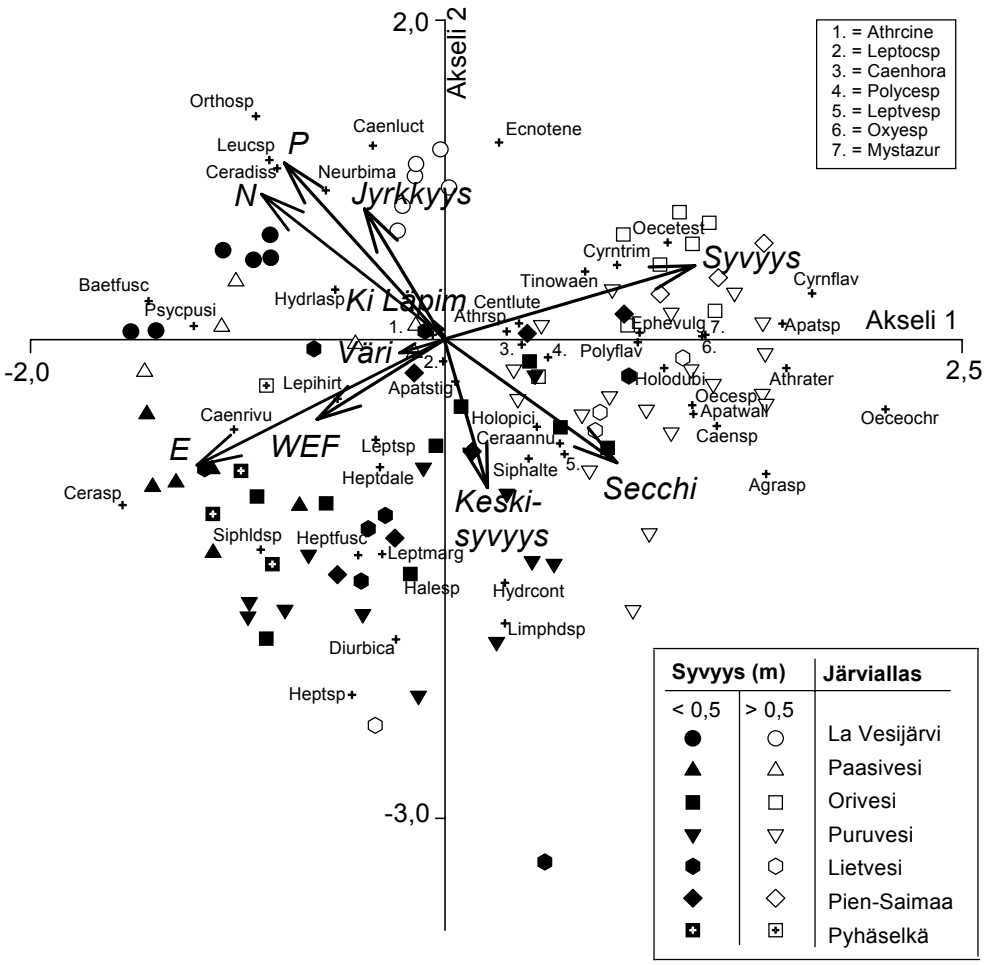
enemmän näytteitä ja lajeja) ja akselien ominaisarvot sekä ympäristömuuttujamatriisin selittävä osuus lajimatriisista pienempi kuin heinäkuun aineistossa. Minimoidakseni syvyyden vaikutuksen eläimistön koostumukseen ja tarkastellakseni pelkän tuulisuuden vaikutusta suoritin lisäksi CCA:n erikseen molempien näytteenottoajankohtien molemmille syvyysvyöhykkeille (<0,5 m ja >0,5 m). Tästä lisää tulosten tarkastelun kappaleessa 4.5.2 ja liitteessä 8.

Taulukko 9. Kahden näytteenottoajankohdan (kesäkuun alku ja heinäkuun loppu) kivikkorantojen EPT-taksoninäytteiden kanonisen korrespondenssianalyysin (CCA) tulokset [KI = kokonaisinertia (= kok. varianssi)]. Vuoden 1981 näytteet eivät ole mukana analyysissä (ks tarkemmin teksti yllä). A) Ominaisarvot, Pearsonin LC-WA -korrelaatiot (McCune 1997) (= laji-ympäristö -korrelaatiot PC-ORD -ohjelmassa), ympäristömuuttujamatriisin selittävä osuus ja kumulatiivinen osuus lajimatriisin varianssista (%) sekä Monte Carlo satunnaisuuden testin merkitsevyydet oordinaatioakseleille 1, 2 ja 3. B) Ympäristömuuttujien ja ordinaatioakselien väliset *inter-set* -korrelaatiot.

	Kesäkuun alku (KI = 5,028)			Heinäkuun loppu (KI = 3,785)		
Akselit	1	2	3	1	2	3
A)						
Ominaisarvo	0,363	0,295	0,184	0,509	0,424	0,265
Monte Carlo testi, *p*-arvo	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
LC-WA korrelaatio	0,928	0,933	0,798	0,921	0,921	0,893
Monte Carlo testi, *p*-arvo	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001
Osuus lajimatriisista (%)	7,2	5,9	3,7	13,5	11,2	7,0
Kumulatiivinen (%)	7,2	13,1	16,8	13,5	24,7	31,7
B)						
Näytteenottosyvyys	0,718	0,288	0,157	-0,750	0,309	-0,326
Jyrkkyys	-0,228	0,512	-0,412	-0,160	0,225	0,593
Kok-P	-0,462	0,702	-0,131	-0,077	-0,787	-0,294
Kok-N	-0,531	0,573	-0,063	-0,035	-0,697	-0,359
Klorofylli-*a*	-	-	-	-0,002	-0,774	-0,245
Väri	-0,130	-0,055	-0,522	0,158	-0,521	-0,650
Näkösyvyys	0,500	-0,495	0,450	-0,106	0,623	0,513
WEF	-0,367	-0,313	0,317	0,474	-0,441	-0,313
Aaltotoim. voimakk., *E*	-0,715	-0,503	-0,147	0,853	-0,044	0,249
Kivien keskiläpimitta	-0,032	0,068	-0,113	0,277	-0,138	-0,074
Järvialtaan keskisyvyys	0,127	-0,590	0,221	0,023	0,776	0,368

Kesäkuun alun näytteet

Näytteenottosyvyys ja aaltotoiminnan voimakkuus (*E*) korreloivat voimakkaimmin ensimmäisen ordinaatioakselin kanssa (taulukko 9, kuva 17). Tämä oli pääosin näytteenottopaikan fyysisiä



Kuva 17. Lahden Vesijärven ja Saimaan kivikkorantojen kesäkuun alun EPT-taksoninäytteiden (n = 97) ordinaatio käyttäen kanonista korrespondenssianalyysiä (CCA). Kuvassa on esitetty näytteenottopaikkojen WA-pisteet altaittain ja syvyysvyöhykkeittäin, lajipisteet, sekä kymmenen ympäristömuuttujan nuolet ensimmäisen ja toisen kanonisen akselin suhteen. Taksonien lyhenteet ovat liitteessä 4. Kuvan havainnollistamiseksi on ympäristömuuttujanuolten pituus kerrottu kahdella. Vuoden 1981 näytteet eivätkä alle kolme kertaa esiintyneet taksonit ole mukana analyysissä.

ominaisuuksia ja tuulen vaikutusta kuvaava gradientti. Toinen CCA-ordinaatioakseli korreloi voimakkaimmin veden fosforipitoisuuden kanssa. Lisäksi myös typpi ja näkösyvyys korreloivat toisen akselin kanssa, joten sitä voidaan pitää ravinnegradienttina. Järvialtaat sijoittuivat likimain ravinnetasonsa mukaan fosforigradientin suhteen. Järvialtaan keskisyvyys korreloi negatiivisesti toisen kanonisen akselin kanssa vastakkaisesti ravinnepitoisuusmuuttujien suhteen. Kolmannen akselin kanssa korreloi voimakkaimmin veden väri.

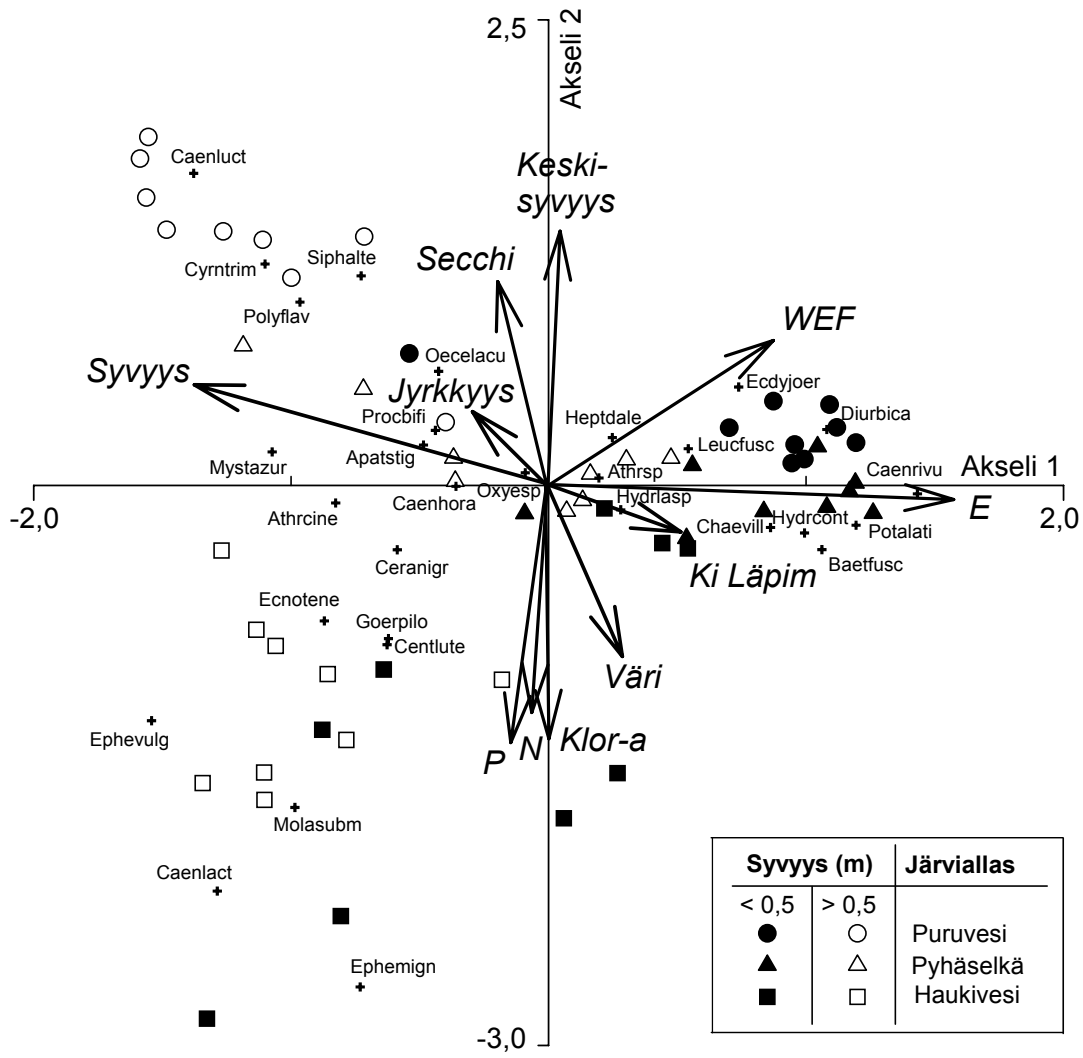
Avoimimpien, tuulelle ja aaltojen vaikutukselle alttiiden paikkojen suosijia olivat mm. päivänkorennoista *B. fuscatus*, *C. rivulorum* sekä *Heptagenia*- ja *Leptophlebia* -suvut, koskikorennot ja vesiperhosista *Ceraclea* -suku, *P. pusilla* ja ruutusirvikäs *Lepidostoma hirtum* (kuva 17). Toisaalta lajistossa toisen ryhmän muodostivat taksonit, joiden esiintyminen keskittyi vähemmän aalloille altistuneille paikoille ja syvempään veteen. Tähän ryhmään kuuluivat kappaleessa 3.2.3 ja liitteessä 4 mainittujen taksonien lisäksi mm. rysäsirvikäs *Cyrnus flavidus*, *Oecetis* -suvun lajit ja isosurviainen (*Ephemera vulgata*).

CCA-ordinaation toisen akselin ravinnegradientilla oligotrofiaa suosivia taksoneita olivat mm. *Oecetis* -suku, *Limnephilidae* -heimo, *H. contubernalis*, *D. bicaudata*, *Heptagenia* -suku, *A. aterrimus* ja *Apatania* -suku (kuva 17). Eutrofisia oloja suosivat mm. *Orthotrichia* spp., *Leuctra* -suku (luultavimmin pääosin laji *L. fusca*), *C. dissimilis*, *C. luctuosa*, rysäsirvikäs *Neureclipsis bimaculata*, *B. fuscatus*, *E. tenellus* ja *P. pusilla*.

Heinäkuun lopun näytteet

Heinäkuun lopun EPT-lajiston käyttäytyminen CCA-ordinaatiossa oli ympäristömuuttujien suhteen hyvin samankaltainen ylläkuvatun kesäkuun alun lajiston kanssa (taulukko 9, kuva 18). Ensimmäisen akselin kanssa voimakkaimmin korreloivat aaltotoiminnan voimakkuus (*E*) ja näytteenottosyvyys. Toisen akselin kanssa korreloivat ravinnepitoisuutta kuvaavat muuttujat (Kok-P, klorofylli-*a*, Kok-N ja vastakkaiseen suuntaan näkösyvyys) ja tutkimusaltaat järjestyivät tälle gradientille ravinnetasonsa mukaan, Haukivesi eutrofiseen ja Puruvesi oligotrofiseen päähän. Toisen akselin kanssa korreloi voimakkaasti myös järvialtaan keskisyvyys ja kuten kesäkuun alun näytteenotossa, kolmannen akselin kanssa voimakkaimmin korreloi veden väri.

Lajistosta mm. koskikorennot ja *C. rivulorum, B. fuscatus*, *H. contubernalis, C. villosa* sekä *E. joernensis* suosivat avoimia rantoja ja niiden matalia ja aaltoisia osia (kuva 18, liite 4).



Kuva 18. Saimaan kivikkorantojen heinäkuun lopun EPT-taksoninäytteiden (*n* = 54) CCA-ordinaatio. Kuten kuva 17, paitsi ympäristömuuttujien lukumäärä on 11.

Vähemmän tuulelle alttiilla rannoilla ja syvemmässä vedessä viihtyviä lajeja olivat mm. *C. luctuosa, C. trimaculatus*, *E. vulgata*, *P. flavomaculatus* ja *M. azureus*. Toisen akselin ravinnegradientilla oligotrofiaa suosivia taksoneita olivat *C. luctuosa*, *C. trimaculatus*, linnénsurviainen (*Siphlonurus alternatus*), *P. flavomaculatus*, *E. joernensis*, *O. lacustris* ja *D. bicaudata*. Gradientin eutrofisesta päästä löytyivät okasurviainen *Ephemerella ignita*, *Caenis lactea*, kilpisirvikäs *Molanna submarginalis*, *E. vulgata, C. luteolum*, riippasirvikäs *Goera pilosa* ja *E. tenellus* (kuva 18).

3.5 Yksittäisten taksonien esiintyminen ympäristömuuttujien suhteen

CCA-analyysien perusteella tärkeimmät EPT-taksonien esiintymiseen vaikuttavat ympäristötekijät olivat aaltotoiminnan voimakkuus (*E*) ja ravinnetason gradientit. Tässä kappaleessa käyn läpi EPT-lahkojen ja niiden yleisimpien taksonien unimodaalista esiintymistä erikseen näiden molempien ympäristömuuttujien gradientilla (liitteet 6 ja 7).

Kaikkien EPT-lahkojen ja aaltotoiminnan voimakkuuden välillä ei voida havaita yhteyttä (liite 6). EPT-lahkoista koskikorentojen (Plecoptera) suurimmat yksilömäärät löytyvät tuulelle altistuneimmilta näytteenottopaikoilta. Yksittäisistä taksoneista suosivat tyrskyrantoja *H. dalecarlica*, *C. rivulorum*, *H. contubernalis*, *Leuctra* spp., *B. fuscatus* ja *D. bicaudata* sekä suojaisempia kivikkorantoja *P. flavomaculatus*, *A. cinereus*, *C. trimaculatus*, *T. waeneri*, *C. luctuosa* ja *A. aterrimus.* Nämä tulokset ovat odotetusti samansuuntaisia CCA-analyysin kanssa. Esiintymisensä äärirajat ja maksimi tämän tutkimuksen näytteenottopaikkojen aaltotoiminnan voimakkuuden gradientilla on havaittavissa taksoneille *Hydroptila* spp., *C. luteolum*, *E. joernensis* ja *C. dissimilis*.

Fosforipitoisuus ei näyttänyt vaikuttavan EPT-lahkojen esiintymisen runsauteen (liite 7). Koskikorentojen yksilöiden suhteellinen osuus syvyysvyöhykkeiden näytteistä oli kuitenkin fosforigradientin rehevämmässä päässä alhainen. Yksittäisistä taksoneista oligotrofiaa näytti suosivan *H. dalecarlica*, *C. trimaculatus*, *P. flavomaculatus*, *H. contubernalis*, *D. bicaudata* ja *Leuctra* spp. Eutrofisissa oloissa viihtyivät *Hydroptila* spp., *C. rivulorum, E. tenellus* ja *T. waeneri*. *C. luteolum*in esiintyminen oli runsainta fosforipitoisuuden ollessa keskitasoa (15-25 $\mu g\ l^{-1}$).

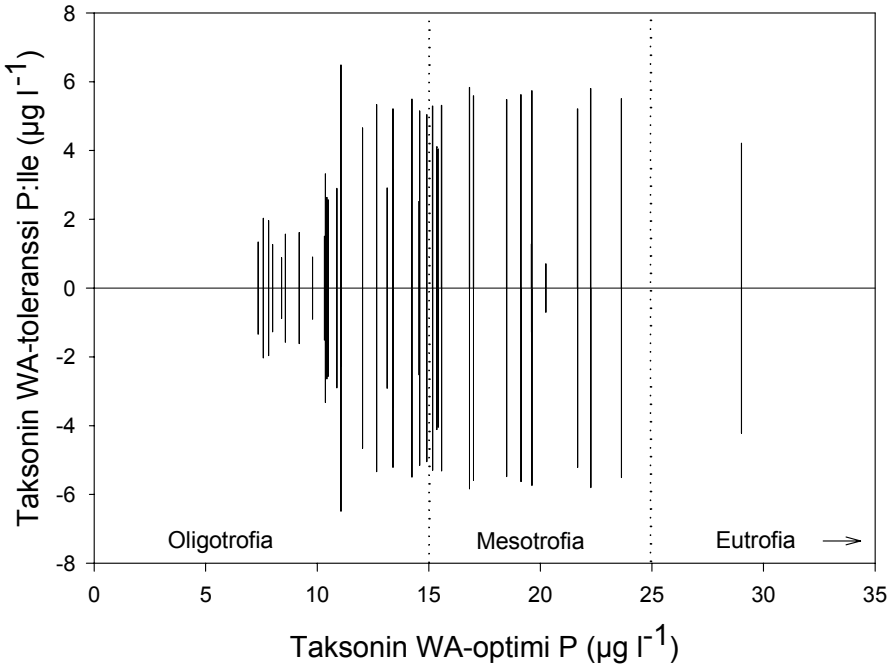
3.6 Painotetun keskiarvon menetelmä (WA)

Painotetun keskiarvon menetelmällä laskemani harmonisoitujen EPT-taksonien optimit ja toleranssit järvialtaan kokonaisfosforipitoisuuden suhteen ovat taulukossa 10. Yli puolella taksoneista WA-optimi oli oligotrofiassa (Kok-P <15 $\mu g\ l^{-1}$) ja vain yhden taksonin (*Orthotrichia* spp.) eutrofiassa (>25 $\mu g\ l^{-1}$). Pienin P-optimi (< 8 $\mu g\ l^{-1}$) oli iltasurviaisilla (Siphlonuridae), *E. joernensis*illa ja *D. bicaudata*lla. Taulukkoon 10 on merkitty myös Brodersen et al. (1998):n tanskalaisten järvien pohjaeläimiä käsittelevän tutkimuksen tuloksia,

Taulukko 10. Painotetun keskiarvon menetelmällä arvioidut kivikkorantojen EPT-taksonien optimi- ja toleranssiarvot fosforipitoisuuden (µg P l^{-1}) suhteen optimiensa mukaisessa suuruusjärjestyksessä. *n* = taksonien esiintymisten lukumäärä kahdeksalla järvialtaalla ja 20 näytteenottopaikalla. Ravinnetasojen rajat on merkitty Forsberg & Ryding (1980) P-arvojen mukaan optimi [P]:n suhteen (E=Eutrofia). Taulukossa on lisäksi Brodersen et al. (1998):n tanskalaisten järvien pohjaeläinten klorofylli-*a*:n optimiarvot (µg l^{-1}) ja heidän koko aineistonsa sijaluvut [1 (min) –126 (maks)] niille EPT-taksoneille, jotka olivat näissä läsnä molemmissa aineistoissa. Ks tarkemmin tulosten tarkastelu. Eroavaisuudet määritystarkkuuksissa on merkitty taulukkoon (=Huom.).

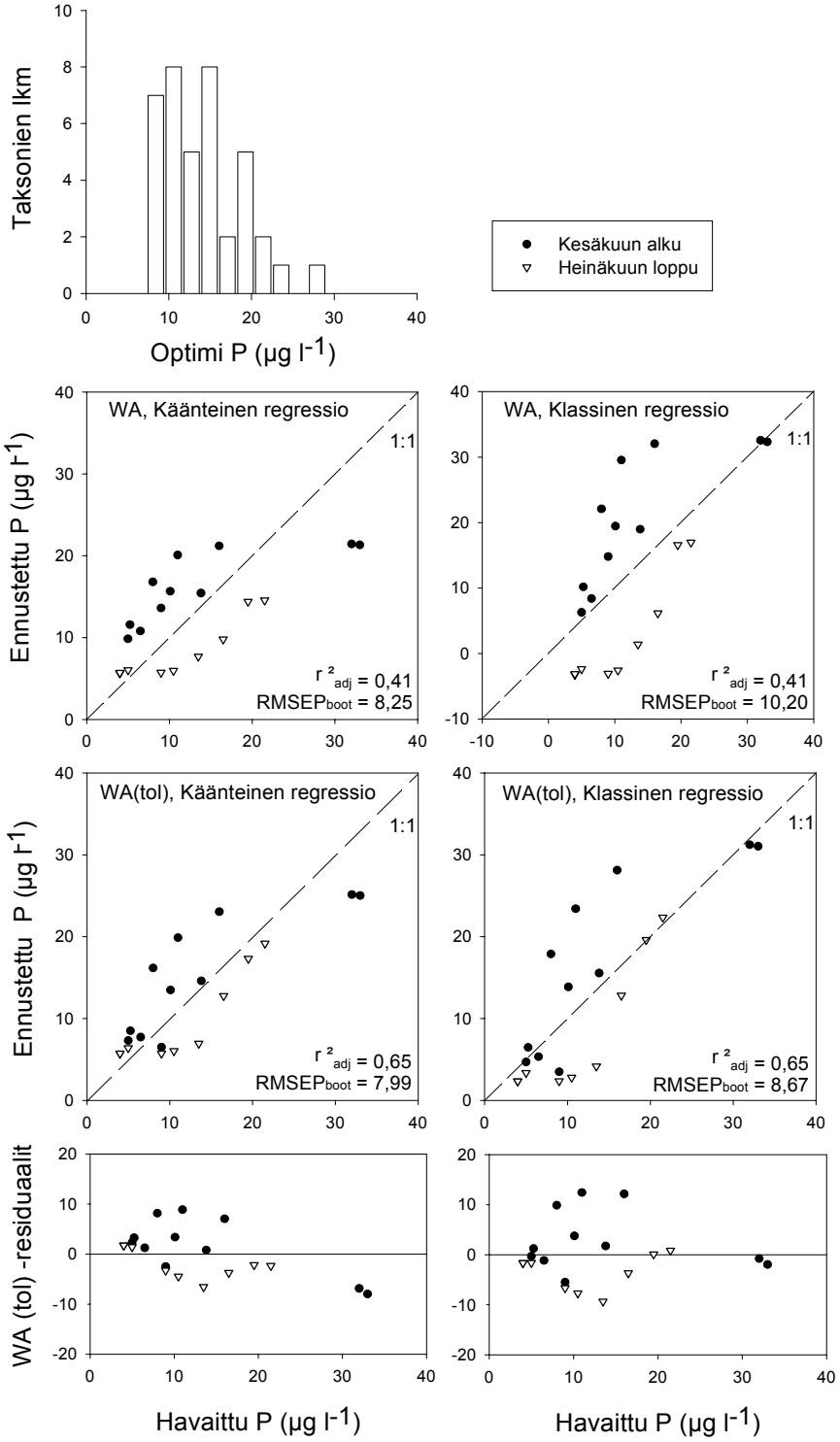
		La Vesijärven ja Saimaan EPT				Tanskan järvien pohjaeläimet		
Ravinne-taso	EPT-taksoni	Sija (1-39)	Optimi [P]	Toleranssi	*n*	Sija (1-126)	Optimi [Klor-*a*]	Huom.
Oligotrofia	Siphlonuridae	1	7,35	2,69	7			
	Ecdyonurus joernensis	2	7,58	4,07	6			
	Diura bicaudata	3	7,82	3,93	10			
	Limnephilidae	4	8,00	2,54	7	61	27,84	
	Nemouridae	5	8,40	1,77	2	115	57,88[x]	[x]*Nemoura cinerea*
	Halesus spp.	6	8,57	3,15	4			
	Hydropsychidae	7	9,19	3,23	10	126	301,00[x]	[x]*H. contubernalis*
	Oxyethira spp.	8	9,79	1,81	4	23	16,38	
	Apatania spp.	9	10,32	3,03	9			
	Procladium bifidum	10	10,36	6,66	6			
	Oecetis spp.	11	10,43	5,28	13	20	15,60	
	Mystacides spp.	12	10,48	5,14	8	60	27,84	
	Leptoceridae	13	10,88	5,81	4	85	37,90	
	Chaeopteryx villosa	14	11,06	4,52	6			
	Holocentropus spp.	15	11,06	12,97	8			
	Leuctra spp.	16	12,03	9,32	12			
	Leptophlebia spp.	17	12,66	10,67	7	12	12,18[x]	[x]*L. marginata*
	Potamophylax latipennis	18	13,13	5,83	2			
	Polyc. flavomaculatus	19	13,39	10,42	16	97	41,66	
	Ephemera vulgata	20	13,40	6,90	5	21	15,98	
	Cyrnus trimaculatus	21	14,24	11,00	18	118	63,57	
	Goera pilosa	22	14,56	5,04	7	102	43,67	
	Caenis spp.	23	14,59	10,30	20	82	37,90[x]	[x]*C. luctuosa*
						50	23,55[x]	[x]*C. horaria*
	Athripsodes spp.	24	14,91	10,10	18	65	29,20[x]	[x]*A. cinereus*
						84	37,90[x]	[x]*A. aterrimus*
Mesotrofia	*Heptagenia* spp.	25	15,17	10,59	16			
	Centroptilum luteolum	26	15,36	8,23	14	35	20,38	
	Cyrnus flavidus	27	15,41	8,11	4	93	40,69	
	Baetis spp.	28	15,57	10,63	16			
	Molanna angustata	29	16,82	11,67	2	26	17,62	
	Hydroptila spp.	30	17,00	11,19	20	92	40,69	
	Tinodes waeneri	31	18,49	10,96	9	95	40,69	
	Psychomyia pusilla	32	19,13	11,25	8			
	Molanna submarginalis	33	19,60	2,57	3			
	Lepidostoma hirtum	34	19,62	11,48	10	75	32,88	
	Ephemerella ignita	35	20,25	1,41	2			
	Ecnomus tenellus	36	21,67	10,42	11	117	59,26	
	Ceraclea spp.	37	22,26	11,61	14	59	27,18	
	Neureclipsis bimaculata	38	23,63	11,02	9			
E	*Orthotrichia* spp.	39	29,01	8,43	3	108	49,12	

josta lisää tulosten tarkastelussa (kuva 23). Lahden Vesijärvellä ja Saimaalla oligotrofiaa suosivien EPT-taksonien toleranssi (x = 6,27; S.D. = 3,40; *n* = 25) oli keskimäärin pienempi kuin mesotrofiaa suosivien toleranssi (x = 9,37; S.D. = 3,32; *n* = 14; t = -2,769; *p* = 0,010). Toisin sanottuna niiden taksonien, joiden fosforioptimi oli oligotrofiassa, sietokyky fosforipitoisuuden suhteen oli kapeampi kuin taksonien, joiden fosforioptimi sijaitsi mesotrofiassa (kuva 19).



Kuva 19. EPT-taksonien fosforipitoisuuden toleranssi niiden optimi-P:n suhteen eri rehevyysasteilla (Forsberg & Ryding 1980) Lahden Vesijärven ja Saimaan järvialtailla.

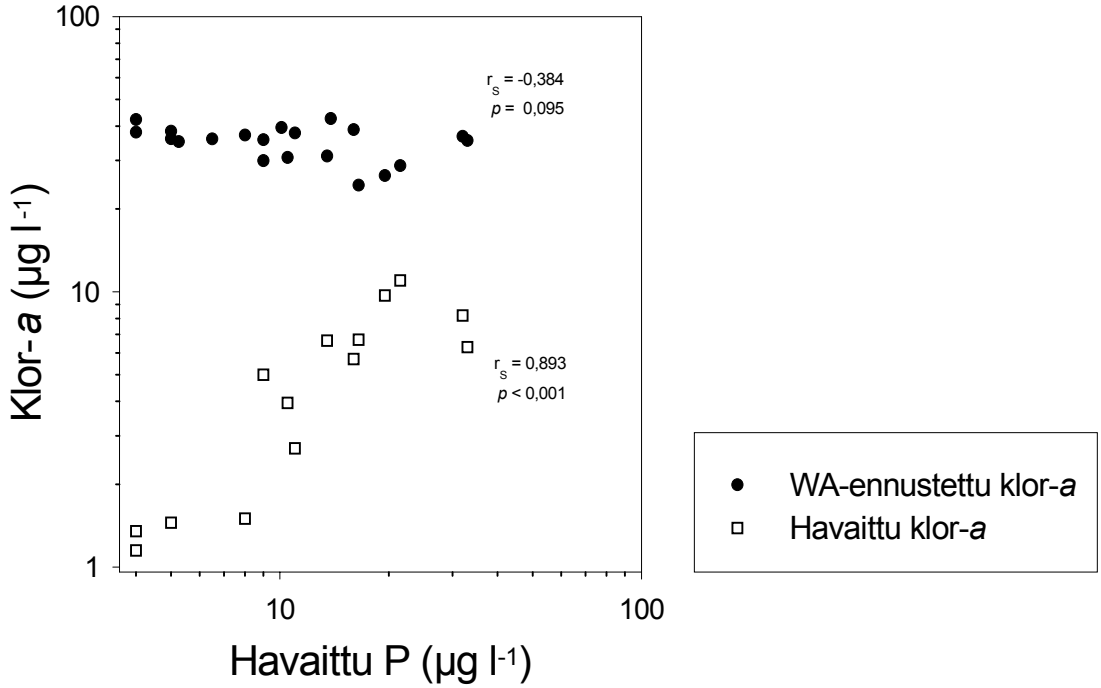
Lahden Vesijärven ja Saimaan 39:n EPT-taksonin avulla (taulukko 10) tehty WA -malli järvialtaiden fosforipitoisuuden ennustamiseen on esitetty kuvassa 20. Kaikki taksonit esiintyivät vähintään kahdella näytteenottopaikalla. Paras malli oli toleranssipainotettu WA [WA(tol)] (kaava 13) käyttäen venyttämiseen käänteistä regressiota. Tämän regressiomallin sovitteen selitysaste r^2_{adj} oli 0,65 ja $RMSEP_{boot}$ 7,99. Jäännösten jakauma oli laaja havaitun fosforipitoisuuden gradientilla. Kaikki WA -mallit näyttivät aliarvioivan heinäkuun lopun näytteeottopaikkojen fosforipitoisuuksia ja yliarvioivan suurinta osaa kesäkuun alun näytteenottopaikkojen pitoisuuksista. Kumpikaan vuodenaika ei siis antanut tarkkaa ennustetta. Fosforigradientin eutrofisen pään (Lahden Vesijärvi) näytteenottopaikkojen WA -ennustetut fosforipitoisuuden arvot olivat huomattavasti todellisia, mitattuja pitoisuuksia alhaisempia.



Kuva 20. Mitatun ja kivikkorantojen EPT-taksonien avulla ennustetun (WA ja toleranssipainotettu WA) fosforipitoisuuden (µg l^{-1}) välinen suhde käytettäessä venyttämisregressiona käänteistä ja klassista regressiota. Näytteenottoajankohdat on merkitty eri symboleilla. Pylväsdiagrammi kuvaa EPT-taksonien optimien jakaumaa mitatulla fosforigradientilla. Alakuvissa on WA(tol) -ennusteiden jäännökset.

Klassisen regression käyttö paransi mallin tarkkuutta gradientin ääripäissä, varsinkin ravinnepitoisuuden yläpäässä, mutta tällöin myös $RMSEP_{boot}$ oli suurempi.

Käytin tanskalaisten EPT-taksonien log (klor-*a*+1) -optimeja (Brodersen et al. 1998) oman aineistoni järvialtaiden klorofylli-*a* -arvojen ennustamiseen ja WA -mallin toimivuuden kokeiluun tutkimillani järvialtailla (kaava 12, kuva 21). Tanskalaisten EPT-taksonien klorofylli-*a* -optimien avulla ei pystynyt lainkaan ennustamaan Lahden Vesijärven ja Saimaan klorofyllipitoisuuksia. WA -ennustetut klorofylli-*a* -arvot olivat huomattavasti suurempia kuin havaitut klorofylli-*a* -arvot. Oligotrofisten järvialtaiden ennustetut klorofylli-*a* -pitoisuudet eivät myöskään olleet rehevämpiä altaita pienempiä. On kuitenkin muistettava, että tässä kokeilussa oli mukana vain EPT-taksoneita, jotka esiintyivät sekä rehevillä tanskalaisilla että pääosin oligotrofisilla tässä tutkituilla suomalaisilla järvialtailla.



Kuva 21. WA -menetelmällä *ennustetut* Lahden Vesijärven ja Saimaan 20 näytteenottopaikan klorofylli-*a*:n (: g l^{-1}) arvot havaitun fosforipitoisuuden (: g l^{-1}) suhteen käyttäen tanskalaisten järvien EPT-taksonien log (klor-*a*+1) -optimeja [Brodersen et al. (1998); taulukko 10]. Arvot on ennustettu vain niiden taksonien perusteella, jotka esiintyivät molemmissa aineistoissa. *H. contubernalis* ei ollut mukana, koska se esiintyi vain yhdellä tanskalaisella järvialtaalla. Kuvaan on myös merkitty aineistoni *havaitut* klor-a :n arvot (*n* = 14) havaittujen fosforipitoisuuksien suhteen. Akselien asteikot ovat logaritmisia.

4 TULOSTEN TARKASTELU

4.1 Ympäristöaineisto

4.1.1 Kivien pinta-ala

Kivien pinta-alan arvioiminen on yksilötiheyksiä tarkasteltaessa tärkeä osa kivikkorantojen faunan tutkimusta. Käytetyistä menetelmistä johtuen, mukaan lukien tämä työ, voidaan kivikkorantojen näytteenottoa pitää vain semikvantitatiivisena. Lahden Vesijärvellä ja Saimaalla kivipinta-ala yhtä neliömetriä pohjaa kohden (2,6 m^2) oli hyvin saman suuruinen kuin mitä vastaavaksi suhteeksi on mitattu Esrom -järvellä Tanskassa [2,5 m^2 (Brodersen 1995) - 2,8 m^2 (Dall 1979)]. Huomionarvoista on, että kivien keskikoko oli Esrom-järvellä (Dall 1979) huomattavasti pienempi kuin omassa aineistossani ja pienempiä kiviä oli enemmän kuin suurempia saman kokoisella (näyte)alalla; Saimaan ja Lahden Vesijärven kivikkorannoilla oli kiviä keskimäärin noin 100 kpl m^{-2} pohjaa kohden, kun Esrom-järvellä niitä oli 379 kpl m^{-2}. Kuitenkin kivien pinta-alan ja pohjan pinta-alan suhde oli lähes saman suuruinen.

4.1.2 Rannan morfologia

Litoraalialueet ovat tunnetusti hyvin heterogeenisiä alueita niin fyysisten ominaisuuksiensa kuin eläimistönsäkin suhteen (esim. Brinkhurst 1974, Jónasson 1978, Duarte & Kalff 1986). Topografiset ja morfometriset erot aiheuttavat vaihtelua litoraalin dynamiikassa ja rannan jyrkkyys sekä aallokkotoiminnan ja alloktonisen materiaalin määrän vaihtelut ovat siinä tärkeässä osassa. Varsinkin jyrkkyys voi olla merkittävä tekijä, joka vaikuttaa sedimentin fyysisiin ominaisuuksiin, kuten stabiilisuuteen ja raekokoon (Håkanson 1977). Pohjan morfologia voi vaikuttaa itsenäisesti, aaltotoiminnasta erillään, sedimentin liikkeisiin (Cyr 1998). Kivikkorantojen rantatörmän jyrkkyys on yleensä muita habitaattityyppejä, kasvillisuus- ja hiekkarantoja, suurempi: noin > 2° (Tolonen et al. 2001). Näin oli myös mittaamillani tutkimuslinjoilla. Lisäksi jyrkimmät kivikkorannat näyttivät olevan suojaisempia kuin loivemmat (kuva 10). Tutkimuslinjojen määrä ei ollut työssäni kuitenkaan riittävän suuri kivikkorantojen avoimuuden ja jyrkkyyden välisen suhteen tarkempaan tarkasteluun. Rannat voidaan erotella eri habitaatteihin avoimuuden ja jyrkkyyden suhteen perusteella (Tolonen et al. 2001), mutta tässä

tutkimani habitaattityypin, eli kivikkorantojen, sisällä eivät näytteenottopaikat sijoittuneet ryhmiin järvialtaittain (kuva 10).

4.1.3 Aaltotoiminnan voimakkuus

Tarkkojen tuulitietojen käyttö mahdollisti aaltotoiminnan voimakkuuden (*E*) arvioimisen kullekin näytteenottopaikalle. Tuulen keskinopeus tutkimuslinjoja kohti oli suurempi Lahden Vesijärvellä sekä 1980-luvun mittauksissa verrattuna muuhun aineistoon. Vesijärvellä tuulen keskinopeudet saattoivat olla suurempia altaan eteläisen sijainnin takia, kun taas vuosikymmenten välisiin eroihin syyt lienevät moninaisia. Erot säätiloissa vuosien välillä ovat tavanomaisia ja tässä säähavaintoasemien (taulukko 3) eri sijaintikin aiheuttanee eroja. Taulukon 4 tuulen nopeuden ja osuuden arvot ovat keskiarvoja. Näiden arvojen vuosien välinen vaihtelu oli hyvin pientä, ja täten keskiarvojen käyttö laskuissa on perusteltua. Aaltotoiminnan voimakkuus (*E*) oli vakiosyvyydessä pienin suojaisimmilla tutkimuslinjoilla (taulukko 4). Voidaan päätellä, että erot aaltotoiminnan voimakkuudessa johtuivat ilmeisemmin eroista rannan avoimuudessa, varsinkin kun tuulen nopeuksissa ei ollut kovin suurta vaihtelua useimpien säähavaintoasemien välillä (poikkeuksena alhainen tuulen keskinopeus Paasiveden Selkäsuunlahdella, mutta sekään ei juuri pienentänyt *E*:n arvoa).

4.1.4 Vedenlaatu

Vedenlaadun parametrien arvot ja niiden välillä havaitut korrelaatiot olivat odotetun suuntaisia (Forsberg & Ryding 1980, Mononen & Niinioja 1993). Näkösyvyys oli suurempi, kun ravinnepitoisuutta mittaavien muuttujien ja veden värin arvot olivat alhaisia. Rehevyystason parametrit näyttivät olevan yhteydessä järvialtaan keskisyvyyteen siten, että syvemmät altaat olivat karumpia ja kirkasvetisempiä.

4.2 EPT -fauna

Lahden Vesijärven ja Saimaan kivikkorantojen EPT -fauna oli litoraalin pohjaeläimistölle tyypillinen koostuessaan muutamasta valtalajista ja useista harvalukuisista lajeista. EPT-lahkoista runsaimmin esiintyivät vesiperhoset. Yleisimpiä taksoneita olivat mm. *P.*

flavomaculatus, *C. trimaculatus*, *A. cinereus*, *T. waeneri*, *Hydroptila spp.*, *H. dalecarlica*, *C. horaria* ja *Leuctra* spp. Tutkimusaltaiden lajisto oli samankaltainen kuin on useissa aiemmissa kivikkorantojen pohjaeläimistöä koskevissa ulkomaisissa (Krecker & Lancaster 1933, Moon 1934, Macan & Maudsley 1969, Barton & Hynes 1978, Barton & Carter 1982, Winnell & Jude 1987, Dall et al. 1984, Dall 1990, Brodersen 1995, Brodersen et al. 1998) ja kotimaisissa (Leisma 1974, Särkkä 1983a, Särkkä 1983b) tutkimuksissa todettu. Suomalaisten järvien kivikkorantojen eläimistöä käsittelevät myös Hanski (1983), Meriläinen (1985), Varonen (1985), Bagge (1999) ja Tolonen et al. (2001), joiden aineistoa olen työssäni käyttänyt.

Murtuvien aaltojen häiriövaikutuksen sietäminen on pohjaeläinten ensisijainen edellytys selvitä avoimilla, suojattomilla ja tuulelle alttiilla suurten järvien rantavyöhykkeillä (Barton & Smith 1984). Useilla virtaavien vesien hyönteisillä on sopeutumia, kuten virtaviivainen tai litteä ruumiin muoto ja hyvin kehittyneet nilkan kynnet. Näiden ominaisuuksien sekä silkkimäisen ”ankkurilangan” tai piilottelevan käyttäytymisen avulla ne pysyvät paikallaan liikkuvassa vedessä ja täten muodostavat pääosan aaltovyöhykkeen yhteisöstä. Tyypillisiä muotoja ovat mm. vesiperhosista siiviläsirvikkäät (Hydropsychidae), päivänkorennoista vaakasurviaiset (Heptagenidae) ja isosilmäsurviaiset (Baetidae), monet koskikorennot ja kovakuoriaisista nukkakuoksaset (Dryopidae) (mm. Krecker & Lancaster 1930, Barton & Hynes 1978, Tolonen et al. 2001). Monet näiden ryhmien lajeista olivat hyvin edustettuja myös Lahden Vesijärven ja Saimaan aaltorannoilla. Käyn tarkemmin lajistoa läpi yhteisörakenteen ja siihen vaikuttavien tekijöiden tarkastelun yhteydessä (kappale 4.4).

4.3 Monimuotoisuus

Aikaisemmat järvien rantavyöhykkeen pohjaeläintutkimukset eivät ole tarkastelleet ainoastaan EPT-taksonien esiintymistä. Saimaan vuosien 1997 EPT-yhteisöjen yksilömäärä, lajimäärä ja *Shannon*-diversiteetti-indeksi korreloivat positiivisesti samoista näytteistä määritettyjen muiden taksonien vastaavien muuttujien kanssa (K.T. Tolonen et al., julkaisematon aineisto). EPT-taksonien voitaisiin näin olettaa kuvastavan koko pohjaeläinyhteisön monimuotoisuutta ja havainto saattaisi tukea EPT-taksonien mahdollista käyttökelpoisuutta litoraalin koko pohjaeläinlajiston diversiteetin arvioinnissa. Uuden Euroopan Unionin vesipolitiikan puitedirektiivin (Euroopan Parlamentti ja Neuvosto 2000) mukaan järvien tilan tarkkailu ja luokittelu tullaan tekemään niiden ekologisen tilan perusteella. Diversiteetin arviointia EPT-

taksonien perusteella voitaisiin mahdollisesti käyttää apuna litoraalien eliöyhteisöihin kohdistuvassa tutkimuksessa.

4.3.1 Häiriön vaikutus

EPT-yhteisöjen lajimäärä ja diversiteetti-indeksit (*Shannon* ja *Simpson*) korreloivat negatiivisesti aaltotoiminnan voimakkuuden ja positiivisesti näytteenottosyvyyden kanssa, mutta kuvan 12 jakaumat näyttivät kuitenkin olevan lievästi huipukkaita (unimodaalisia) muodoltaan. Aaltoisimpien rantojen tai rantojen aaltoisimpien osien yhteisöjen monimuotoisuus vaikutti olevan alhaisin ja matalimmassa rantavyöhykkeessä (<0,5 m) yhteisöjen keskimääräinen diversiteetti oli monin paikoin hieman alhaisempi kuin syvemmällä (n. 1 m). *Shannon*-diversiteetin jakaumaan sovitetun LOWESS-käyrän (kuva 12f) muoto oli myös lievästi unimodaalinen. Kun tarkastelin kuvan 12f aineistoa kahdessa osassa, *Shannon*in diversiteetti-indeksin ja aaltotoiminnan voimakkuuden (*E*) välinen korrelaatio ($r_s = 0{,}106$) *E*:n vaihteluvälillä 0-0,7 ($n = 39$) ei ollut merkitsevä ($p = 0{,}523$), mutta korrelaatio $r_s = -0{,}343$ oli merkitsevä ($p < 0{,}001$) *E*:n välillä 0,7-3,0 ($n = 112$). Nämä tulokset ovat saman suuntaisia kuin Pohjois-Amerikassa Georgian lahden kivikkorannoilla, missä pohjaeläinten lajimäärä oli pienempi aaltotoiminnan voimakkuuden (*E*; tuulen nopeutta ei huomioitu) ollessa suurempi (Barton & Carter 1982). Georgian lahdella *Shannon* -diversiteetti oli korkein *E*:n ollessa keskitasoa. Tämä huipukas muoto oli havaittavissa myös Vesijärvellä ja Saimaalla.

Hildrew & Townsendin (1987) mukaan voidaan kivikkorannoilla pitää häiriönä mitä tahansa fyysistä prosessia, joka irrottaa eläimiä alustastaan. Kun aaltotoiminnan voimakkuuden (*E*) oletetaan kuvaavan tällaisen häiriön määrää (Sousa 1984), niin sekä Barton & Carterin (1982) että tämän työn tulokset olivat Grimen (1973) ja Connellin (1978) ”keskitason häiriöhypoteesin” (*intermediate disturbance hypothesis*, IDH) mukaisia. IDH:n mukaan diversiteetti on suurin häiriön ollessa keskitasoa ja fysikaalisten tekijöiden sekä syrjäyttävän kilpailun oletetaan johtavan lajien häviämiseen häiriögradientin ääripäissä. Häiriön ollessa vähäistä voimakkaat kilpailijat syrjäyttävät heikommat ja diversiteetti on alhainen. Häiriön lisääntyminen vähentää voimakkaiden kilpailijoiden populaatiotiheyksiä ja näin ollen myös heikompien kilpailijoiden läsnäolo mahdollistuu (korkea diversiteetti). Häiriön ollessa voimakas vain muutamat häiriölle tolerantit lajit kykenevät selviytymään. Syrjäyttävää kilpailua on havaittu virtavesissä paikallisesti mm. *Leucotrichia* -pikkusirvikästoukkien ja *Parargyractis* -koisaperhostoukkien

välillä (McAuliffe 1984). Pienen mittakaavan stokastiset häiriöt (kivien siirtyminen) estävät kilpailullisesti vahvemman lajin monopolisaation ja mahdollistavat yllämainittujen toukkien yhteisesiintymisen. Sousan (1979) tulokset merilevistä kivikkorannalla Kaliforniassa ovat hyvin saman suuntaisia. Lahden Vesijärven ja Saimaan EPT-taksonien diversiteetin ja häiriön suhde vaikutti IDH:n mukaiselta. Tämä oli havaittavissa etenkin *Shannon*-diversiteetin ja *Pielou*n tasaisuuden jakaumien muodoissa.

Shannon-diversiteetin ja lajimäärän sekä aaltotoiminnan voimakkuuden (*E*) välillä ei ollut havaittavissa monotonista korrelaatiota tanskalaisilla järvillä (Brodersen et al. 1998). Tarkastelin Brodersen et al. (1998):n aineiston lajimäärän, yksilömäärän, *Shannon*-diversiteetin ja *Pielou*n tasaisuuden jakaumia *E*:n suhteen, eikä niissä ollut havaittavissa myöskään unimodaalista muotoa. LOWESS -käyrien mukaan lajimäärän jakauma vaikutti nousevalta ja yksilömäärän jakauma laskevalta Brodersen et al. (1998):n tarkastelemalla *E*:n gradientilla. Tutkittujen järvien aaltotoiminnan voimakkuuden (*E*) vaihteluväli (0,14-1,43) oli pienempi kuin Lahden Vesijärven ja Saimaan tutkimuslinjoilla (0,1-3,0; liite 1) ja luultavasti *E* ei ollut häiriönä tanskalaisilla järvillä tarpeeksi suuri, jotta sen vaikutus diversiteettiin olisi näkynyt. Tanskalaiset järvet olivat myös huomattavasti tutkimiani järvialtaita rehevämpiä. Hildrew & Townsendin (1987) virtavesien häiriö-tuottavuus-diversiteetti -mallin mukaan kovien alustojen diversiteetti on korkeassa tuotannossa aina vähintään keskitasoa. Jos malli pitää paikkansa, ei ravinteikkaammilla paikoilla häiriön vaikutus diversiteettiin ole niin selvä. Diversiteetin ja tuottavuuden suhdetta käsittelen tarkemmin kappaleessa 4.3.2.

Tyrskyisten kivikkorantojen pohjaeläinten diversiteettiin vaikuttavia tekijöitä on tutkitttu hyvin vähän, mutta virtavesissä on tutkimus ollut vireämpää. Aaltorantojen pohjaeläinyhteisöjen on havaittu olevan samankaltaisia virtavesien eliöstön kanssa (Krecker & Lancaster 1933, Barton & Hynes 1978, Dall et al. 1990, James et al. 1998, Tolonen et al. 2001), mikä johtuu luultavasti molemmissa habitaateissa vallitsevasta veden virtauksesta. Myös diversiteettiin vaikuttavat tekijät saattavat olla näissä elinympäristöissä yhteneviä. Häiriön vaikutus diversiteettiin on kauan ollut ekologisen tutkimuksen kohteena (mm. Sousa 1984, Resh et al. 1988, Petraitis et al. 1989) ja sen on uskottu olevan yksi tärkeimmistä diversiteetin vaihteluihin vaikuttavista tekijöistä (mm. Grime 1973, Connell 1978, Huston 1979). Death & Winterbourn (1995) havaitsivat 10 uusiseelantilaisella purolla ja yhdellä järven aaltorannalla pohjaeläinten lajimäärän ja -runsauden olevan suurempia vakaammissa elinympäristöissä. Tasaisuus, myös diversiteetin osatekijä, oli korkein vakauden ollessa keskitasoa. Heidän mukaansa nämä tulokset

eivät tue IDH:a. Lahden Vesijärvellä ja Saimaalla *Pielou*n tasaisuus oli myös korkein vakauden ollessa keskitasoa, mutta *Shannon* -diversiteetti ja lajimäärä eivät olleet korkeimmillaan häiriön määrän ollessa alhaisin (eli kun vakaus oli suurin). Tulokset ovat näin osittain ristiriitaisia Death & Winterbournin (1995) tulosten kanssa. Useimmissa virtavesien tutkimuksissa on havaittu häiriön intensiteetin tai taajuuden vaikuttavan negatiivisesti hyönteisten lajirunsauteen (Vinson & Hawkins 1998), mutta myös IDH:a tukevia tuloksia on raportoitu (Townsend et al. 1997). Resh et al. (1988) mukaan dynaamisen tasapainon hypoteesi (Huston 1979) on esitetyistä diversiteetti-häiriö -hypoteeseista sopivin sovellettavaksi virtavesien ekosysteemeihin. Sen mukaan useimmat yhteisöt ovat epätasapainossa, jossa ajoittaiset populaatioiden vähenemiset ja ympäristöolojen vaihtelut estävät kilpailullisen tasapainon syntymisen. Myös Death & Winterbourn (1995) mukaan Hustonin hypoteesi saattaa pitää ainakin jossain määrin paikkansa virtavesissä. Hildrewn & Townsendin (1987) häiriö-tuottavuus-diversiteetti -malli saattaa olla toimivampi vain ravinnerikkaammissa ympäristöissä.

Diversiteettiin vaikuttavat tekijät, etenkin häiriön merkitys, ovat edelleen osin selvittämättä. Mackey & Currien (2000, 2001) viimeaikaisten tutkimusten ja kirjallisuudesta tehtyjen yhteenvetojen mukaan häiriön vaikutus diversiteettiin ei välttämättä ole niin vahva, kuin yleisesti on oletettu ja (intuitiivisesti) päätelty. He myös kyseenalaistavat kirjallisuudessa vallitsevan käsityksen diversiteetti-häiriö -suhteen käyttäytymisestä IDH:n mukaisesti (Mackey & Currie 2001).

4.3.2 Ravinnetason vaikutus

Diversiteettimuuttujien ja ravinnetasoa kuvaavien parametrien väliset korrelaatiot olivat heikot. Merkitsevän positiivisesti korreloivat ainoastaan lajimäärä fosforipitoisuuden kanssa ja *Shannon* -diversiteetti klorofylli-*a* -pitoisuuden kanssa. Lajimäärän ja fosforipitoisuuden välinen suhde oli lievästi modaalinen, kun Lahden Vesijärven tutkimuslinjoja ei otettu tarkastelussa huomioon (kuva 12c). Diversiteetti-indeksit (H' ja D) olivat sekä näytteittäin että altaittain tarkasteltaessa korkeita niin oligotrofisilla (Puruvesi) kuin rehevämmillä (Vesijärven eteläpää, Haukivesi, Pyhäselkä) järvialtailla. Ravinnepitoisuuden mahdollisesta vaikutuksesta litoraalin pohjaeläinten diversiteettiin on vähän tutkittua tietoa. James et al. (1998) mukaan Uuden Seelannin oligotrofisen Coleridge -järven litoraalin korkeaan diversiteettiin ei ravinnetasolla ollut vaikutusta. Timmsin (1982) 20 uusiseelantilaisen järven tarkastelussa pohjaeläinten diversiteetti

ei myöskään ollut riippuvainen järvien ravinnetasosta, vaan alhainen diversiteetti oli pikemminkin yhteydessä äärimmäisiin ympäristöoloihin, kuten jäätikön sameaan sulamisveden virtaukseen ja korkea diversiteetti alloktonisen orgaanisen aineksen ja lietteen määrään. Tarkastelin Brodersen et al. (1998):n aineiston tanskalaisten järvien kivikkorantojen pohjaeläinten lajimäärän, yksilömäärän, *Shannon*-diversiteetin ja *Pielou*n tasaisuuden jakaumia heidän tutkimallaan klorofylli-*a* -pitoisuuden gradientilla. Näistä lajimäärän jakauma oli ainoa, jonka unimodaalilta vaikuttava jakauma oli toisen asteen regressiossa merkitsevä [(r^2 = 0,167; n = 39; F = 3,612; p = 0,037 (T = -2,240; p = 0,031)].

Tuottavuuden määrää pääosin vesikemia (Hildrew & Townsend 1987). Kivikkorannoilla sillä viittataan yleensä kivien pinnan orgaaniseen ainekseen (*epilithon*), joka koostuu levien, sienien ja bakteerien muodostamasta liukkaasta kerroksesta (Lock et al. 1984). Hildrew & Townsendin (1987) Connellin (1978) keskitason häiriöhypoteesista johdetun häiriö-tuottavuus-diversiteetti -mallin mukaan kovien alustojen pohjaeläinten diversiteetti on vähätuottoisissa ympäristöissä alhainen. Tuottavuuden ollessa keskitasoa on myös diversiteetti keskitasoa. Tämän Etelä-Englannin purojen tutkimuksiin perustuvan mallin mukaan voi diversiteetti olla suuressa tuottavuudessa korkea, jos häiriön määrä on keskitasoa. Saimaan EPT-taksonien lajimäärän vaihtelut fosforipitoisuuden suhteen vaikuttivat olevan Hildrew & Townsendin (1987) mallin mukaisia (kuva 12c), kuten myös yllämainittu Brodersen et al. (1998):n pohjaeläinten lajimäärän ja klorofylli-*a* -pitoisuuksien suhde. Aineistoni laajuus ei ollut kuitenkaan riittävä, etenkään eri rehevyystasoja edustavien järvialtaiden lukumäärän osalta, mallin tarkempaan testaamiseen.

Lahden Vesijärvellä oli havaittavissa ero mesotrofisen pohjoispään ja eutrofisen eteläpään välillä: EPT-taksonien diversiteetti-indeksit olivat korkeampia eteläisillä rannoilla. Myös Pyhäselän lajimäärä ja yksilötiheys olivat suurempia kuin Haukivedellä. Haukivesi on Pyhäselkää rehevämpi (liite 1), mutta myös puunjalostusteollisuuden takia likaantuneempi (Niinioja et al. 1999). Haukiveden alhaisemman lajimäärän voisi kuvitella olevan seurausta siitä, että saastuminen on aiheuttanut sietokyvyltään heikompien EPT-taksonien esiintymisen vähenemisen. Oligotrofisella Konnevedellä kivikkorantojen pohjaeläinten diversiteetti ja lajimäärä oli korkeampi hieman rehevöityneellä järven itäpuolella (Särkkä 1983). Särkkä arveli, että erityisesti kivikkorantojen eläimistö saattaisi olla herkkä rehevöitymiselle. Brodersen et al. (1998) havaitsivat (heikon) negatiivisen korrelaation tanskalaisten järvien kivikkorantayhteisöjen diversiteettien ja ravinnetason parametrien välillä. He arvelivat sen johtuvan sietokyvyltään heikompien lajien vähenemisestä suuremmissa ravinnepitoisuuksissa.

Lukuisat tutkimukset ovat osoittaneet lajirunsauden vähenevän korkeammassa tuottavuudessa (esim. Grime 1979). Selityksenä tälle ilmiölle on usein pidetty, myös Brodersen et al. (1998):n toteamaa, lajien häviämistä toleranttien lajien syrjäyttävän kilpailun vuoksi (Tilman 1993). Tanskalaisten järvien ravinnetaso oli hyvin korkea (Brodersen et al. 1998) verrattuna karumpaan Saimaaseen, missä tuottavuuden vähentävä vaikutus diversiteettiin ei ollut ainakaan tämän työn puitteissa havaittavissa.

Lajirunsauden ja tuottavuuden suhde on kauan ollut ekologien kiinnostuksen kohteena (Mittelbach et al. 2001). Keskustelua on aiheuttanut etenkin jakauman muoto. Useimmat kirjoittajat ovat esittäneet lajirunsauden ensin kasvavan ja sitten vähenevän ravinteisuuden gradientilla, eli olevan ”kyttyrän” muotoinen; unimodaali. Mittelbach et al. (2001) kävivät läpi kirjallisuudessa esiintyneitä lajirunsauden ja tuottavuuden jakauman muotoja. 28:sta vesien selkärangattomia käsitelleestä tutkimuksesta noin 40 %:n jakauma oli unimodaali, kun taas yli 30 %:ssa tutkimuksista ei ollut havaittavissa riippuvaisuussuhdetta. Ylipäätään diversiteetti-tuottavuus -suhde vaikutti olevan yleinen luonnossa sekä unimodaalina että positiivisena suhteena. Heidän mukaansa ehkä liikaa huomiota on diversiteettitutkimuksissa keskitetty vain unimodaalisten suhteiden etsimiseen.

Järven rehevyystason ja litoraalin pohjaeläimistön diversiteetin suhde ei ole yksiselitteinen. Suhde on edelleen huonosti tiedossa, eikä tämä työ tuo siihen sinällään selventävää suuntaa. Lahden Vesijärven pohjois- ja eteläpään diversiteettierot ovat kuitenkin mielenkiintoinen tulos ja tiedot muiden ravinnepitoisuudeltaan vaihtelevien järvialtaiden diversiteeteistä olisivat tarpeen. Vertailtaessa saman järvialtaan eri rehevyystasoja edustavien rantojen yhteisöjä keskenään saataisiin muiden tekijöiden vaikutus minimoitua. Biodiversiteetin säilyttämisen kannalta on kuitenkin oleellista tiedostaa, että vaikka diversiteetti saattaa olla keskimäärin korkeampi rehevämmillä järvialtailla, esiintyy oligotrofisilla altailla harvalukuisina niille tyypillisiä taksoneita, joita ei rehevissä järvissä välttämättä tavata (liitteet 3 ja 4). Karujen järvialtaiden rehevöitymisen estäminen on täten monimuotoisuuden säilyttämisen kannalta äärimmäisen tärkeää, vaikka niiden diversiteetti ei indeksien valossa aina ylläkään rehevämpien altaiden tasolle.

Järven keskisyvyyden kanssa diversiteetti-indeksit korreloivat negatiivisesti, mutta keskisyvyys korreloi myös useimpien vedenlaadun parametrien kanssa. Tulos on samansuuntainen kuin Brodersen et al. (1998):n tutkimuksessa ja vaikeasti tulkittava. Kuten kappaleessa 4.1.4 mainitsin, rehevyystason parametrit näyttivät olevan yhteydessä järvialtaan

keskisyvyyteen niin, että syvemmät altaat olivat karumpia ja kirkasvetisempiä. Tämä saattaa välillisesti vaikuttaa litoraalin elinoloihin, eikä järvialtaan keskisyvyyden ja rantojen pohjaeläimistön välillä niinkään ole suoraa yhteyttä, ainakaan tutkimillani suurilla järvialtailla.

4.3.3 Epätarkkuustekijöitä monimuotoisuuden arvioinnissa

EPT-yhteisöjen lajimäärissä ja diversiteeteissä oli vaihtelua niin näytteiden, tutkimuslinjojen, tutkimusvuosien kuin altaidenkin välillä. Tutkitut kivipinta-alat erosivat toisistaan näytteiden välillä, mikä aiheuttaa epätarkkuutta diversiteettien vertailuun. Lajimäärän ja habitaatin pinta-alan suhde on ollut ekologeille merkityksellinen jo kauan (Arrhenius 1921, Gleason 1922) ja yksi yleisluontoisia diversiteettiä koskevia suhteita on myös saariteoriasta ennustettu pinta-alan ja lajirunsauden välinen positiivinen suhde (MacArthur & Wilson 1967, Giller & Malmqvist 1998). Surviaissääskien (Chironomidae) toukkien lajirunsauden on litoraalissa havaittu olevan riippuvainen tutkitusta pohjan alasta (Palomäki & Paasivirta 1993). Yhteisöjen diversiteettien vertailua varten myös näytteenottomenetelmien tulisi olla yhteneväisiä. Tässä työssä näytteenottomenetelmät erosivat kivien pinta-alojen arvioinnin osalta kesäkuun näytteenottoajankohtien kesken. Näytekoot olivat erilaisia 1980-luvun alun näytteissä verrattuna uudempaan aineistoon. Lisäksi kesäkuussa ja heinäkuussa käytetyt näytteenottomenetelmät erosivat toisistaan. Menetelmien tehokkuuksien välillä on havaittu eroavaisuutta, kuten alla olevasta tarkastelusta käy ilmi. Vertailuja tehtäessä näytteenottopaikkojen pitäisi olla myös samaa habitaattia (Palomäki & Paasivirta 1993). Tutkimukseni keskittyi vain kivikkorannoille, mutta myös niiden sisällä on mahdollista tehdä luokittelua substraatin suhteen ja havaita eroja lajistoissa (Krecker & Lancaster 1933, Moon 1934). Litoraalin heterogeenisyydestä (Bernatowicz & Zachwieja 1966, Harrison & Hildrew 2001) johtuva suuri mikrohabitaattien määrä vaikeuttaa kvantitatiivista näytteenottoa. Virtavesiä koskevassa katsauksessaan Vinson & Hawkins (1998) havaitsivat EPT-taksonien runsauden olevan riippuvainen sekä paikallisesta, valuma-alueen että alueellisesta heterogeenisyydestä. Pohjaeläinten runsauksissa ja populaatiodynamiikassa on vaihtelua myös vuosien välillä (Paasivirta 1975, myös taulukko 6) ja työni tutkimusaltaiden maantieteellinen sijainti on saattanut vaikuttaa taksonien esiintymiseen ja eroihin niiden kehitysvaiheissa.

4.4 Näytteenottomenetelmien erot

Suurten järvien aaltorantojen pohjaeläimistön näytteenotto on hankalaa johtuen mm. ohimenevien tai murtuvien aaltojen aiheuttamasta kuohunnasta ja pohjan karkeasta koostumuksesta (Barton & Smith 1984). Olosuhteet yleensä estävät sekä veneen käytön vakaana alustana että tavallisten noudinten käytön. Useat virtavesien standardinäytteenottomenetelmät ovat tehottomia johtuen syvyydestä ja yhdensuuntaisen veden virtauksen puuttumisesta. Tuloksellisimpia keräysmenetelmiä ovat siksi virtavesien ja järvien menetelmien yhdistelmät. Yleisimmät käytetyt menetelmät ovat näistä kivien keräys käsin (mm. Särkkä 1983b, Johnson et al. 1993b, Brodersen 1995, Brodersen et al. 1998), standardoidut potkunäytteet (Johnson et al. 1993b) ja pumppunäytteet (Palomäki & Hellsten 1996, Tolonen et al. 2001). Syvemmässä vedessä tarvitaan yleensä sukeltajaa. Myös pohjaeläinten kolonisoitaviksi asetettavia keinotekoisia alustoja, kuten tiiliä (Harrison & Hildrew 2001) tai koreissa olevia sementtipalloja (Schmude et al. 1998) on käytetty. Suurin ongelma näytteenotossa on yleensä näytteenoton kvantitatiivisuus.

Kivikkorantojen pohjaeläinten keräysmenetelmissä on havaittu eroja. Tässä tarkastelen vain työssäni käytettyjä kahta kivikkorantojen pohjaeläinten näytteenottomenetelmää (kivien keräys käsin ja pumppunäytteet) ja niiden eroja. Winnell & Juden (1987) pumppunäytteiden lajimäärä oli suurempi kuin näytteiden, joiden eläimet oli irrotettu kivistä käsin harjaamalla. Syyksi he arvelivat, että pumpulla kerättyihin näytteisiin tulee kerättyä eliöstöä useammilta mikrohabitaateilta kuin käsin keräämällä. Myös Tolosen & Hämäläisen (2001) tulosten mukaan näiden menetelmien keräystehokkuudet eroavat toisistaan. DCA järjesti heidän Pyhäselältä käsin kerätyt ja pumpulla kerätyt näytteet selvästi eri ryhmiin. Pumppunäytteissä oli suhteessa enemmän mm. päivänkorentoja, koskikorentoja ja joitakin vesiperhosryhmiä. Käsin kerätyissä näytteissä esiintyivät runsaampina mm. hentosirvikkäiden (Psychomyidae) ja surviaissääskien (Chironomidae) toukat.

Monien EPT-taksonien vähäisempään yksilömäärään käsin kerätyissä näytteissä saattaa olla syynä, että ne liikkuvina lajeina ovat päässeet pakenemaan nostettaessa kiveä verkkopussiin. Winnell & Jude (1987) arvelivat, että pakenemaan pystyvien ryhmien, kuten katkojen (Amphipoda), esiintyminen oli todellista tilannetta harvalukuisempaa käsin kerätyissä näytteissä. Ongelman voi helposti havaita itse kukin kääntelemällä kiviä tarkkaavaisesti avoimella kivikkorannalla; litteät ja tummat laakasurviaisen (Heptageniidae) toukat irrottautuvat usein

kivien alapinnalta ja lähtevät nopeasti karkuun pohjaa kohti uiden. Kerättäessä kiviä käsin olisikin tärkeää käyttää näytteenotossa apuna jonkinlaista nostettavan kiven alle nopeasti sujautettavaa verkkoa, johon kivien alapinnalla ryömivät eläimet jäisivät, eivätkä pääsisi karkuun (Moon 1934). Hanski (1983) tutki Lietvedellä, missä määrin eläimiä irrottautuu kivistä poimittaessa niitä käsin 0,5 m:n syvyydestä. Yhdessä 36 kiven nostossa saatiin tulokseksi, että 26 yksilöä oli pudonnut (tai pudottautunut) kivien alle laitettuun haaviin. Useimmat yksilöt kuuluivat taksoneihin *Lymnaea* spp., *Heptagenia* spp., Hydropsychidae ja *Caenis* spp. Näiden yksilömäärä vastaa noin 30-50 yksilöä kivineliömetriä kohden (Varonen 1985). Kaikkien näiden ryhmien määrä oli suurempi myös Pyhäselältä kerätyissä pumppunäytteissä kuin sieltä käsin kerätyissä (Tolonen & Hämäläinen 2001).

Käsin kerätyissä kivikkorantojen pohjaeläinnäytteissä tiettyjen liikkuvien ryhmien yksilömäärät saattavat olla todellisia yksilötiheyksiä alhaisempia. Tämä seikka on hyvä ottaa huomioon myös työni yksilömäärien kohdalla ja etenkin suhtauduttava varauksella yksilömäärien vertailuun, kun eri näytteenottomenetelmiä on ollut käytössä. Tärkeää on myös tiedostaa kvantitatiivisen näytteenoton vaikeus suunniteltaessa kivikkorantojen näytteenottoa tulevaisuudessa.

4.5 Yhteisörakenne

4.5.1 Ajankohtien ja altaiden välinen vaihtelu

DCA-ordinaatio järjesti tutkimuslinjat näytteenottoajankohtien mukaan kahteen ryhmään. Näytteenottopaikat järjestyivät näytteenottosyvyyden mukaan toisen DCA-akselin suhteen ja kolmannella akselilla oli havaittavissa altaan ravinnepitoisuuden vaikutus. Pohjaeläinten määrän ja lajiston vaihtelu eri vuodenaikoina ei ole uusi toteamus (esim. Brinkhurst 1974, Paasivirta 1975, Särkkä 1983a, b, Butler 1984). Ajallista vaihtelua on havaittu läheisten lajien välillä etenkin pohjoisten lauhkeiden alueiden virtavesien hyönteisten kesken (Hart 1983 Hildrew & Townsend 1987 mukaan). Esimerkiksi Brittein Saarilla virtavesissä laajalti esiintyvät siiviläsirvikkäät *Hydropsyche pellucidula* ja *H. siltalai* käyttävät samoja resursseja eri aikoina (Hildrew & Edington 1979). Resurssien ajallinen jakaminen mahdollistaa näiden lajien esiintymisen samalla habitaatilla. Lahden Vesijärvellä ja Saimaalla vain harvat taksonit indikoivat Dufrêne & Legendren (1997) indikaattorilajianalyysin mukaan joko kesäkuun alun tai

heinäkuun lopun lajistoa (kuva 16). Monet EPT-taksonit esiintyivät molemmissa, sekä kesäkuun alun että heinäkuun lopun lajistoissa (liite 4).

Tolonen et al. (2001) havaitsivat, että habitaatin tyyppi on pohjaeläinten yhteisörakenteeseen veden kemiaa voimakkaammin vaikuttava tekijä. Havainnot virtavesistä ovat myös samansuuntaisia (mm. Jenkins et al. 1984). Lahden Vesijärven ja Saimaan kivikkorantojen tutkimuslinjat sijoittuivat EPT-taksonien perusteella DCA -ordinaatioon ensin näytteenottoajankohdan ja -syvyyden mukaan ja vasta sitten löyhiin ryhmiin tutkimusaltaittain. Tämän aineiston perusteella näyttäisi, että habitaatin sisällä ajallisen vaihtelun ja aaltotoiminnan aiheuttaman häiriön vaikutus lajiston koostumukseen on suurempi kuin vesikemian.

4.5.2 Aaltotoiminnan voimakkuus ja lajien esiintyminen

Lahden Vesijärven ja Saimaan kivikkorannoilla tärkein EPT-taksonien yhteisökoostumukseen vaikuttava tekijä oli CCA:n perusteella aaltotoiminnan voimakkuus (*E*) ja toiseksi tärkein fosforipitoisuus. Saimaan kivikkorantojen kaikkien taksonien yhteisökoostumukseen oli ravinnepitoisuudella voimakkain vaikutus aaltotoiminnan ollessa siihen toiseksi tärkein vaikuttava tekijä (Tolonen et al. 2001). Tässä työssä käytin osittain samaa aineistoa. Aaltotoiminnan voimakkuus näyttää olevan kivikkorantojen EPT-taksonien yhteisökoostumukselle vielä tärkeämpi kuin koko pohjaeläinyhteisön rakenteelle. Syynä tähän lienee, että useat aaltoisia tai virtaisia paikkoja suosivista lajeista ovat juuri EPT-taksoneita, jotka ovat parhaiten sopeutuneet elämään virtaavassa vedessä.

Johtuen laskentatavasta (kaava 4) muodostaa arvioitu aaltotoiminnan voimakkuus (*E*) hyvin voimakkaan riippuvuuden näytteenottosyvyyden kanssa (liite 2). Kuinka paljon arvioitu *E* oikeasti kuvaa aaltotoiminnan *voimakkuutta* on pohdinnan arvoinen kysymys. Litoraalin pohjaeläimistö vaihtelee hyvin paljon syvyyden mukaan (esim. Jónasson 1978) ja syvyyden mukana vaihtelevat aaltotoiminnan voimakkuuden lisäksi myös muut pohjaeläimistön esiintymiseen vaikuttavat tekijät (kuten valon ja perifytonin määrä). Aaltotoiminta vaikuttaa kuitenkin pohjaeläinten esiintymiseen määrääviin tekijöihin niin suorana häiriötekijänä kuin välillisesti mm. ravinnon määrään ja veden happipitoisuuteen (Dall et al. 1990, Brodersen 1995). Minimoidakseni syvyyden vaikutuksen eläimistön koostumukseen ja tarkastellakseni pelkän tuulisuuden vaikutusta suoritin CCA:n erikseen molempien näytteenottoajankohtien molemmille syvyysvyöhykkeille (<0,5 m ja >0,5 m). Näissä ordinaatioissa ravinnepitoisuuden muuttujat

olivat (liite 8) tärkein tekijä selittämään lajiston koostumusta molemmissa syvyysvyöhykkeissä. Verrattuna koko yhteisön ordinaatioihin (taulukko 9), painotetun tehollisen avoimuuden (WEF) merkitys kasvoi ja aaltotoiminnan voimakkuuden (*E*) merkitys väheni yksittäisten syvyysvyöhykkeitten ordinaatioissa. WEF, joka ei ota huomioon syvyyttä (kaava 3), oli merkittävässä osassa ympäristötekijöistä selittämään sekä matalan että syvän vyöhykkeen yhteisöjen koostumusta. Näin ollen tuulisuudella voidaan olettaa olevan merkitys lajistojen koostumukseen tässä tutkituilla (matalilla) näytteenottosyvyyksillä, vaikka syvyyden mukana vaihtelevat myös monet muut tekijät tuulelle altistumisen lisäksi.

Seuraavassa on yhteenveto Lahden Vesijärven ja Saimaan kivikkorantojen yleisimpien EPT-taksonien esiintymisestä aaltotoiminnan voimakkuuden (*E*) suhteen (kuva 22). Lajinimen perään on merkitty yläindeksillä kirjallisuusviite, jossa on esitetty tuloksia lajin esiintymisestä kivikkorannan aaltotoiminnan (tai syvyyden) suhteen. Näiden tutkimusten tuloksia pohdin tarkemmin allaolevassa tekstissä. Ryhmien muodostamisessa olen käyttänyt apuna CCA-analyysin tuloksia (kuvat 15 ja 16), taksonien mahdollista syvyyspreferenssiä (liite 4) ja taksonien esiintymistä näytteenottopaikan aaltotoiminnan voimakkuuden suhteen (liite 6).

1. Vähäistä rannan aaltoisuutta suosivat taksonit:

- *Polycentropus flavomaculatus* [1, 2, 5, 7]
- *Athripsodes cinereus* ja *A. aterrimus* [3]
- *Cyrnus trimaculatus* [1, 5, 6]
- *Tinodes waeneri* [5, 7]
- *Centroptilum luteolum* [1, 5, 7]
- *Caenis luctuosa*
- *Ecnomus tenellus* [2]

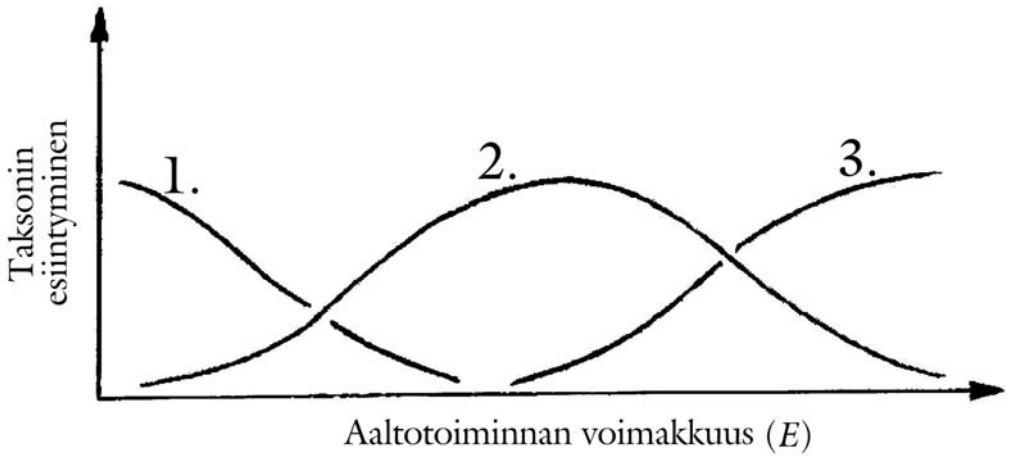
2. Keskivoimakasta rannan aaltoisuutta suosivat taksonit:

- *(Caenis horaria)* [3]
- *Hydroptila* spp.
- *Lepidostoma hirtum*
- *Psychomyia pusilla*
- *Ceraclea dissimilis*

3. Hyvin aaltoisia rantoja suosivat taksonit:

- *Heptagenia dalecarlica* [4, 8]
- *Caenis rivulorum*
- *Hydropsyche contubernalis* [1, 4]
- *Leuctra* spp. [1, 4, 7]
- *Baetis fuscatus* [1]
- *Diura bicaudata* [1, 7]
- *Ecdyonurus joernensis* [1]

[1)] Tolonen et al. (2001); osaksi sama aineisto!
[2)] Liljaniemi (1998)
[3)] Bagge & Jumppanen (1968)
[4)] Barton & Hynes (1978); ks myös teksti.
[5)] Dall et al. (1990); ks myös teksti.
[6)] Heino (2000)
[7)] Leisma (1974); ks myös teksti.
[8)] Leisma (1974) ja Paasivirta (1975).



Kuva 22. Kaavakuva kivikkorantojen EPT-taksonien kolmesta erilaisesta esiintymisestä suhteessa elinympäristönsä aaltotoiminnan voimakkuuden (*E*) suhteen. Numeroita vastaavat esimerkkitaksonit; ks tarkemmin teksti.

Ensimmäiseen ryhmään kuuluu lajeja, jotka viihtyvät vähän suojaisemmilla kivikkorannoilla tai syvemmässä vedessä ja näin kauempana tyrskyvyöhykkeestä. Lajien esiintymismaksimi sijoittuu aaltotoiminnan voimakkuusgradientin vasempaan reunaan (liite 6, kuva 22). Barton & Hynes (1978) mukaan rysäsirvikkäiden (Polycentropodidae) heimon lajit viihtyvät Pohjois-Amerikan Suurten Järvien avoimilla ja tuulelle alttiilla rannoilla. Tutkimuksessa ei kuitenkaan oltu määritetty aaltotoiminnan voimakkuutta. Brodersen (1995) epäili tanskalaisen Esrom-järven kivikkorantojen pohjaeläimiä käsittelevässä artikkelissaan, ettei hänen aineistonsa aaltotoiminnan voimakkuus (*E*: 0,82-1,54) ollut tarpeeksi laaja selittämään aaltorantojen tyypillisten hyönteistoukkien, rysäsirvikkäiden ja *T. waeneri*n, unimodaalista esiintymistä ja ekologista sietokykyä *E*:n suhteen. Lahden Vesijärvellä ja Saimaalla on havaittavissa, että *T. waeneri* ei enää esiintynyt kun $E > 1{,}8$ ja rysäsirvikkäät (suvut *Polycentropus*, *Cyrnus* ja *Neureclipsis*) eivät juurikaan esiintyneet, kun $E > 2$ (liite 6). Samaan heimoon kuuluva *Holocentropus dubius* näyttäisi myös viihtyvän kivikkorannoilla syvemmässä vedessä (liite 4 ja Heino 2000). Myös Pyhäjärvellä (EH) rysäsirvikkäiden (lukuun ottamatta *Neureclipsis bimaculata*a) on havaittu viihtyvän syvemmässä vedessä (Leisma 1974).

Dall et al. (1990) mukaan päivänkorento *C. luteolum* sekä vesiperhoset *P. flavomaculatus*, *T. waeneri* ja *C. trimaculatus* ovat kivikkorantojen tyyppilajeja, jotka viihtyivät matalassa vedessä Esrom-järven tuulelle altistuneimmalla itärannalla. Pääjärven tyrskyvyöhykkeen matalassa vedessä viihtyi mm. *N. bimaculata* (Leisma 1974). Näiden lajien ylläoleva luokittelu vähäistä rannan aaltoisuutta suosiviin taksoneihin tuntuu ensivaikutelmalta olevan ristiriitainen

Leisman (1974) ja Dall et al. (1990):n havaintojen kanssa. On kuitenkin otettava huomioon tarkasteltavien järvialtaiden koko ja siitä aiheutuva tuuli- ja aaltoisuusgradienttien erilaisuus. Pääjärven pinta-ala (13 km^2) on huomattavasti pienempi kuin tarkastelemieni järvialtaiden pinta-alat (taulukko 1) ja Esrom-järven näytteenottopaikkojen aaltoisuusgradientin skaala [*E*: 0,82-1,54 (Brodersen 1995), Dall et al. (1990) tutkivat samoja tutkimuslinjoja] on huomattavasti pienempi kuin Lahden Vesijärvellä ja Saimaalla (*E*: 0,1-3,0). Voidaan olettaa ettei Pääjärvellä ja Esrom-järvellä niiden pienemmästä koosta johtuen, tuulen vaikutus rantaa kohti ole yhtä voimakasta kuin tässä tutkituilla suuriilla järvillä. Rysäsirvikkäät sekä *C. luteolum* ja *T. waeneri* esiintyivät Pääjärvellä (Leisman 1974) ja Esrom-järvellä (Dall et al. 1990) tyrskyvyöhykkeessä, mutta Lahden Vesijärvellä ja Saimaalla nämä lajit suosivat aaltotoiminnalta suhteellisen suojassa olevia paikkoja.

Toisen ryhmän taksonien esiintymismaksimi sijoittui aaltotoiminnan suhteen Lahden Vesijärven ja Saimaan näytteenottopaikkojen aaltotoiminnan voimakkuusgradientin keskivaiheille. Nämä taksonit viihtyivät tyrskyisillä rannoilla, mutta niiden esiintyminen väheni aaltoisuusgradientin kummassakin ääripäässä. Suluissa merkitty *Caenis horaria* esiintyi koko aaltotoiminnan voimakkuuden gradientilla. (liite 6) ja sillä näyttää näin olevan laaja sietokyky rannan aaltoisuuden suhteen. Esiintyminen keskittyi kuitenkin gradientin alhaisempaan päähän. Bagge & Jumppasen (1968) mukaan *C. horaria*n sietokyky on laaja myös rehevyystason suhteen. Sama on havaittavissa Lahden Vesijärven ja Saimaan fosforigradientilla (liite 7). Baggen (1999) mukaan *C. horaria* esiintyy sekä kasvi- että kivikkorannoilla. Luultavasti *C. horaria*n elinympäristövaatimukset eivät ole kovin tarkat, ainakaan näiden muuttujien suhteen.

Kolmanteen ryhmään kuuluu taksoneja, jotka suosivat kaikkein aaltoisimpia kivikkorantoja tai niiden osia. On mahdollista, että jotkut näistä taksoneista viihtyvät vielä suuremmassakin aaltoisuudessa. Esimerkiksi *H. dalecarlica*n ja *C. rivulorum*in esiintymisen perusteella (liite 6) voidaan arvella, että Lahden Vesijärven ja Saimaan näytteenottopaikkojen aaltotoiminnan voimakkuus oli suurimmillaankin pienempi, kuin mikä näiden taksonien ekologisen esiintymisen maksimi tämän muuttujan suhteen on. *H. dalecarlica* [Leisman (1974) mukaan *H. sulphurea*, mutta Paasivirran (1975) mukaan kyseessä on luultavimmin ollut *H. dalec*.] esiintyi Pääjärvellä runsaana kivikkorannoilla. Laji esiintyi alhaisemmassakin aaltotoiminnan voimakkuudessa, mutta sen yksilöiden osuus oli Pääjärvellä selvästi suurin gradientin suuremmassa päässä. *H. dalecarlica*n toukka on alustaa vasten painautuva (Saaristo & Savolainen 1985), litteäruumiinen ja vahvoilla tarttumakynsillä varustettu. Sillä on näin hyvät edellytykset tulla toimeen

tyrskyvyöhykkeen alati virtaavassa vedessä. Pohjois-Amerikan Suurten Järvien *Heptagenia*, *Hydropsyche* ja *Leuctra* -sukujen lajisto erosi luetteloon merkityistä lajeista, mutta niiden elinympäristövaatimukset näyttävät olevan samansuuntaisia jo sukutasolla (Barton & Hynes 1978). *E. joernensis*in yksilöiden osuuden maksimi sijoittui aaltotoiminnan voimakkuuden gradientin keskivaiheille (liite 6), mutta lajin yksilötiheyksien maksimi (ei esitetty tässä) painottui selvästi voimakkaaseen aaltoisuuteen. Myös Tolonen et al. (2001) CCA-ordinaatiotulosten mukaan laji suosii suurta aaltotoiminnan voimakkuutta.

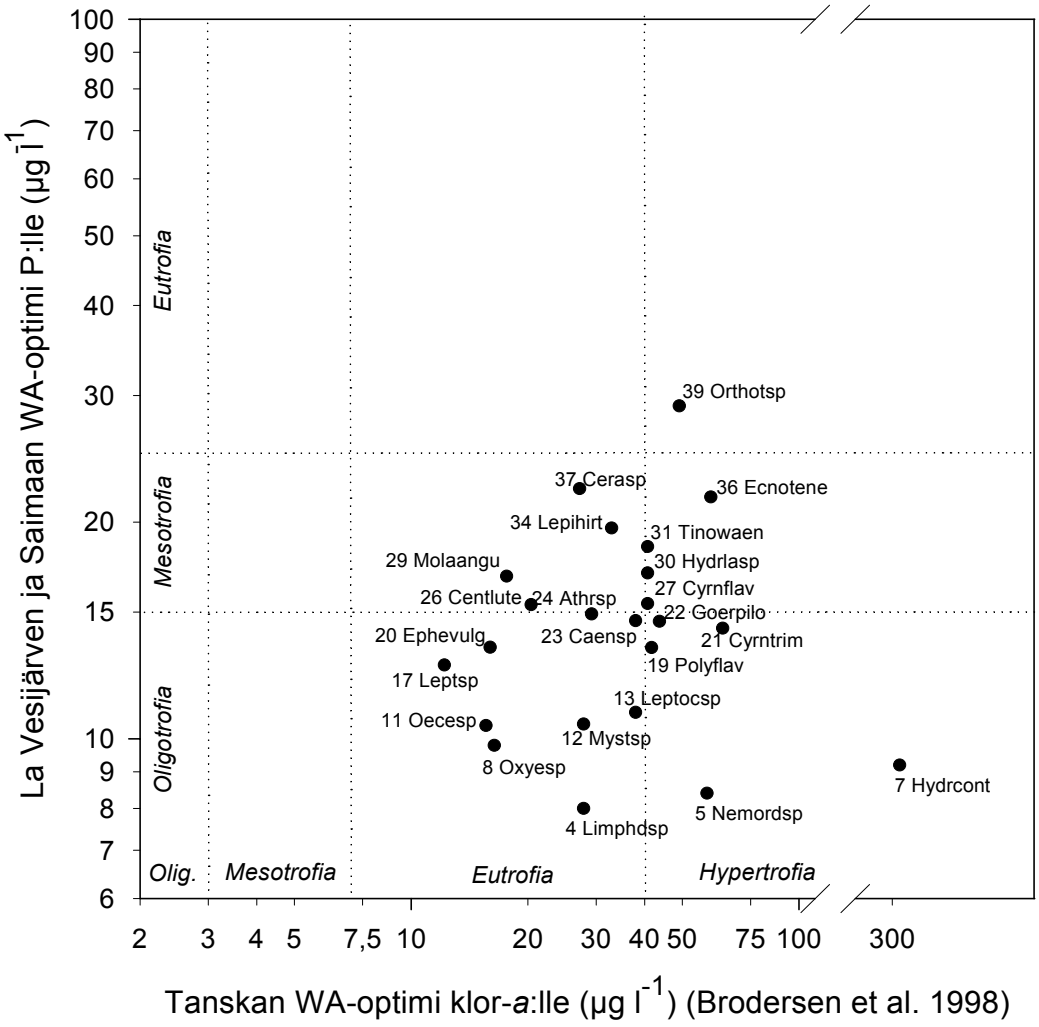
4.6 Ravinnepitoisuus ja painotetun keskiarvon menetelmä

Kivikkorantojen EPT-taksonien yhteisökoostumukseen toiseksi eniten vaikuttava tekijä oli altaan ravinnepitoisuus (fosfori). Ravinnepitoisuutta kuvaavien muuttujien korrelaatiot olivat suurimmat toisen CCA-akselin kanssa ja järvialtaat sijoittuvat likimain ravinnetasonsa mukaan ordinaatioiden ravinnegradienteille (kuvat 17 ja 18). Kesäkuun alun näytteenotossa järjestys ei tullut aivan selvästi esille, mihin oli luultavasti syynä eutrofisen pään pieni näyte- ja allasmäärä. Myös aikaisempien tutkimusten valossa voidaan ravinnepitoisuutta pitää tärkeänä järvien pohjaeläinten koostumukseen vaikuttavana tekijänä niin litoraali- kuin profundaalivyöhykkeessäkin (Macan & Maudsley 1969, Kansanen et al. 1984, 1990, Kornijów 1988, Brodersen et al. 1998, Brodersen & Lindegaard 1999, Tolonen et al. 2001).

Myös järvialtaan keskisyvyys korreloi voimakkaasti toisen CCA-akselin kanssa. Keskisyvyys muodosti vastakkaissuuntaisen gradientin ravinnetasoa kuvaavien muuttujien kanssa. Aineiston rehevämmät järvialtaat, kuten Lahden Vesijärvi, Pien-Saimaa ja Haukivesi, ovat matalampia verrattuna oligotrofisiin järvialtaisiin (taulukko 1). Ravinnetason parametrit korreloivat altaan keskisyvyyden kanssa ja altaan ravinnetaso lienee osin riippuvainen altaan morfologiasta. Altaan keskisyvyys ei sinällään vaikuttane litoraalin lajisto koostumukseen. Keskisyvyyden valitsemista ympäristötekijäksi litoraalin yhteisöjen ordinaatioihin voitaneenkin pitää tarpeettomana.

4.6.1 Taksonien esiintyminen ravinnegradientilla

Osa EPT-taksoneista näytti suosivan oligotrofisia ja osa eutrofisia järvialtaita. Tämä on havaittavissa sekä CCA-ordinaatioiden (kuvat 17 ja 18), yksilöiden suhteellisen osuuden (liite 7) että painotetun keskiarvon lajioptimien perusteella (taulukko 10, kuva 23). Kaikilla tarkastelutavoilla oligotrofisten olojen taksoneiksi ilmenivät mm. *D. bicaudata*, *Oecetis* -suku,



Kuva 23. Painotetun keskiarvon (WA) menetelmällä ennustettujen Lahden Vesijärven ja Saimaan EPT-taksonien fosforipitoisuusoptimien ja Tanskan järvien EPT-taksonien klorofylli-*a* -pitoisuusoptimien (Brodersen et al. 1998) välinen suhde kivikkorannoilla. Useat vain La Vesijärvellä ja Saimaalla esiintyneet taksonit eivät ole kuvassa mukana. Kuvaan on merkitty rehevyysasteiden rajat Forsberg & Ryding (1980) mukaan. Taksonien numerot ovat La Vesijärven ja Saimaan fosforioptimien sijalukuja (taulukko 10). Taksonien lyhenteiden selitykset ovat liitteessä 4.

P. flavomaculatus, *C. trimaculatus*, *E. joernensis* ja Siphlonuridae sekä eutrofisempien olojen taksoneiksi mm. *Orthotrichia* spp., *E. tenellus*, *Hydroptila* spp., *Ceraclea* -suku, *N. bimaculata*, *T. waeneri* ja *Molanna* -suku. Macan & Maudsley (1969) havaitsivat kivikkorantojen lajistojen olevan erilaisia sekä trofiatasoltaan eroavien Englannin järvien välillä että Windermere -järven rehevämmän eteläpään ja oligotrofisemman pohjoispään kesken. Pohjoispäässä viihtyivät sukujen *Diura*, *Ecdyonurus*, *Centroptilum*, *Heptagenia*, *Nemoura*, *Leuctra* ja *Polycentropus* edustajat. Nämä tulokset ovat hyvin samansuuntaisia Lahden Vesijärveltä ja Saimaalta saatujen kanssa, lukuunottamatta sukuja *Leuctra* ja *Centroptilum*, jotka esiintyivät CCA-analyysien perusteella rehevämmillä paikoilla kesä- ja heinäkuussa, tässä järjestyksessä. Molempien sukujen esiintymiseen näyttää aaltotoiminnan voimakkuus olevan tärkeässä osassa. *C. luteolum*in esiintymishuippu oli Lahden Vesijärvellä ja Saimaalla mesotrofiassa.

Useiden jo edellä mainittujen eutrofiaa suosivien taksonien WA-optimit klorofylli-*a* -pitoisuuden suhteen olivat ravinnegradientin eutrofisessa päässä myös tanskalaisten järvien kivikkorannoilla [Brodersen et al. (1998); taulukko 10, kuva 23]. Taulukossa 10 on niiden Tanskan järvien kivikkorantojen EPT-taksonien sijaluvut ja klorofylli-*a* -pitoisuusoptimit, jotka esiintyivät myös Lahden Vesijärven ja Saimaan rannoilla. Tanskalaisen aineiston koko lajimäärä (EPT *ja* ei-EPT) oli 126. Taulukon 10 sijaluvut (pienin 1 ja suurin 126) ja klorofylli-*a* -optimit ovat rehevämpien paikkojen taksoneille suurempia. Suomen ja Tanskan järvien EPT-taksonien optimit eivät korreloineet merkitsevästi keskenään, vaikka korrelaatiota alentava *H. contubernalis* jätettiin pois tarkastelusta (r_S = 0,286, p = 0,198). Sekä Suomen että Tanskan järvillä esiintyneiden EPT-taksonien optimeissa on kuitenkin havaittavissa selvä ero: Lahden Vesijärven ja Saimaan taksonien fosforioptimit sijaitsivat järjestään alhaisemmassa ravinnetasossa kuin tanskalaisten järvien taksonien klorofylli-*a* -optimit (kuva 23). Esimerkiksi *P. flavomaculatus*in ja *C. trimaculatus*in fosforioptimi sijaitsi aineistossani oligotrofiassa, mutta Tanskan järvissä eutrofiassa. Syynä lienee, että näiden molempien lajien esiintymiseen aaltotoiminnan voimakkuus (liite 6) näytti olevan fosforipitoisuutta (liite 7) merkittävämpi tekijä. Taksonien *Oxyethira* spp., *Oecetis* spp., *Leptophlebia* spp. ja *E. vulgata* WA-optimi oli sekä omassani että Brodersen et al. (1998):n aineistossa sen oligotrofisessa päässä, vaikka näiden taksonien klorofylli-*a* -optimi sijoittuikin jälkimmäisessä eutrofiaan. Lahden Vesijärven ja Saimaan EPT-taksoneista fosforioptimiltaan ravinnegradientin oligotrofisessa päässä sijainneet taksonit, kuten *D. bicaudata*, *E. joernensis* ja Siphlonuridae, puuttuivat kokonaan Tanskan järvien kivikkorannoilta. Tässä tarkasteltujen suomalaisten järvialtaiden rehevyystaso oli

huomattavasti alhaisempi kuin tanskalaisten järvien, joista suurin osa oli eutrofisia-hypertrofisia, eikä yksikään ollut oligotrofinen. Aineistojen sijoittuminen ravinnegradientin ääripäihin vaikeuttaa niiden vertailua. Toisaalta, lajistojen eroavaisuuteen ääripäiden välillä viittaa se, että kivikkorantojen taksonit järjestäytyvät ravinnegradientille ja yhteisön koostumus vaihtelee ravinnepitoisuuden mukaan.

Oligotrofiassa viihtyvien EPT-taksonien fosforipitoisuuden toleranssi oli kapeampi kuin eutrofisten taksonien. Brodersen et al. (1998) havaitsivat Tanskan kivikkorannoilla, että eutrofisen pään taksoneilla on laajempi toleranssialue. Vertailin Brodersen et al. (1998):n aineiston pohjaeläinten sietokykyä klorofylli-*a* -pitoisuuden gradientilla eri rehevyystasojen välillä. Mesotrofisten taksonien toleranssi log (klor-*a* + 1) :lle (x = 0,19; S.D. = 0,15; *n* = 6) oli pienempi kuin eutrofiassa viihtyvien taksonien (x = 0,36; S.D. = 0,12; *n* = 84; t = -2,853; *p* = 0,032). Taksonien, joiden klorofylli-*a* -optimi sijaitsi hypertrofiassa, sietokyky (x = 0,31; S.D. = 0,10; *n* = 32) oli hieman kapeampi kuin eutrofisten lajien (t = 2,562, *p* = 0,013). Sietokykyalueen on havaittu olevan laajempi ravinnegradientin eutrofisessa päässä myös profundaalivyöhykkeen surviaissääskillä (Chironomidae) (Saether 1979, Kansanen et al. 1984). Saetherin (1979) mukaan oligotrofisten järvien taksonit ovat herkempiä mahdolliselle ravinnepitoisuuden kasvulle. Tällöin tietyn ravinnetason yläpuolella voidaan selkärangattomien yhteisöissä olettaa vain pieniä tai odottamattomia muutoksia (Saether 1979, Brodersen et al. 1998). Saetherin (1979), Brodersen et al. (1998):n ja tämän työn tulosten perusteella rehevöitymisen vaikutusten pohjaeläinlajiston koostumukseen voidaan olettaa ilmaantuvan oligotrofisilla järvialtailla jo vähäisen ravinnepitoisuuden kasvun seurauksena ei-toleranttien lajien hävitessä. Rehevämmillä järvialtailla ravinnepitoisuuden kasvun pitäisi olla suhteessa suurempi, jotta rehevöitymisen vaikutukset lajistoon tulisivat näkyviin.

4.6.2 WA -malli fosforipitoisuuden ennustamiseen

Kokeilin EPT-taksonien mahdollisuutta järvialtaan ravinnepitoisuuden ennustamiseen painotetun keskiarvon (WA) regression ja kalibroinnin avulla. WA ei toiminut moitteettomasti, eikä sen avulla pystynyt tarkasti ennustamaan järvialtaiden fosforipitoisuuksia. Lisäksi ennustetut fosforipitoisuudet erosivat näytteenottoajankohtien välillä. Paras WA -malli oli toleranssipainotettu käyttäen venyttämiseen käänteistä regressiota, mutta silloinkin $RMSEP_{boot}$ oli suuri. Luultavasti huomattava syy mallin heikkoon ennustamiskykyyn oli, että aaltotoiminnan

voimakkuus oli altaan ravinnepitoisuutta tärkeämmässä osassa selittämään kivikkorantojen EPT-taksonien yhteisökoostumusta. Brodersen et al. (1998) mukaan järvien luokittelun vaikeus [myös Kansanen et al. (1984)] litoraalin selkärangattomien avulla todistaa epäilemättä hyvin moninaisten tekijöiden vaikuttavan litoraalin selkärangattomien esiintymiseen.

Syynä mallin heikkoon ennustamiskykyyn saattaa tämän työn kohdalla olla myös käyttämäni EPT-taksonien esiintymisaineiston suuri heterogeenisyys. Kivien pinta-alan arvioimismenetelmä vaihteli 1980-luvun ja myöhempien näytteenottojen välillä ja näytteenottomenetelmät erosivat vuosien 1997-98 ja muiden vuosien välillä. Määritystyötä tekivät useat eri henkilöt, mikä lisännee aineiston epätarkkuutta. Mukana oli kaksi näytteenottoajankohtaa, joiden lajistot erosivat osittain toisistaan. Eri vuodenaikojen aiheuttama systemaattinen virhe on nähtävissä WA-ennustekuvissa (kuva 20). Mallin epätarkkuuteen lienee myös syynä, että useiden taksonien esiintyminen tutkitun fosforipitoisuuden gradientilla ei ollut unimodaalinen (liite 7). Lajin painotetun keskiarvon edellytyksenä on ainakin epäsuorasti (implisiittisesti), että lajin vaste ympäristögradientilla on kohtalaisen unimodaalinen ja symmetrinen (ter Braak 1987, Birks et al. 1990). Näin lajin vaste on järkevää esittää yhteenvetona painotetun keskiarvon esiintymisen suhteen. Jos lajin vaste on hyvin vino tai kaksihuippuinen, ei menetelmä ole mielekäs.

Suomalaisten järvialtaiden klorofylli-*a* -pitoisuuden ennustaminen ei onnistunut tanskalaisten EPT-taksonien klorofylli-*a* -optimien (Brodersen et al. 1998) perusteella. Ennusteet eivät myöskään korreloineet havaintojen kanssa (kuva 21). Lahden Vesijärven ja Saimaan järvialtaille ennustetut arvot olivat sekä aivan liian korkeita että niissä ei ollut eroa oligotrofisten ja eutrofisten altaiden välillä. Suurimpana syynä tähän oli luultavasti oligotrofisten suomalaisten ja eu-hypertrofisten tanskalaisten järvien eri trofiaskaala ja siitä johtuva pohjaeläinyhteisöjen hyvin suuri eroavaisuus. Tosin Brodersen et al. (1998):n malli ennusti suhteellisen hyvin Tanskan järvien klorofylli-*a* -pitoisuutta aineiston oligotrofisessa päässä, mikä vastaa työni rehevimpien altaiden Lahden Vesijärven, Pyhäselän ja Haukiveden klorofyllipitoisuuksia.

Klorofylli-*a* -arvojen ennustamiseen oli mahdollista käyttää vain niiden taksonien optimiarvoja, jotka esiintyivät sekä omassani että Brodersen et al. (1998) aineistossa. Tästä johtuen useimmat vain oligotrofiassa viihtyvät EPT-lajit jouduttiin jättämään mallista pois, koska ne puuttuivat pääosin reheviltä tanskalaisilta järviltä. Suomen ja Tanskan järvien EPT-taksonien optimit eivät korreloineet merkitsevästi keskenään ja taksonien optimit sijoittuivat kussakin aineistoissa havaituille rehevyysasteille (kuva 23). Ennustetut arvot saatiin vain reheviä oloja sietävien taksonien optimien perusteella, mistä johtui ennustettujen klorofylli-*a* -arvojen

suuruus. Tämän takia ei ennustettujen klorofylli-*a* -arvojen kesken ollut myöskään havaittavissa eroja karujen ja rehevien altaiden välillä.

Osittain selvittämättä kuitenkin jää, miksi työni WA-ennusteet jäivät niin epävarmoiksi. Tulosteni perusteella näyttäisi siltä, että rehevien tanskalaisten järvien EPT-taksonien optimit ovat täysin eri rehevyysluokkaa, kuin mitä Lahden Vesijärvellä ja Saimaalla. Selityksen tähän ongelmaan tarjoaisi, jos voitaisiin osoittaa joko 1) rehevyystason olevan vähemmän merkittävässä osassa lajien esiintymiseen vaikuttavana tekijänä, kuin tällä hetkellä oletetaan (mikä ei liene todennäköistä) tai, 2) lajien sisällä tapahtuneen sopeutumista vallitseviin ympäristöoloihin ja tanskalaisten ja suomalaisten järvien EPT-taksonien optimien eroavan tämän takia toisistaan.

5 KIITOKSET

Kiitän ohjaajiani professori Ismo J. Holopaista ja FM Kimmo T. Tolosta sekä FT Heikki Hämäläistä avustavista neuvoista koko tämän opinnäytetyön valmistumisen ajalta. Teknikko Kari Ratilaiselle ja Kimmo T. Toloselle kuuluvat kiitokset osallistumisestaan maastotöihin, sekä Karjalan tutkimuslaitoksen ekologian osastolle laboratoriotilan järjestämisestä. Suurkiitos kuuluu myös tässä työssä ”uudelleen tarkasteltujen” 1980-luvun pohjaeläinnäytteiden määrittäjille Ari Hanskille ja Oili Vilhuselle (o.s. Varonen) sekä Jarmo Meriläiselle, joka luovutti aineiston käyttööni. Edelleen kiitän Kimmo T. Tolosta, jonka määrittämää aineistoa olen myös tässä työssä käyttänyt. Osana Suomen biodiversiteetin tutkimusohjelmaa (FIBRE) ovat tätä työtä rahoittaneet Suomen Akatemia ja Maj ja Tor Nessling säätiö.

6 KIRJALLISUUSLUETTELO

Agbeti, M.D. 1992: Relationship between diatom assemblages and trophic variables: a comparison of old and new approaches. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49: 1171-1175.

Alonso, A., Dallmeier, E., Granek, E. & Raven, P. 2001: Biodiversity: Connecting with the tapestry of life. - 32 s. Smithsonian Institution / Monitoring and Assessment of Biodiversity Program and President’s Committee of Advisors on Science and Technology. Washington, D.C., Yhdysvallat. http://www.si.edu/simab/. 27.8.2001.

Arrhenius, O., 1921: Species and area. - J. Ecol. 9: 95-99.

Bagge, P. 1999: Mayflies (Ephemeroptera) of the Lake Saimaa complex (Eastern Finland). - Proceedings of the XXIV NCE: 31-37.

Bagge, P. & Jumppanen K. 1968: Bottom fauna of Lake Keitele, Central Finland, in relation to hydrography and eutrophization. - Ann. Zool. Fennici 5: 327-337.

Barton, D.R. & Hynes, H.B.N. 1978: Wave-zone macrobenthos of the exposed Canadian shores of the St. Lawrence Great Lakes. - J. Great Lakes Res. 4:27-45.

Barton, D.R. & Carter, J.C.H. 1982: Shallow-water epilithic communities of eastern Georgian Bay, Ontario, in relation to exposure to wave action. - Can. J. Zool. 60: 984-993.

Barton, D.R. & Smith, S.M. 1984: Insects of extremely small and extremely large aquatic habitats. Teoksessa: Resh, V.M. & Rosenberg, D.M. (toim.), The ecology of aquatic insects: 456-483. Praeger Publishers. New York. Yhdysvallat.
Bernatowicz, S. & Zachwieja, J. 1966: Types of littoral found in the lakes of the Masurian and Suwalki Lakelands. - Ekologia Polska - Seria A, 14: 519-545.
Birks, H.J.B., Line, J.M., Juggins, S., Stevenson, A.C. & ter Braak, C.J.F. 1990: Diatoms and pH reconstruction. - Philosoph. Trans. Roy. Soc. London B 327: 263-278.
Brinkhurst, R.O. 1974: The benthos of lakes. - 182 s. The MacMillan Press. Lontoo.
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.
Brodersen, K.P. & Lindegaard C. 1999: Classification, assessment and trophic reconstruction of Danish lakes using chironomids. - Freshw. Biol. 42: 143-157.
Brodersen, K.P., Dall, P.C. & Lindegaard, C. 1998: The fauna in the upper stony littoral of Danish lakes: macroinvertebrates as trophic indicators. - Freshw. Biol. 39: 577-592.
Butler, M.G. 1984: Life histories of aquatic insects. Teoksessa: Resh, V.M. & Rosenberg, D.M. (toim.), The ecology of aquatic insects: 24-55. Praeger Publishers. New York. Yhdysvallat.
Bäck, S. & Lindholm, T. 1999: Vesi- ja rantaluonnon monimuotoisuuden säilyttäminen. Selvitys vesiensuojelun tavoiteohjelmaa vuotta 2005 varten. - Suomen ympäristö 364. 84 s. Suomen ympäristökeskus. Helsinki.
Cleveland, W.S. 1979: Robust locally weighted regression and smoothing scatterplots. - J. Amer. Statist. Assoc. 74: 829-836.
Connell, J.H. 1978: Diversity in tropical rainforests and coral reefs. - Science 199: 1302-1310.
Cooper, C.M. & Testa, S.III. 2001: A quick method of determining rock surface area for quantification of the invertebrate community. - Hydrobiologia 452: 203-208.
Crawford, J.K. & Lenat, D.R. 1989: Effects of land use on the water quality and biota of three streams in the Piedmont province of North Carolina. - 67 s. Water-Resources Investigations Report 89-4007. U.S.Geological Survey. Raleigh, North Carolina, Yhdysvallat.
Cyr, H. 1998: Effects of wave disturbance and substrate slope on sediment characteristics in the littoral zone of small lakes. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 55: 967-976.
Dall, P.C. 1979: A sampling technique for littoral stone dwelling organisms. - Oikos 33: 106-112.
Dall, P.C. 1981: A new grab for the sampling of zoobenthos in the upper littoral zone. - Arch. Hydrobiol. 92: 396-405.
Dall, P.C., Lindegaard, C. & Jónasson, P.M. 1990: In-lake variations in the compositions of zoobenthos in the littoral of Lake Esrom, Denmark. - Verh. Internat. Ver. Limnol. 24: 613-620.
Death, R.G. & Winterbourn, M.J. 1995: Diversity patterns in stream benthic communities: the influence of habitat stability. - Ecology 76: 1446-1460.
Duarte, C. M. & Kalff, J. 1986: Littoral slope as a predictor of the maximum biomass of submerged macrophyte communities. - Limnol. Oceanogr. 31: 1072-1080.
Dufrêne, M. & Legendre, P. 1997: Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. - Ecol. Monogr. 345-366.
Eaton, L.E., & Lenat, D.R. 1991: Comparison of a rapid bioassessment method with North Carolina's macroinvertebrate collection method. - J. North Amer. Benthol. Soc. 10: 335-338.

Edington, J.M. & Hildrew, A.G. 1981: A key to the caseless caddis larvae of the British Isles with notes on their ecology. - F.B.A. Scient. Publ. 43: 1-92.
Ehrenberg, H. 1957: Die Steinfauna der Brandungsufer ostholsteinischer Seen. - Arch. Hydrobiol. 53: 87-159.
Eloranta, P. & Marja-aho, J. 1981: Saimaan ekosysteemitutkimus vuonna 1980. - Vesikasvien linja-analyysien tulokset kesältä 1980. LuK-työ. 45 s Biologian laitos, hydrobiologian osasto. Jyväskylän yliopisto.
Euroopan Parlamentti ja Neuvosto 2000: Euroopan Parlamentin ja Neuvoston direktiivi 2000/60/EY. - EYVL L327: 1-72. http://www.vyh.fi/ympsuo/vesi/vesipuit/index.htm. 17.1.2002.
Forsberg, C. & Ryding, S.-O. 1980: Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 Swedish waste-receiving lakes. - Arch. Hydrobiol. 89: 189-207.
France, R.L. 1995a: Differentiation between littoral and pelagic food webs in lakes using stable carbon isotopes. - Limnol. Oceanogr. 40: 1310-1313.
France, R.L. 1995b: Critical examination of stable isotope analysis as means for tracing carbon pathways in stream ecosystems. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52: 651-656.
Giller, P.S. & Malmqvist, B. 1998: The biology of streams and rivers. - 296 s. Oxford University Press. Midsomer Norton, Avon, Iso-Britannia.
Gleason, H.A. 1922: On the relation between species and area. - Ecology 3:158-162.
Granberg, K. 1985: Saimaan hydrologiasta ja veden laadusta. - Vesihallituksen tiedotus 255: 13-29.
Granberg, K. & Ruohonen, K. 1985: Saimaan vesikasvit ja sedimentit. - Vesihallituksen tiedotus 255: 31-82.
Grime, J.P. 1973: Competitive exclusion in herbaceous vegetation. - Nature 242: 344-347.
Grime, J.P. 1979: Plant strategies and vegetation processes. - 222 s. John Wiley & Sons Ltd. Chichester. Iso-Britannia.
Hanski, A. 1983: Saimaan kivikkorantojen pohjaeläimistö kesällä 1980. Pro gradu-tutkielma. - 71 s. Biologian laitos. Jyväskylän yliopisto.
Harrison, S.S.C. & Hildrew, A.G. 1998: Patterns in the epilithic community of a lake littoral. - Freshw. Biol. 39: 477-492.
Harrison, S.S.C. & Hildrew, A.G. 2001: Epilithic communities on a lake littoral. - J. Anim. Ecol. 70: 692-707.
Hart, D. D. 1983: The importance of competitive interactions within stream populations and communities. Teoksessa: Barnes, J.R. & Minshall, G.W. (toim.), Stream Ecology: Application and testing of general ecological theory: 99-136. Plenum Press, New York, Yhdysvallat.
Heino, J. 2000: Lentic macroinvertebrate assemblage structure along gradients in spatial heterogeneity, habitat size and water chemistry. - Hydrobiologia 418: 229-242.
Hellmann, J.J. & Fowler, G.W. 1999: Bias, precision, and accuracy of four measures of species richness. - Ecol. Applic. 9: 824-834.
Heltshe, J.F. & Forrester, N.E. 1983: Estimating species richness using the jackknife procedure. - Biometrics 39: 1-12.
Hildrew, A.G. & Edington, J.M. 1979: Factors facilitating the coexistence of hydropsychid caddis larvae (Trichoptera) in the Same River System. - J. Anim. Ecol. 48: 557-576.
Hildrew, A.G. & Townsend, C.R. 1987: Organization in freshwater benthic communities. Teoksessa: Gee, J.H.R. & Giller, P.S. (toim.), Organisation of communities: past and present: 347-371. Blackwell. Oxford.
Hill, M.O. 1973: Reciprocal averaging: an eigenvector method for ordination. - J. Ecol. 61:

237-249.
Hill, M.O. & Gauch, H.G. 1980: Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. - Vegetatio 42: 47-58.
Huston, M. 1979: A general hypothesis of species diversity. - Am. Nat. 113: 81-101.
Huttunen, P. 2000: Monimuuttujamenetelmät ekologiassa. - 94 s. Biologian laitos. Joensuu.
Håkanson, L. 1977: The influence of wind, fetch, and water depth on the distribution of sediments in Lake Vanern, Sweden. - Can. J. Earth Sci. 14: 397-412.
Hämäläinen, H. & Karjalainen, J. 1994: An assessment of Harpacticoida and resting stages of Cyclopoida as trophic indicators in Finnish lakes. - Ann. Zool. Fennici 31: 377-388.
Hämäläinen, H. & Huttunen, P. 1996: Inferring the minimal pH of streams from macroinvertebrates using weighted averaging regression and calibration. - Freshw. Biol. 36: 697-709.
James, M.R., Weatherhead, M., Stanger, C. & Graynoth, E. 1998: Macroinvertebrate distribution in the littoral zone of Lake Coleridge, South Island, New Zealand - effects of habitat stability, wind exposure, and macrophytes. - N. Z. J. Mar. Freshw. Res. 32: 287-305.
Jenkins, R.A., Wade, K.R. & Pugh, E. 1984: Macroinvertebrate-habitat relationships in the river Teifi catchment and the significance to conservation. - Freshw. Biol. 14: 23-42.
Johnson, R.K., Wiederholm, T. & Rosenberg, D.M. 1993a: Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations and species assemblages of benthic macroinvertebrates. Teoksessa: Rosenberg, D.M. & Resh, V.H. (toim.), Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates: 40-158. Chapman and Hall. Routledge, New York. Yhdysvallat.
Johnson, R.K., Wiederholm, T. & Eriksson, L. 1993b: Classification of littoral macroinvertebrate communities of Swedish reference lakes. - Verh. Internat. Ver. Limnol. 25: 512-517.
Jónasson, P.M. 1978: Zoobenthos of lakes. - Verh. Int. Ver. Limnol. 20: 13-37.
Kairesalo, T., Laine, S., Malinen, T., Suoraniemi, M. & Keto, J. 1998: Life of Lake Vesijärvi. From successful biomanipulation to sustainable management. - 92 s. Markprint Oy. Lahti.
Kansanen, P.H., Aho, J. & Paasivirta, L. 1984: Testing the benthic lake type concept based on chironomid associations in some Finnish lakes using multivariate statistical methods. - Ann. Zool. Fennici 21: 55-76.
Kansanen, P.H., Paasivirta, L. & Väyrynen, T. 1990: Ordination analysis and bioindices based on zoobenthos communities used to assess pollution of a lake in southern Finland. - Hydrobiologia 202: 153-170.
Kauppi, M., Kettunen, I., Kivinen, J., Niinioja, R. & Sandman, O. 1985: Saimaan tila ja siihen vaikuttavat tekijät. - Vesihallituksen tiedotus 254: 1-147.
Keto, J. 1982: The recovery of Lake Vesijärvi following a sewage diversion. - Hydrobiologia 86: 195 - 199.
Keto, J. & Sammalkorpi, I. 1995: Vesijärven kunnostuksen taustaa. - Julkaisussa: Sammalkorpi, I., Keto, J., Kairesalo, T., Luokkanen, E., Mäkelä, M., Vääriskoski, J. & Lammi, E. (toim.), Vesijärviprojekti 1987-1994: ravintoketjukunnostus, tutkimukset ja toimenpidekokeilut. - Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja A 218: 9-13.
Kornijów, R. 1988: Distribution of zoobenthos in littoral of two lakes differing in trophy. - Pol. Arch. Hydrobiol. 35: 185-195.
Krecker, F.H. & Lancaster, L.Y. 1933: Bottom shore fauna of western Lake Erie: a population study to a depth of six feet. - Ecology 14: 79-93.
Kuusisto, E. 1999: Basins and balances. Teoksessa: Kuusisto, E. (toim.), Saimaa, a living

lake: 21-39. Tammi. Sulkava.
Larsen, J., Birks, H.J.B., Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 1996: Quantitative relationships of invertebrates to pH in Norwegian river systems. - Hydrobiologia 328: 57-74.
Leisma, A. 1974: Kivikkorantojen pohjaeläinlajisto, -biomassa ja -tuotanto Pääjärvessä (EH). Pro gradu-tutkielma. - 82 s. Pääjärven ekologinen tutkimus. Helsingin yliopiston Lammin biologinen asema.
Lenat, D.R. 1988: Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. - J. North Amer. Benthol. Soc. 7: 222-233.
Lenat, D.R. & Penrose, D.L. 1996: History of the EPT taxa richness metric. - Bulletin North Amer. Benthol. Soc. 13: 305-307.
Liljaniemi, P. 1998: Pohjaeläinanalyysit järvien tilan seurannassa. Onkamojärvien ja Särkijärven (Pohjois-Karjala) pohjaeläimistö 1990-1991. - Alueelliset ympäristöjulkaisut 73. - 55 s. Pohjois-Karjalan ympäristökeskus, Joensuu.
Line, J.M., ter Braak, C.J.F. & Birks, H.J.B. 1994: WACALIB version 3.3 – a computer program to reconstruct environmental variables from fossil assemblages by weighted averaging and to derive sample specific errors of prediction. – J. Paleolimnol. 10: 147-152.
Little, C. & Kitching, J.A. 1996: The biology of rocky shores. - 240 s. Oxford University Press. Somerset. Iso-Britannia.
Lock, M.A., Wallace, R.R., Costerton, J.W., Ventullo, R.M. & Charlton, S.E. 1984: River epilithon: towards a structural functional model. - Oikos 42: 10-22.
Macan, T.T. 1979: A key to the nymphs of the British species of Ephemeroptera with notes on their ecology. - F.B.A. Scient. Publ. 20: 1-80.
Macan, T.T. & Maudsley, R. 1969: Fauna of the stony substratum in lakes in the English Lake District. - Verh. Internat. Ver. Limnol. 17: 173-180.
MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. 1967: The theory of island biogeography. Princeton University Press. Princeton. Yhdysvallat.
Mackey, R.L. & Currie, D.J. 2000: A re-examination of the expected effects of disturbance on diversity. - Oikos 88: 483-493.
Mackey, R.L. & Currie, D.J. 2001: The diversity-disturbance relationship: is it generally strong and peaked? - Ecology 82: 3479-3492.
McAuliffe, J.R. 1984: Competition for space, disturbance, and the structure of a benthic stream community. - Ecology 65: 894-908.
McCune, B. 1997: Influence of noisy environmental data on canonical correspondence analysis. - Ecology 78: 2617-2623.
McCune, B. & Mefford, M.J. 1999: Multivariate analysis of ecological data, version 4.0. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA.
Meriläinen, J.J. 1985: Saimaan rantojen pohjaeläimistö 1980-1983. - Vesihallituksen tiedotus 255: 137-166.
Mittelbach, G.G., Steiner, C.F., Scheiner, S.M., Gross, K.L., Reynolds, H.L., Waide, R.B., Willig, M.R., Dodson, S.I. & Gough, L. 2001: What is the observed relationship between species richness and productivity? - Ecology 82: 2381-2396.
Mononen, P. & Niinioja, R. 1993: Nutrient and chlorophyll concentrations in the northern part of Lake Saimaa, Finland. - Verh. Internat. Ver. Limnol. 25: 544-547.
Moon, H.P. 1934: An investigation of the littoral region of Windermere. - J. Anim. Ecol. 3: 8-28.
Moon, H.P. 1935: Flood movements of the littoral fauna of Windermere. - J. Anim. Ecol. 4: 216-228.

Niinioja, R., Antikainen, S., Kauppi, M., Kivinen, J., Manninen, P., Laine, P., Pietiläinen, O.-P., Sandman, O. & Saukkonen, P. 1999: Water quality. Teoksessa: Kuusisto, E. (toim.), Saimaa, a living lake: 51-69. Tammi. Sulkava.
Nilsson, A. 1996: Aquatic insects of North Europe - A taxonomic handbook. Volume 1. - 274 s. Apollo Books. Stenstrup.
Paasivirta, L. 1975: Insect emergence and output of incorporated energy and nutrients from the oligotrophic lake Pääjärvi, southern Finland. - Ann. Zool. Fennici 12: 126-140.
Palmer, M.W. 1991: Estimating species richness: the second-order jackknife reconsidered. - Ecology 72: 1512-1513.
Palomäki, R. & Hellsten, S. 1993: Effects of bottom freezing on macrozoobenthos in the regulated Lake Pyhäjärvi. - Arch. Hydrobiol. 128: 73-90.
Palomäki, R. & Paasivirta, L. 1993: Species richness of macrozoobenthos, especially chironomid communities, in the littoral zone of some Finnish lakes. - Ann. Zool. Fennici 30: 209-214.
Palomäki, R. & Hellsten, S. 1996: Littoral macrozoobenthos biomass in a continuous habitat series (manuscript). - Julkaisussa: Palomäki, R., Biomass and diversity of macrozoobenthos in the lake littoral in relation to environmental characteristics. - Biological Research Reports from the University of Jyväskylä 52.
Petraitis, P.S., Latham, R.E. & Niesenbaum, R.A. 1989: The maintenance of species diversity by disturbance. - The Quarterly Review of Biology 64: 393-418.
Pielou, E.C. 1969: An introduction to mathematical ecology. John Wiley and Sons. New York.
Plafkin, J.L., Barbour, M.T., Porter, K.D., Gross, S.K. & Hughes, R.M. 1989: Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish. United States Environmentan Protection Agency EPA/444/4-89-001. Washington, D.C., Yhdysvallat.
Reavie, E.D., Hall, R.I. & Smol, J.P. 1995: An expanded weighted-averaging model for inferring past total phosphorus concentrations from diatom assemblages in eutrophic British Columbia (Canada) lakes. - J. Paleolimnol. 14: 49-67.
Resh, V.H., Brown, A.V., Covich, A.P., Gurtz, M.E., Li, H.W., Minshall, G.W., Reice, S.R., Sheldon, A.L., Wallace, J.B. & Wissmar, R.C. 1988: The role of disturbance in stream ecology. - J. N. Am. Benthol. Soc. 7: 433-455.
Roberts, D. & McMinn, A. 1998: A weighted-averaging regression and calibration model for inferring lakewater salinity from fossil diatom assemblages in saline lakes of the Vestfold Hills: a new tool for interpreting Holocene lake histories in Antarctica. - J. Paleolimnol. 19: 99-113.
Saaristo, M. & Savolainen, E. 1986: Päiväkorennot (Ephemeroptera). Teoksessa: Krogerus, H. (toim.), Suomen Eläimet 4: 62-71. Weilin+Göös. Espoo.
Saarnisto, M., Simola, H. & Kuusisto, E. 1999: Prehistory. Teoksessa: Kuusisto, E. (toim.), Saimaa, a living lake: 11-20. Tammi. Sulkava.
Saether, O.A. 1979: Chironomid communities as water quality indicators. - Holarct. Ecol. 2: 65-74.
Schmude, K.L., Jennings, M.J., Otis, K.J. & Piette, R.R. 1998: Effects of habitat complexity on macroinvertebrate colonization of artificial substrates in north temperate lakes. - J. N. Am. Benthol. Soc. 17: 73-80.
Seuna, P. 1971: Suomen vesistöalueet. Ehdotus vesistöalueiden yleisjaoksi ja vesistötunnukseksi. - Vesihallituksen tiedotuksia 10: 1-53.
Shannon, C.E. & Weaver, W. 1949: The mathematical theory of communication. University

Illinois Press. Urbana, Illinois, USA.
Simola, H., Meriläinen, J.J., Sandman, O., Marttila, V., Karjalainen, H., Kukkonen, M., Julkunen-Tiitto, R. & Hakulinen, J. 1996: Palaeolimnological analyses as information source for large lake biomonitoring. - Hydrobiologia 322: 283-292.
Simpson, E.H. 1949: Measurement of diversity. - Nature 163: 688.
Smith, E.P. & van Belle, G. 1984: Nonparametric estimation of species richness. - Biometrics 40: 119-129.
Somers, K.M., Reid, R.A. & David, S.M. 1998: Rapid biological assessment: how many animals are enough. - J. N. Am. Benthol. Soc. 17: 348-358.
Sousa, W.P. 1979: Disturbance in marine intertidal boulder fields: the nonequilibrium maintenance of species diversity. - Ecology 60: 1255-1239.
Sousa, W.P. 1984: The role of disturbance in natural communities. - Ann. Rev. Ecol. Syst. 15: 353-391.
Suomen ympäristökeskus 2001: Vesipuitedirektiivin tutkimushankkeet. http://www.vyh.fi/ympsuo/vesi/vesipuit/tetkhank.htm. 17.1.2002.
Svensson, B.S. 1986: Sveriges dagsländor (Ephemeroptera), bestämning av larver. - Ent. Tidskr. 107: 91-106.
Särkkä, J. 1979: The zoobenthos of lake Päijänne and its relations to some environmental factors. - Acta Zoologica Fennica 160: 1-46.
Särkkä, J. 1983a: A quantitative ecological investigation of the littoral zoobenthos of an oligotrophic Finnish lake. - Ann. Zool. Fennici 20: 157-178.
Särkkä, J. 1983b: Aquatic insect larvae on soft and stony bottoms of the littoral zone of the oligotrophic lake Konnevesi. - Acta Entomol. Fenn. 42: 86-89.
ter Braak, C.J.F. 1986: Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. - Ecology 67: 1167-1179.
ter Braak, C.J.F. 1987: Calibration. Teoksessa: Jongman, R.H.G., ter Braak, C.J.F. & van Tongeren, O.F.R. (toim.), Data analysis in community and landscape ecology: 78-90. Wageningen, Pudoc.
ter Braak, C.J.F. 1988: CANOCO. Agricultural Mathematics Group. Technical Report LWA-88-02. - 95 s. Wageningen. Hollanti.
ter Braak, C.J.F. & Verdonschot, P.F.M. 1995: Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. - Aquatic Sciences 57: 255-289.
Tilman, D. 1993: Species richness of experimental productivity gradients: How important is colonization limitation? - Ecology 74: 2179-2191.
Timms, B.V. 1982: A study of the benthic communities of twenty lakes in the South Island, New Zealand. - Freshw. Biol. 12: 123-138.
Tolonen, K.T. & Hämäläinen, H. 2001: Pohjaeläinnäytteenotto järvien kivikkorannoilla: kahden menetelmän vertailu. - Publications of Karelian Institute 133: 340-344.
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. - Arch. Hydrobiol. 152: 39-67.
Townsend, C.R., Scarsbrook, M.R. & Dolédec, S. 1997: Quantifying disturbance in streams: alternative measures of disturbance in relation to macroinvertebrate species traits and species richness. - J. N. Am. Benthol. Soc. 16: 531-544.
Trexler, J.C. & Travis, J. 1993: Nontraditional regression analyses. - Ecology 74: 1629-1637.
Vaarama, A. 1961: Lake Finland and its lake types. - Arch. Soc. Vanamo 16: suppl.: 33-38.
Varonen, O. 1985: Saimaan luonnontilaisten alueiden litoraali-sublitoraali -vyöhykkeiden pohjaeläimistöstä vuosina 1980-1983. Pro gradu-tutkielma. - 115 s. Biologian laitos.

Jyväskylän yliopisto.
Vesihallitus 1979: Pohjois-Karjalan vesien käytön kokonaissuunnitelma. - Vesihallituksen julkaisuja 27: 1-168.
Vinson, M.R. & Hawkins, C.P. 1998: Biodiversity of stream insects: variation at local, basin, and regional scales. - Annu. Rev. Entomol. 43: 271-293.
Wallace, I.D., Walllace, B. & Philipson, G.N. 1990: A key to the case-bearing caddis larvae of Britain and Ireland. - F.B.A. Scient. Publ. 51: 1-237.
Wallace, J.B., Grubaugh, J.W. & Whiles, M.R. 1996: Biotic indices and stream ecosystem processes: results from an experimental study. - Ecological Applications 6: 140-151.
Wiederholm, T. 1980: Use of benthos in lake monitoring. - J. Water Pollution Control Fed. 52: 537-547.
Winnell, M.H. & Jude, D.J. 1987: Benthic community structure and composition among rocky habitats in the Great Lakes and Keuka Lake, New York. - J. Great Lakes Res. 13: 3-17.

7 LIITTEET

Liite 1. Tutkimusaltailta mitatut ympäristömuuttujat ja kivikkorantojen EPT -taksonien esiintymistiheydet tutkimusvuosina kahtena näytteenottoajankohtana. Arvot ovat rinnakkaisten näytteiden, tutkimuslinjojen tai eri tutkimusvuosien keskiarvoja (suluissa pienin-suurin arvo), paitsi kokonaiskivipinta-ala (KiA) on kunkin tutkimusaltaan summa (suluissa näytteiden vaihteluväli). Altaista käytetyt lyhenteet ovat taulukossa 1. - = puuttuva arvo.

Liite 2. Näytteenottopaikan aaltotoiminnan voimakkuuden (*E*) ja näytteenottosyvyyden (m) välinen suhde.

Liite 3. Lahden Vesijärven ja Saimaan kivikkorantojen päivänkorentojen (Ephemeroptera), koskikorentojen (Plecoptera) ja vesiperhosten (Trichoptera) esiintymisaineiston yhteenvetotaulukko (*n* = 176). ka = keskiarvo, maks. = maksimi. Kaikki yksilötiheydet ovat m^{-2} kivipintaa kohden.

Liite 4. Päivänkorentojen (Ephemeroptera), koskikorentojen (Plecoptera) ja vesiperhosten (Trichoptera) esiintyminen kivikkorannoilla eri tutkimusaltailla ja ajankohtina (*n* = 176). Järvialtaista ja ajankohdista käytetyt lyhenteet ja sekä näytteiden määrät ovat taulukossa 2. Syvyys -sarakkeeseen on merkitty taksonin suosima syvyysvyöhyke (m), kun sen yksilöistä yli 70 % (alleviivattujen yli 90 %) esiintyi kyseisessä syvyysvyöhykkeessä. Tämä on laskettu vain taksoneille, jotka esiintyivät yli 10 %:ssa näytteistä, kun kunkin syvyysvyöhykkeen näytteet oli yhdistetty (*n = 62*).

Liite 5. Tutkimusaltaiden kivikkorantojen EPT-taksonien Shannon-diversiteetit eri näytteenottosyvyyksissä. Hajontana on SD. Näytteet ovat kesäkuun alusta paitsi VII = heinäkuun lopun näytteenotto.

Liite 6. EPT-lahkojen kokonaisyksilömäärien, EPT-lahkojen ja 16 yleisimmän taksonin yksilöiden suhteelliset osuudet (%) näytteenottopaikan aaltotoiminnan voimakkuuden (*E*) (*n* = 151) suhteen Lahden Vesijärven ja Saimaan kivikkorannoilla.

Liite 7. EPT-lahkojen ja kahdeksan yleisimmän taksonin yksilöiden suhteelliset osuudet (%) kummallakin syvyysvyöhykkeellä (alle 0,5 m ja yli 0,5 m) järvialtaan / tutkimuslinjan kokonaisfosforipitoisuuden P ($\mu g\ l^{-1}$) (*n* = 40) suhteen Lahden Vesijärven ja Saimaan kivikkorannoilla. Huomaa, että y-akselin skaala vaihtelee kuvissa.

Liite 8. I) Matalan (<0,5 m) ja II) syvän (>0,5 m) näytteenottosyvyyden kahden näytteenottoajankohdan (kesäkuun alku ja heinäkuun loppu) kivikkorantojen EPT-taksoninäytteiden kanonisen korrespondenssianalyysin (CCA) tulokset [KI = kokonaisinertia (= kok. varianssi)]. Vuoden 1981 näytteet eivät ole mukana analyysissä (ks tarkemmin teksti yllä). A) Ominaisarvot, Pearsonin LC-WA -korrelaatiot (McCune 1997) (= laji-ympäristö -korrelaatiot PC-ORD -ohjelmassa), ympäristömuuttujamatriisin selittävä osuus ja kumulatiivinen osuus lajimatriisin varianssista (%) sekä Monte Carlo satunnaisuuden testin merkitsevyydet oordinaatioakseleille 1, 2 ja 3. B) Ympäristömuuttujien ja ordinaatioakselien väliset *inter-set* -korrelaatiot.

Liite 1. Tutkimusaltailta mitatut ympäristömuuttujat ja kivikkorantojen EPT -taksonien esiintymistiheydet tutkimusvuosina kahtena näytteenottoajankohtana. Arvot ovat rinnakkaisten näytteiden, tutkimuslinjojen tai eri tutkimusvuosien keskiarvoja (suluissa pienin-suurin arvo), paitsi kokonaiskivipinta-ala (KiA) on kunkin tutkimusaltaan summa (suluissa näytteiden vaihteluväli). Altaista käytetyt lyhenteet ovat taulukossa 1. - = puuttuva arvo.

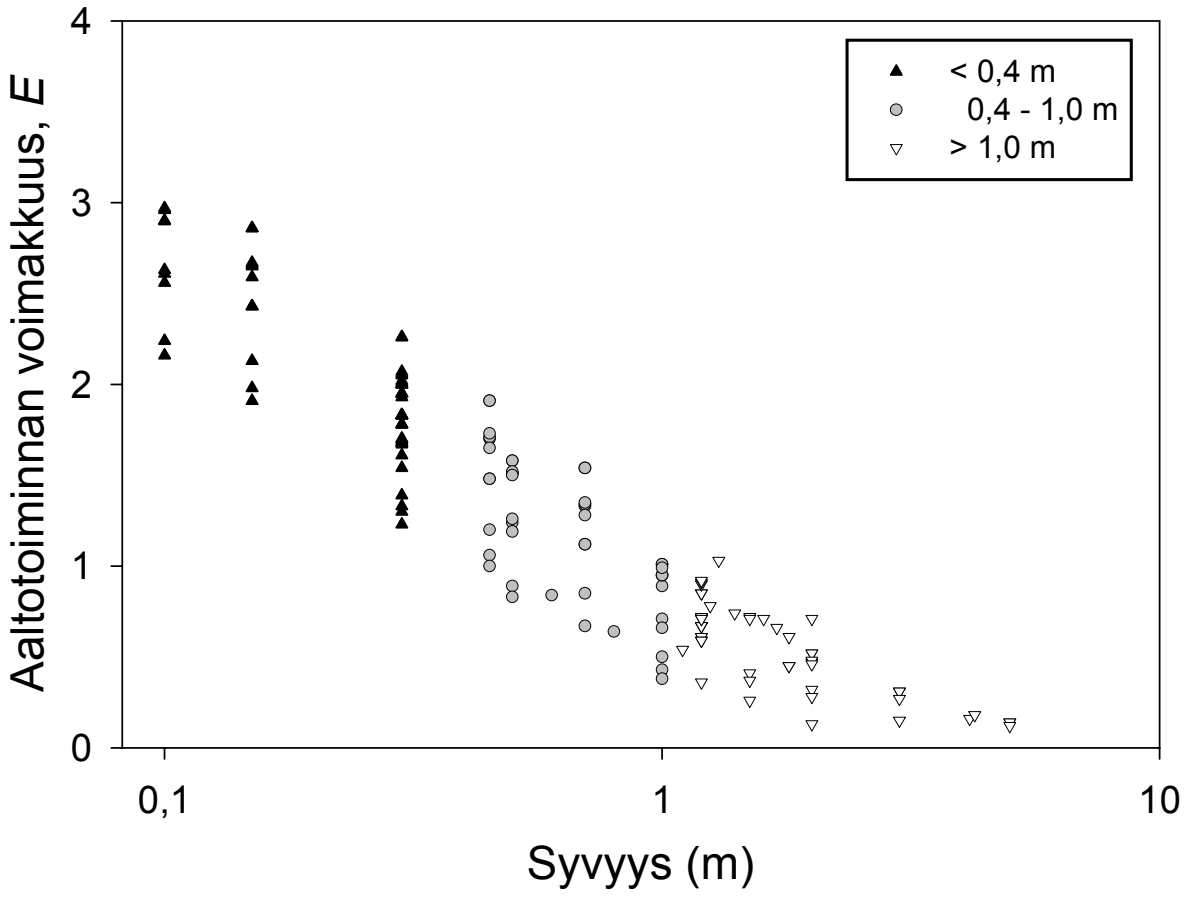
	Kesäkuun alku						
	Ve 2000	Pa 2000	Or 80-83 [1)]	Pu 80-83 [1)]	Li 80-83 [1)]	PS 80-83 [1)]	Py 1998
Jyrkkyys (°)	9,4 (6,7-10,8)	4,7 (3,6-5,7)	10,9	2,4	5,7	5,3	3,3
Kokonais-P (μg l^{-1})	27,0 (16-33)	9,5 (8-11)	10,1	5,3	6,5	13,8	9,0 (9-9)
Kokonais-N (μg l^{-1})	641 (486-836)	539 (460-618)	400	270	437	358	357 (351-375)
Klorofylli-*a* (μg l^{-1})	6,7 (5,7-8,2)	2,1 (1,5-2,7)	-	-	-	-	5,0 (4,9-5,1)
Väri (mg Pt l^{-1})	13 (10-15)	50 (50-50)	63	6	27	20	43 (40-50)
Näkösyvyys (m)	2,2 (2,1-2,4)	3,2 (2,9-3,5)	2,3	8,1	4,5	3,4	2,1
WEF (km)	1,9 (1,2-2,8)	2,8 (2,7-3,0)	1,0 (0,9-1,2)	2,5 (2,3 -2,8)	2,4 (2,0-2,8)	0,4 (0,4-0,4)	5,9
Aaltotoim. voimakkuus, *E*	1,2 (0,6-2,0)	1,3 (0,7-1,8)	1,2 (0,1-2,7)	1,0 (0,1-3,0)	1,5 (0,4-2,9)	1,1 (0,1-2,2)	2,1 (1,5-2,9)
Kivien läpimitta (cm)	8,7 (6,3-11,8)	6,7 (5,8-7,7)	-	-	-	-	8,4 (6,8-9,6)
KiA / 1 m^2 pohja (m^2)	1,8 (1,4-2,6)	2,0 (1,2-3,1)	-	-	-	-	2,7 (2,3-3,7)
Ephemeroptera (yks. m^{-2} KiA)	222,6 (44,7-450,4)	10,9 (1,1-35,2)	8,0 (0-25,5)	12,5 (0-56,4)	9,5 (0-27,3)	8,9 (0-35,3)	253,7 (126,3-414,7)
Plecoptera (yks. m^{-2} KiA)	4,4 (0-15,3)	0,2 (0-2,0)	0,0 (0-0,8)	0,1 (0-1,7)	0,4 (0-4,4)	0,0 (0-0)	1,5 (0-3,1)
Trichoptera (yks. m^{-2} KiA)	565,6 (169,4 -1216,8)	49,7 (3,7-209,2)	51,5(0-188,5)	30,5 (0-122,2)	14,6 (0-48,9)	97,4 (1,6-296,2)	42,3 (10,9-111,6)
EPT (yks. m^{-2} KiA)	792,6 (274,2 -1667,2)	60,8 (5,7-214,9)	59,5 (4,9-192,3)	43,2 (1,7-122,2)	24,5 (1,8-64,9)	106,3 (3,6-296,2)	297,5 (167,0-449,2)
Kokonais-KiA (m^2)	6,2 (0,4-0,7)	6,9 (0,3-0,9)	16,2 (0,3-1,4)	19,8 (0,3-1,1)	12,0 (0,3-1,1)	9,8 (0,4-1,2)	3,1 (0,6-1,0)

Liite 1. Jatkuu.

	Kesäkuun alku	Heinäkuun loppu			Kaikki altaat		
	Pu 1998	Pu 1997	Py 1997	Ha 1997	Ka (min.-maks.)	SD	Mediaani
Jyrkkyys (°)	9,9	6,8 (5,2-9,9)	3,9 (2,3-6,1)	5,4 (4,1-6,3)	5,9 (2,3-10,9)	3,0	5,7
Kokonais-P (μg l^{-1})	5,0 (5-5)	4,3 (4-5)	11,0 (9-14)	19,2 (16-24)	10,5 (4-33)	6,7	90
Kokonais-N (μg l^{-1})	276 (259-293)	277 (259-313)	376 (351-397)	456 (375-532)	389,6 (259-836)	116	381
Klorofylli-*a* (μg l^{-1})	1,5 (1,2-1,7)	1,3 (1,0-1,7)	5,2 (3,8-6,9)	9,1 (6,4-11,0)	4,7 (1,0-11,0)	3,1	49
Väri (mg Pt l^{-1})	8 (5-10)	8 (5-15)	53 (40-70)	39 (35-40)	29,8 (5-70)	21,3	269
WEF (km)	1,6	2,2 (1,6-2,7)	4,1 (2,7-5,9)	0,7 (0,6-1,0)	2,1 (0,4-5,9)	1,3	23
Näkösyvyys (m)	5	6,5 (5,0-7,5)	2,2 (2,1-2,3)	2,1 (2,0-2,3)	4,2 (2,0-8,1)	2,3	34
Aaltotoim. voimakkuus, *E*	1,3 (0,5-2,4)	1,5 (0,5-2,7)	1,6 (0,7-2,9)	1,0 (0,3-2,1)	1,3 (0,1-3,0)	0,8	12
Kivien läpimitta (cm)	7,9 (6,1-9,3)	8,1 (5,5-10,5)	8,1 (5,6-11,0)	9,2 (4,8-15,9)	8,2 (4,8-15,9)	1,8	80
KiA / 1 m^2 pohja (m^2)	3,0 (2,7-3,3)	2,9 (2,5-3,6)	2,9 (2,0-3,9)	2,7 (0,7-3,9)	2,6 (0,7-3,9)	0,8	25
Ephemeroptera (yks. m^{-2} KiA)	29,3 (12,9-66,4)	31,4 (3,5-95,5)	52,3 (0-325,4)	23,6 (3,5-77,8)	38,7 (0-450,4)	80,1	142
Plecoptera (yks. m^{-2} KiA)	2,3 (0-9,3)	27,7 (0-106,1)	33,4 (0-166,2)	2,2 (0-17,7)	7,0 (0-166,2)	21,5	0
Trichoptera (yks. m^{-2} KiA)	59,9 (1,2-112,2)	22,6 (0-60,1)	96,5 (3,5-739,2)	8,8 (0-24,8)	80,0 (0-1216,8)	175,9	177
EPT (yks. m^{-2} KiA)	91,5 (21,1-178,6)	81,4 (21,2-148,6)	182,2 (7,1-1230,9)	34,6 (3,5-102,6)	161,9 (1,7-1667,2)	244,7	42,4
					Yht. (näytteiden min.-maks.)	SD	Mediaani
Kokonais-KiA (m^2)	5,1 (0,8-0,8)	14,7 (0,7-1,0)	14,7 (0,6-1,1)	13,7 (0,2-1,1)	122,2 (0,2-1,4)	0,2	0,7

[1)] Vesikemian arvot ovat vuosien 1978-83 keskiarvoja julkaisusta Granberg (1985).

Liite 2. Näytteenottopaikan aaltotoiminnan voimakkuuden (*E*) ja näytteenottosyvyyden (m) välinen suhde.



Liite 3. Lahden Vesijärven ja Saimaan kivikkorantojen päivänkorentojen (Ephemeroptera), koskikorentojen (Plecoptera) ja vesiperhosten (Trichoptera) esiintymisaineiston yhteenvetotaulukko (*n* = 176). ka = keskiarvo, maks. = maksimi. Kaikki yksilötiheydet ovat kivipintaa (yks. m^{-2} KiA) kohden.

Taksoni	Kok. yks. määrä [1)]	ka yks. m^{-2} [2)]	Osuus (%) [3)]	Näytt. lkm, joissa läsnä	ka yks. m^{-2} kun läsnä	maks. yks. m^{-2} kun läsnä	mediaani yks. m^{-2} kun läsnä
Ephemeroptera	6814	39	3089	162	42	450	15
Baetis fuscatus L.	857	5	389	28	31	244	15
Baetis spp.	23	0	11	1	23	23	23
Caenis horaria L.	606	3	275	48	13	75	5
C. lactea Burm.	53	0	24	8	7	18	5
C. luctuosa Burm.	882	5	400	24	37	128	21
C. rivulorum Etn.	2291	13	1039	41	56	397	7
Caenis spp.	65	0	30	17	4	24	2
Centroptilum luteolum Müll.	323	2	146	39	8	46	4
Cloeon dipterum L.	4	0	2	1	4	4	4
Ephemerella ignita Poda	53	0	24	7	8	25	4
Ephemera vulgata L.	49	0	22	8	6	11	4
Ecdyonurus joernensis Bgtss.	350	2	159	23	15	64	11
H. dalecarlica Bgtss.	899	5	408	69	13	95	8
H. fuscogrisea Retz.	13	0	6	6	2	4	2
H.sulphurea Müll.	1	0	0	1	1	1	1
Heptagenia spp.	158	1	71	20	8	35	6
Leptophlebia marginata L.	41	0	19	12	3	11	3
L. vespertina. L.	29	0	13	10	3	9	2
Leptophlebia spp.	12	0	5	4	3	6	2
Metretobus borealis Etn.	4	0	2	1	4	4	4
Procloeon bifidum Bgtss.	53	0	24	10	5	14	4
Siphlonurus alternatus Say.	15	0	7	6	2	4	3
Siphlonuridae spp.	34	0	15	5	7	19	5
Plecoptera	1224	7	555	50	24	166	9
Diura bicaudata L.	174	1	79	22	8	28	4
Leuctra fusca L.	987	6	447	31	32	149	18
Leuctra spp.	55	0	25	8	7	15	7
Nemoura cinerea Retz.	4	0	2	1	4	4	4
Nemouridae	3	0	1	2	1	1	1
Perlidae	2	0	1	1	2	2	2
Trichoptera	14027	80	6360	167	84	1217	24
Agraylea spp.	6	0	3	3	2	2	2
Agrypnia varia Fabr.	3	0	2	2	2	2	2
Anabolia laevis Zett.	2	0	1	1	2	2	2
Apatania stigmatella Zett.	16	0	7	6	3	4	3
A. wallengreni McL.	31	0	14	9	3	12	2
A. wallengreni McL. pupa	3	0	1	1	3	3	3
Apatania spp.	38	0	17	8	5	9	5
Athripsodes aterrimus Steph.	61	0	28	11	6	18	4
A. cinereus Curt.	426	2	193	55	8	61	4
Athripsodes spp.	129	1	59	18	7	32	4
Ceraclea annulicornis Steph.	27	0	12	8	3	9	2
C. annulicornis Steph. pupa	5	0	2	2	2	3	2
C. dissimilis Steph.	966	5	438	19	51	267	31
C. nigronervosa Retz.	18	0	8	5	4	6	4
C. senilis Burm.	7	0	3	2	3	5	3
Ceraclea spp.	20	0	9	7	3	7	2

Liite 3. Jatkuu.

Taksoni	Kok. yks. määrä [1]	ka yks. m^{-2} [2]	Osuus (%) [3]	Näytt. lkm, joissa läsnä	ka yks. m^{-2} kun läsnä	maks. yks. m^{-2} kun läsnä	mediaani yks. m^{-2} kun läsnä
Chaetopteryx villosa Fabr.	71	0	32	11	6	25	4
Cyrnus flavidus McL.	44	0	20	7	6	15	4
C. trimaculatus Curt.	815	5	369	55	15	104	7
Ecnomus tenellus Ramb.	668	4	303	23	29	290	4
Goera pilosa Fabr.	27	0	12	8	3	5	4
Halesus radiatus Curt.	2	0	1	2	1	1	1
Halesus spp.	20	0	9	5	4	13	2
Holocentropus dubius Ramb.	21	0	10	9	2	6	2
H. picicornis Steph.	30	0	14	5	6	11	6
Holocentropus spp.	4	0	2	1	4	4	4
Hydropsyche contubernalis McL.	1352	8	613	33	41	711	7
Hydropsychidae	13	0	6	2	7	11	7
Hydroptila tineoides Palm.	2	0	1	1	2	2	2
Hydroptila spp. larva	1606	9	728	47	34	287	7
Hydroptila spp. pupa	330	2	150	7	47	94	47
Hydroptilidae	2	0	1	1	2	2	2
Lepidostoma hirtum Fabr.	210	1	95	33	6	30	4
Leptoceridae	38	0	17	8	5	10	5
Limnephilus rhombicus L.	1	0	1	1	1	1	1
Limnephilus spp.	12	0	5	3	4	7	4
Limnephilidae	35	0	16	12	3	6	3
Lype phaeopa Steph.	2	0	1	1	2	2	2
L. reducta Hagen	4	0	2	1	4	4	4
Molanna albicans Zett.	4	0	2	1	4	4	4
M. angustata Curt.	5	0	2	2	2	4	2
M. submarginalis McL.	14	0	6	4	4	4	4
Molanna spp. pupa	4	0	2	1	4	4	4
Mystacides nigra L.	1	0	0	1	1	1	1
M. azureus L.	35	0	16	10	3	8	4
M. longicornis L.	2	0	1	1	2	2	2
Mystacides spp.	2	0	1	2	1	1	1
Neureclipsis bimaculata L.	218	1	99	17	13	67	6
Oecetis furva Ramb.	4	0	2	1	4	4	4
O. lacustris Pict.	18	0	8	5	4	4	4
O. ochracea Curt.	19	0	9	5	4	8	4
O. testacea Curt.	18	0	8	5	4	7	2
Oecetis spp.	15	0	7	6	3	4	3
Orthotrichia spp.	439	2	199	11	40	133	23
Oxyethira spp.	21	0	9	7	3	5	4
Plectrocnemia conspersa Curt.	1	0	1	1	1	1	1
Polycentropus flavomaculatus Pict.	1029	6	466	73	14	84	9
Polycentropodidae	30	0	14	4	8	18	5
Potamophylax latipennis Curt.	12	0	5	4	3	4	4
Psychomyia pusilla Fabr.	1223	7	555	24	51	390	18
Psychomyidae	14	0	7	2	7	11	7
Tinodes waeneri L.	2921	17	1324	51	57	666	16
Triaenodes bicolor Curt.	4	0	2	2	2	2	2
Trichoptera pupa indet.	25	0	11	6	4	8	4
Trichoptera indet.	870	5	394	62	14	181	0

[1] Kokonaisyksilömäärä on kaikkien näytteiden (n = 176) yksilötiheyksien (m^{-2}) summa.

[2] Yksilötiheyden keskiarvo on saatu jakamalla kokonaisyksilömäärä kaikkien näytteiden lukumäärällä.

[3] Kokonaisyksilömäärän osuus kaikkien taksonien kokonaisyksilömäärien summasta (44120 yks.).

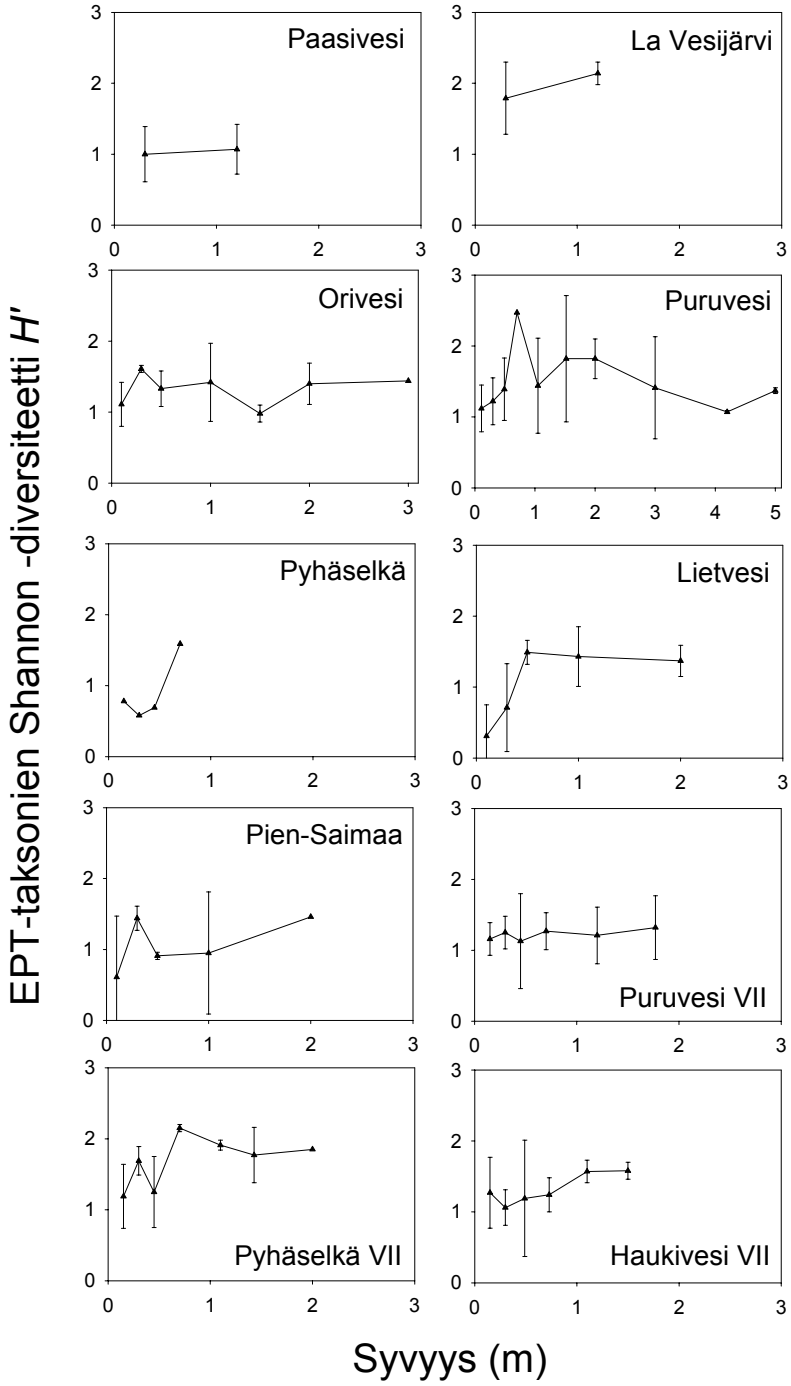
Liite 4. Päivänkorentojen (Ephemeroptera), koskikorentojen (Plecoptera) ja vesiperhosten (Trichoptera) esiintyminen kivikkorannoilla eri tutkimusaltailla ja ajankohtina (*n* = 176). Järvialtaista ja ajankohdista käytetyt lyhenteet ja sekä näytteiden määrät ovat taulukossa 2. Syvyys -sarakkeeseen on merkitty taksonin suosima syvyysvyöhyke (m), kun sen yksilöistä yli 70 % (alleviivattujen yli 90 %) esiintyi kyseisessä syvyysvyöhykkeessä. Tämä on laskettu vain taksoneille, jotka esiintyivät yli 10 %:ssa näytteistä, kun kunkin syvyysvyöhykkeen näytteet oli yhdistetty (*n = 62*).

Nro	Taksoni	Lyhenne	Syvyys	Järvialtaat, joiden näytteissä taksoni esiintyi									
	Ephemeroptera			Ve	Pa	Or	Pu	Li	PS	Py	Pu7	Py7	Ha7
1	*Baetis fuscatus* L.	Baetfusc	<u><0,5</u>	Ve	Pa		Pu	Li			Pu7	Py7	Ha7
2	*Baetis* spp.	Baetsp				Or							
3	*Caenis horaria* L.	Caenhora		Ve	Pa	Or	Pu		PS	Py		Py7	Ha7
4	*C. lactea* Burm.	Caenlact											Ha7
5	*C. luctuosa* Burm.	Caenluct	>0,5	Ve			Pu		PS		Pu7		
6	*C. rivulorum* Etn.	Caenrivu		Ve	Pa	Or	Pu	Li		Py		Py7	
7	*Caenis* spp.	Caensp			Pa	Or	Pu	Li	PS				Ha7
8	*Centroptilum luteolum* Müll.	Centlute	>0,5	Ve		Or	Pu	Li	PS		Pu7	Py7	Ha7
9	*Cloeon dipterum* L.	Cloedipt										Py7	
11	*Ephemerella ignita* Poda	Ephemign											Ha7
12	*Ephemera vulgata* Müll.	Ephevulg					Pu		PS			Py7	Ha7
10	*Ecdyonurus joernensis* Bgtss.	Ecdyjoer	<0,5								Pu7	Py7	
13	*H. dalecarlica* Bgtss.	Heptdale		Ve	Pa	Or	Pu	Li	PS	Py	Pu7	Py7	
14	*H. fuscogrisea* Retz.	Heptfusc				Or			PS	Py			Ha7
16	*H.sulphurea* Müll.	Heptsulp							PS				
15	*Heptagenia* spp.	Heptsp			Pa	Or	Pu	Li	PS				
17	*Leptophlebia marginata* L.	Leptmarg				Or	Pu	Li	PS	Py			
19	*L. vespertina.* L.	Leptvesp				Or	Pu	Li	PS				
18	*Leptophlebia* spp.	Leptsp		Ve		Or	Pu						
20	*Metretobus borealis* Etn.	Metrbore									Pu7		
21	*Procloeon bifidum* Bgtss.	Procbifi									Pu7	Py7	Ha7
22	*Siphlonurus alternatus* Say.	Siphalte				Or	Pu				Pu7	Py7	
23	Siphlonuridae spp.	Siphldsp					Pu	Li		Py			
	Plecoptera			Ve	Pa	Or	Pu	Li		Py	Pu7	Py7	Ha7
24	*Diura bicaudata* L.	Diurbica	<0,5				Pu	Li		Py	Pu7	Py7	Ha7
25	*Leuctra fusca* L.	Leucfusc									Pu7	Py7	Ha7
26	*Leuctra* spp.	Leucsp		Ve	Pa					Py			
27	*Nemoura cinerea* Retz.	Nemocine										Py7	
28	Nemouridae	Nemordsp						Li					
29	Perlidae	Perlidsp		Ve									
	Trichoptera			Ve	Pa	Or	Pu	Li	PS	Py	Pu7	Py7	Ha7
30	*Agraylea spp.*	Agrasp					Pu						
31	*Agrypnia varia* Fabr.	Agryvari					Pu						
32	*Anabolia laevis* Zett.	Anablaev					Pu						
34	*Apatania stigmatella* Zett.	Apatstig			Pa		Pu			Py		Py7	
35	*A. wallengreni* McL.	Apatwall	>0,5			Or	Pu	Li	PS	Py			
36	*A. wallengreni* McL. pupa	Apatwapu							PS				
33	*Apatania* spp.	Apatsp	>0,5			Or	Pu		PS			Py7	
37	*Athripsodes aterrimus* Steph.	Athrater	<u>>0,5</u>		Pa	Or	Pu		PS				
38	*A. cinereus* Curt.	Athrcine		Ve	Pa	Or	Pu	Li	PS	Py	Pu7	Py7	Ha7
39	*Athripsodes* spp.	Athrsp		Ve	Pa	Or	Pu					Py7	Ha7
40	*Ceraclea annulicornis* Steph.	Ceraannu		Ve			Pu	Li	PS	Py			
41	*C. annulicornis* Steph. pupa	Ceraanpu				Or	Pu						
42	*C. dissimilis* Steph.	Ceradiss		Ve	Pa	Or	Pu	Li				Py7	
43	*C. nigronervosa* Retz.	Ceranigr		Ve		Or						Py7	Ha7
44	*C. senilis* Burm.	Ceraseni					Pu						
45	*Ceraclea* spp.	Cerasp		Ve	Pa	Or						Py7	

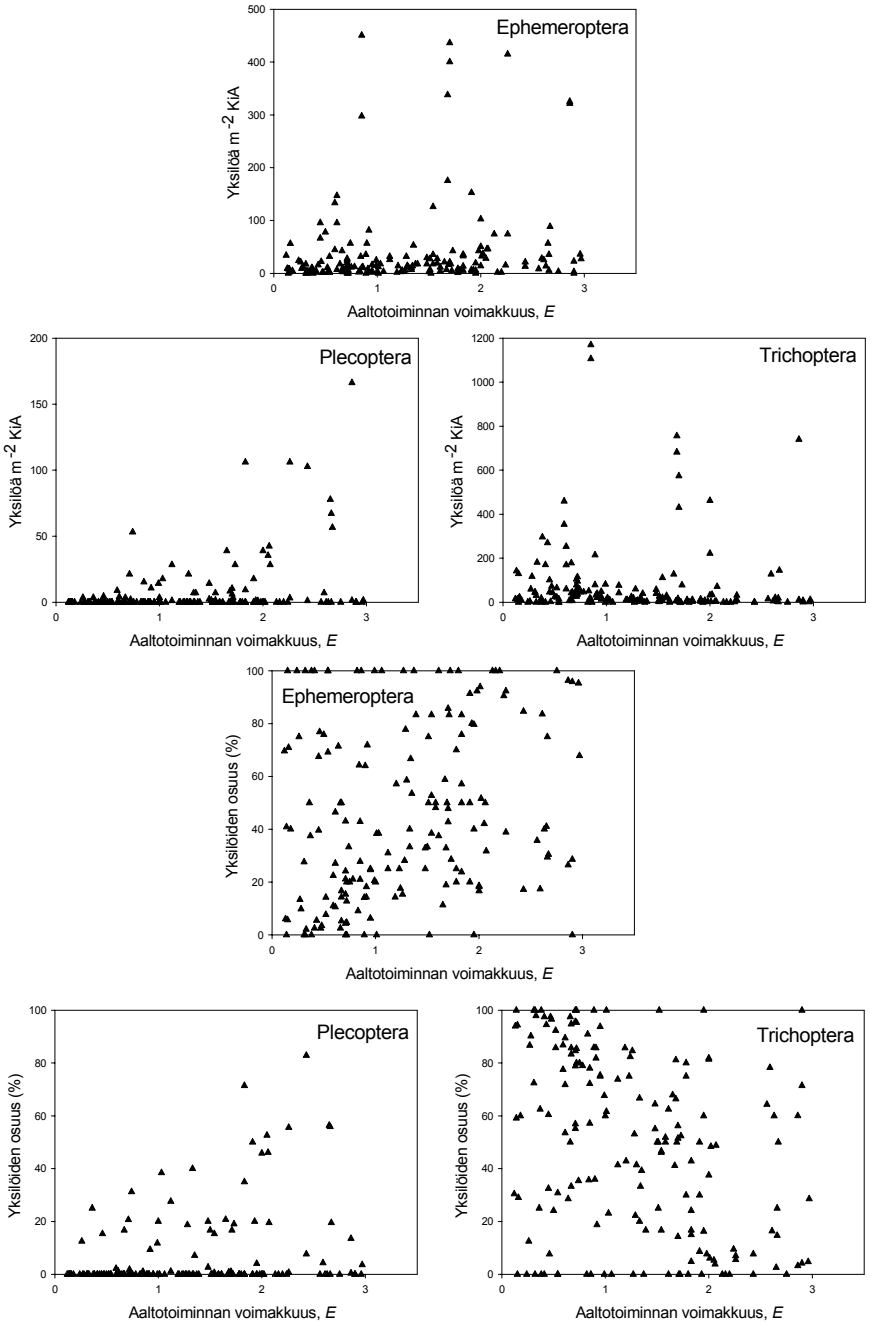
Liite 4. Jatkuu.

Nro	Taksoni	Lyhenne	Syvyys	Järvialtaat, joiden näytteissä taksoni esiintyi									
46	*Chaetopteryx villosa* Fabr.	Chaevill	<0,5								Pu7	Py7	Ha7
47	*Cyrnus flavidus* McL.	Cyrnflav				Or	Pu	Li					Ha7
48	*C. trimaculatus* Curt.	Cyrntrim	>0,5	Ve	Pa	Or	Pu	Li	PS		Pu7	Py7	Ha7
49	*Ecnomus tenellus* Ramb.	Ecnotene	>0,5	Ve		Or	Pu	Li	PS			Py7	Ha7
50	*Goera pilosa* Fabr.	Goerpilo	>0,5		Pa			Li				Py7	Ha7
51	*Halesus radiatus* Curt.	Haleradi				Or	Pu						
52	*Halesus* spp.	Halesp				Or	Pu	Li					
53	*Holocentropus dubius* Ramb.	Holodubi	>0,5	Ve		Or	Pu	Li	PS				
54	*H. picicornis* Steph.	Holopici			Pa		Pu						
55	*Holocentropus* spp.	Holosp									Pu7		
56	*Hydropsyche contubernalis* McL.	Hydrcont			Pa	Or	Pu	Li				Py7	
58	Hydropsychidae	Hydrpscd						Li			Pu7		
60	*Hydroptila tineoides* Palm.	Hydrtino				Or							
57	*Hydroptila* spp. larva	Hydrlasp		Ve	Pa	Or	Pu	Li	PS	Py	Pu7	Py7	Ha7
59	*Hydroptila* spp. pupa	Hydrpusp		Ve	Pa	Or			PS				
61	Hydroptilidae	Hydtdasp					Pu						
62	*Lepidostoma hirtum* Fabr.	Lepihirt		Ve	Pa	Or	Pu		PS	Py		Py7	
63	Leptoceridae	Leptocsp		Ve	Pa		Pu						
65	*Limnephilus rhombicus* L.	Limnrhom					Pu						
64	*Limnephilus* spp.	Limnesp						Li				Py7	
66	Limnephilidae	Limphdsp				Or	Pu	Li		Py			
67	*Lype phaeopa* Steph.	Lypephae				Or							
68	*L. reducta* Hagen	Lyperedu		Ve									
69	*Molanna albicans* Zett.	Molaalbi										Py7	
70	*M. angustata* Curt.	Molaangu					Pu						Ha7
72	*M. submarginalis* McL.	Molasubm											Ha7
71	*Molanna* spp. pupa	Molapusp				Or							
75	*Mystacides nigra* L.	Mystnigr							PS				
73	*M. azureus* L.	Mystazur	>0,5			Or	Pu		PS			Py7	Ha7
74	*M. longicornis* L.	Mystlong					Pu						
76	*Mystacides* spp.	Mystsp					Pu						
77	*Neureclipsis bimaculata* L.	Neurbima		Ve	Pa	Or	Pu	Li		Py		Py7	
78	*Oecetis furva* Ramb.	Oecefurv											Ha7
79	*O. lacustris* Pict.	Oecelacu									Pu7	Py7	Ha7
80	*O. ochracea* Curt.	Oeceochr					Pu				Pu7	Py7	
82	*O. testacea* Curt.	Oecetest		Ve		Or	Pu						
81	*Oecetis* spp.	Oecesp	>0,5		Pa		Pu		PS		Pu7	Py7	
83	*Orthotrichia* spp.	Orthotsp		Ve									
84	*Oxyethira* spp.	Oxyesp			Pa	Or	Pu					Py7	
85	*Plectrocnemia conspersa* Curt.	Pleccons					Pu						
87	*Polycentropus flavomaculatus* Pict.	Polyflav	>0,5	Ve	Pa	Or	Pu	Li	PS	Py	Pu7	Py7	Ha7
86	Polycentropodidae	Polycesp		Ve	Pa		Pu						
88	*Potamophylax latipennis* Curt.	Potalati					Pu					Py7	
90	*Psychomyia pusilla* Fabr.	Psycpusi		Ve	Pa	Or				Py			
89	Psychomyidae	Psycmdsp			Pa		Pu						
91	*Tinodes waeneri* L.	Tinowaen	>0,5	Ve	Pa	Or	Pu	Li	PS				
92	*Triaenodes bicolor* Curt.	Trianbico					Pu						
93	Trichoptera pupa indet.	Tricpusp		Ve		Or	Pu		PS				
94	Trichoptera indet.	Trichosp		Ve	Pa	Or							

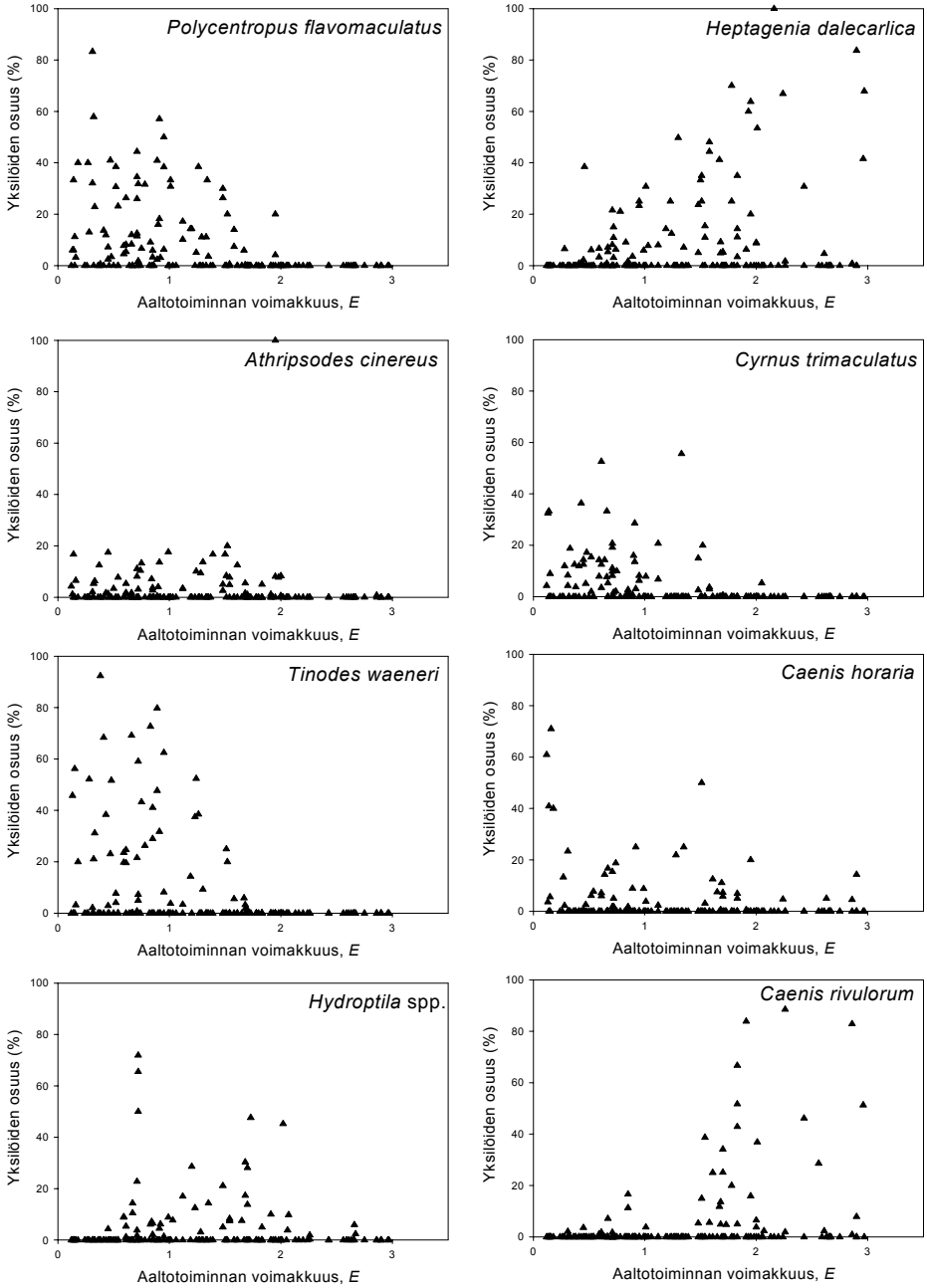
Liite 5. Tutkimusaltaiden kivikkorantojen EPT-taksonien *Shannon*in diversiteetti-indeksit eri näytteenottosyvyyksissä. Hajontana on SD. Näytteet ovat kesäkuun alusta paitsi VII = heinäkuun lopun näytteenotto.



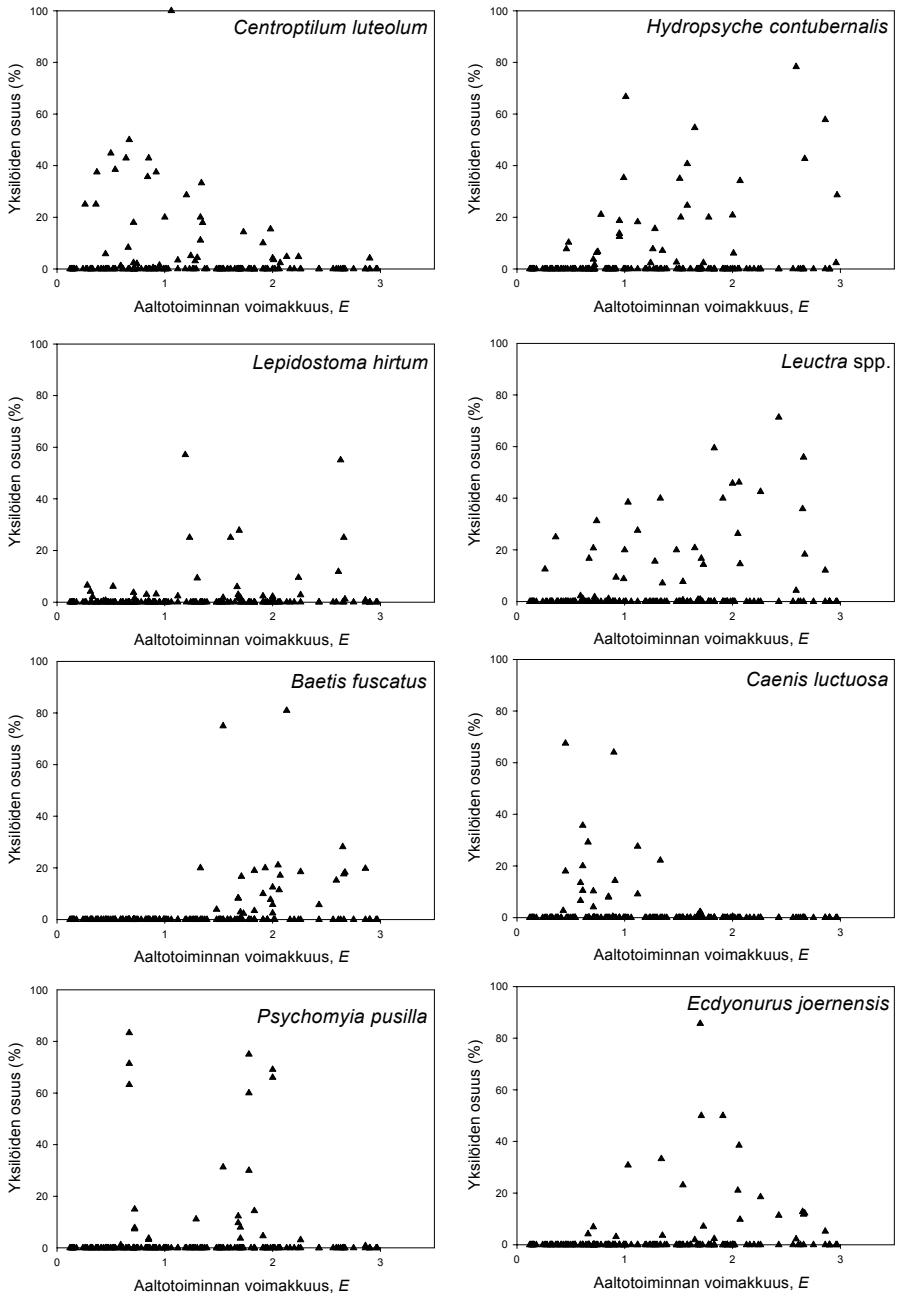
Liite 6. EPT-lahkojen kokonaisyksilömäärien ja EPT-lahkojen ja 24 yleisimmän taksonin yksilöiden suhteelliset osuudet (%) näytteenottopaikan aaltotoiminnan voimakkuuden (*E*) (*n* = 151) suhteen Lahden Vesijärven ja Saimaan kivikkorannoilla.



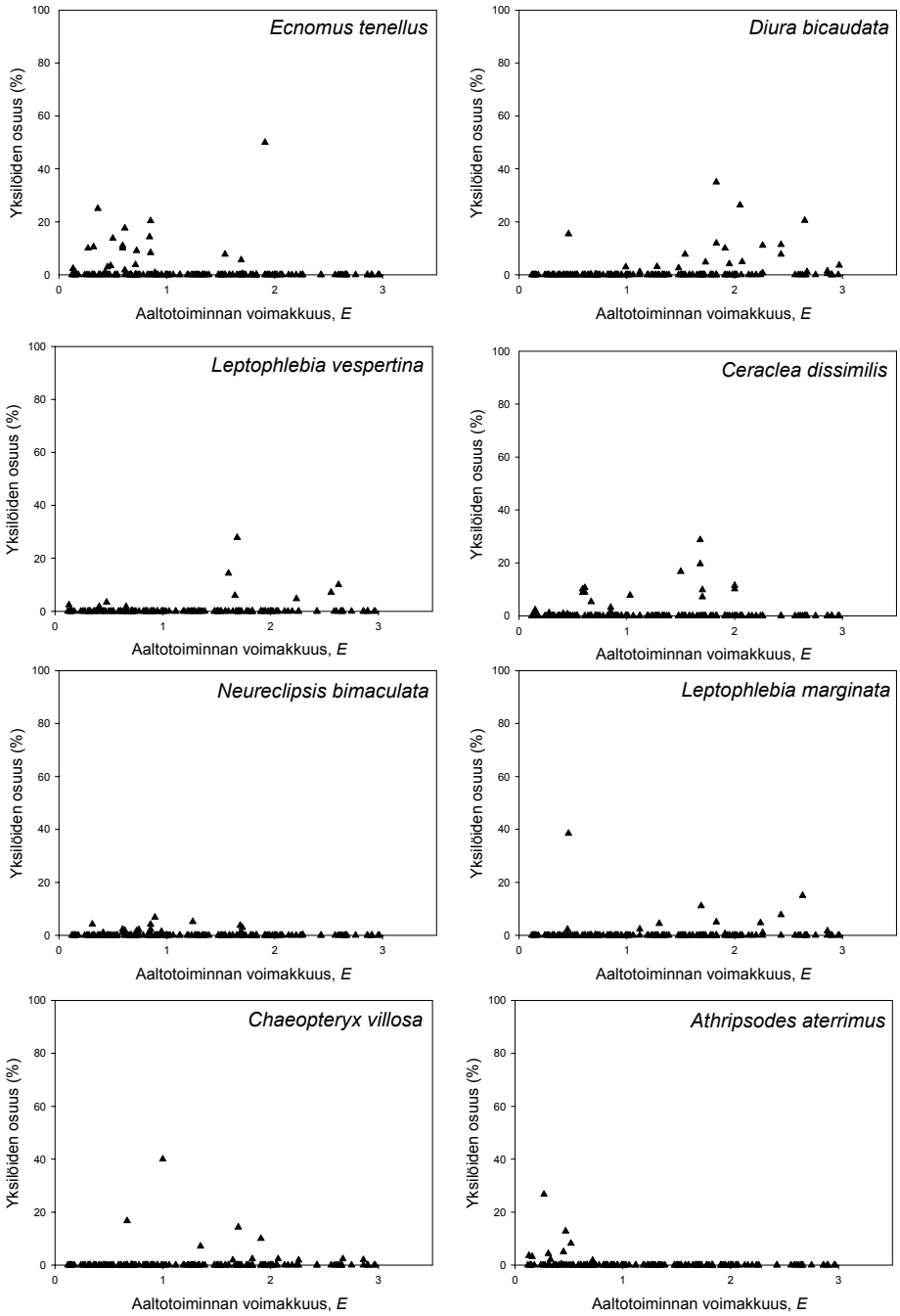
Liite 6. Jatkuu.



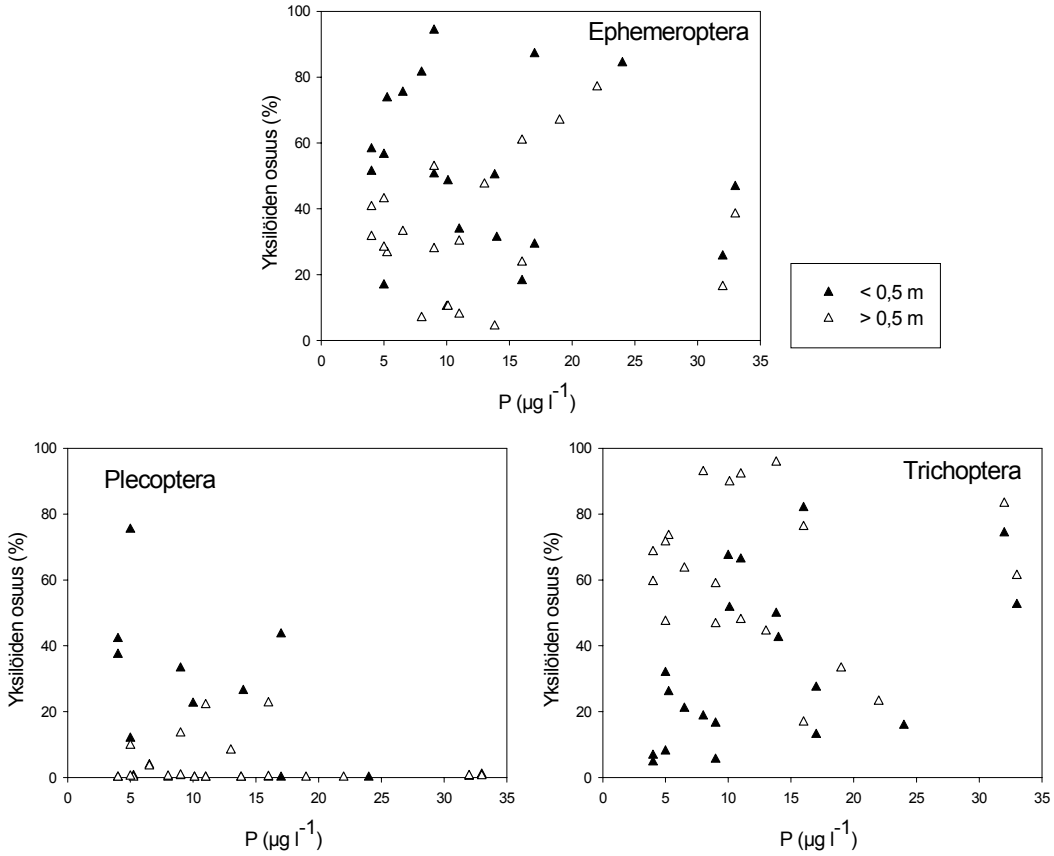
Liite 6. Jatkuu.



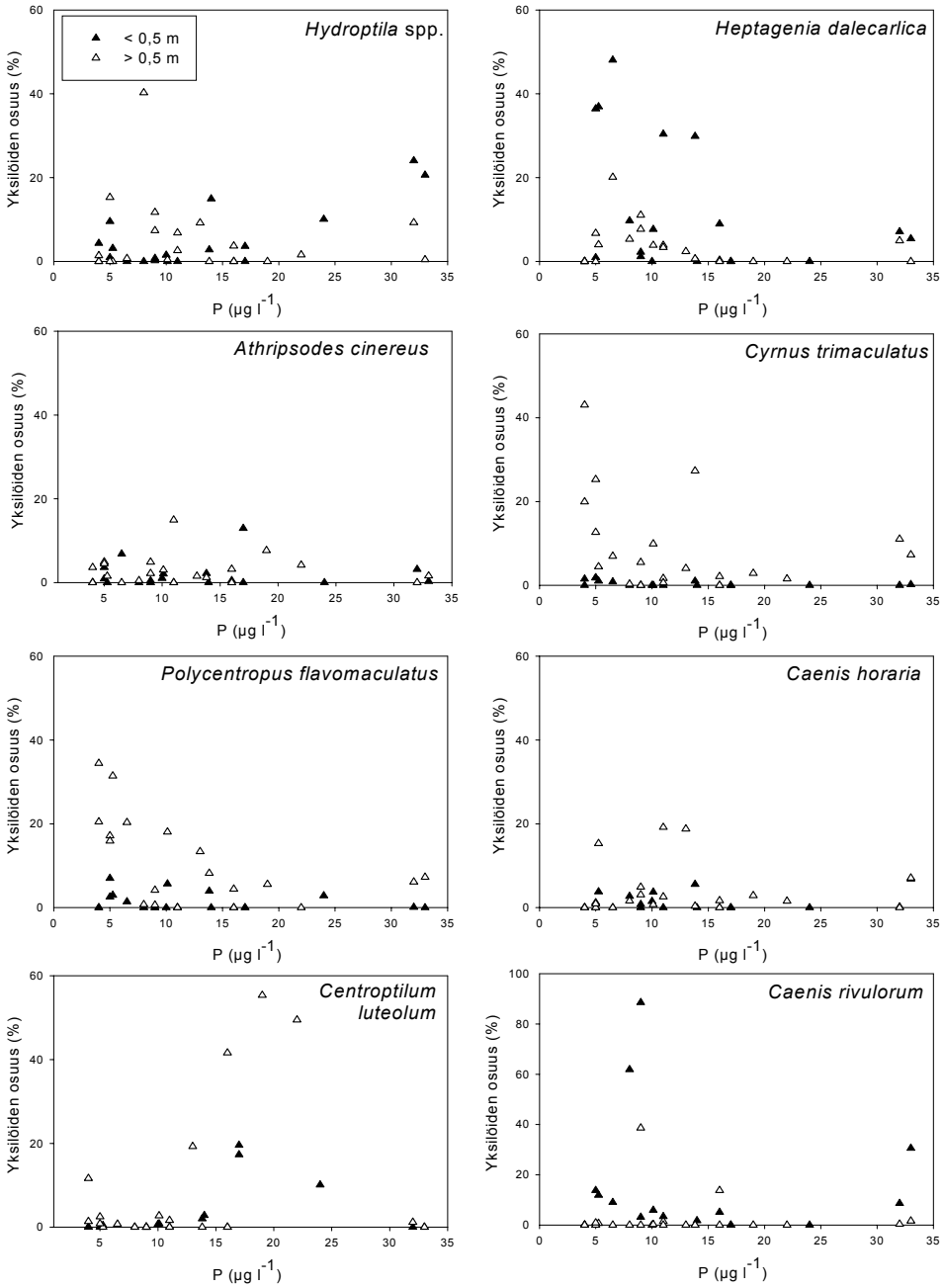
Liite 6. Jatkuu.



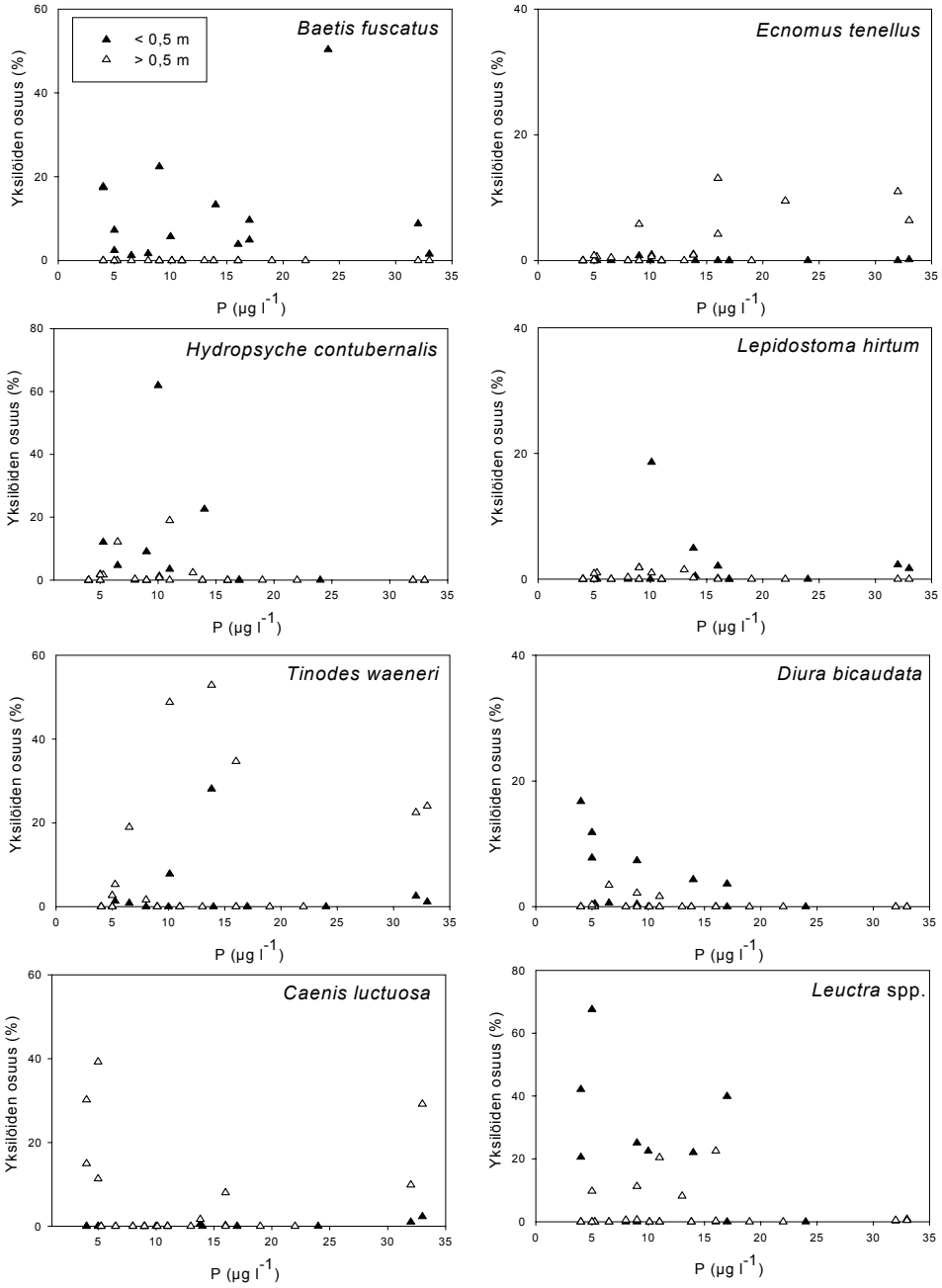
Liite 7. EPT-lahkojen ja kahdeksan yleisimmän taksonin yksilöiden suhteelliset osuudet (%) kummallakin syvyysvyöhykkeellä (alle 0,5 m ja yli 0,5 m) järvialtaan / tutkimuslinjan kokonaisfosforipitoisuuden P (µg l^{-1}) (n = 40) suhteen Lahden Vesijärven ja Saimaan kivikkorannoilla. Huomaa, että y-akselin skaala vaihtelee kuvissa.



Liite 7. Jatkuu.



Liite 7. Jatkuu.



Liite 8. I) Matalan näytteenottosyvyyden (<0,5 m) kahden näytteenottoajankohdan (kesäkuun alku ja heinäkuun loppu) kivikkorantojen EPT-taksoninäytteiden kanonisen korrespondenssianalyysin (CCA) tulokset [KI = kokonaisinertia (= kok. varianssi)]. Vuoden 1981 näytteet eivät ole mukana analyysissä (ks tarkemmin teksti yllä). A) Ominaisarvot, Pearsonin LC-WA -korrelaatiot (McCune 1997) (= laji-ympäristö -korrelaatiot PC-ORD -ohjelmassa), ympäristömuuttujamatriisin selittävä osuus ja kumulatiivinen osuus lajimatriisin varianssista (%) sekä Monte Carlo satunnaisuuden testin merkitsevyydet oordinaatioakseleille 1, 2 ja 3. B) Ympäristömuuttujien ja ordinaatioakselien väliset *inter-set* -korrelaatiot.

Matala näytteenottosyvyys (<0,5 m)						
	Kesäkuun alku (KI = 6,029)			Heinäkuun loppu (KI = 4,248)		
Akselit	1	2	3	1	2	3
A)						
Ominaisarvo	0,424	0,366	0,286	0,587	0,311	0,232
Monte Carlo testi, *p*-arvo	0,002	0,001	0,001	0,001	0,021	0,079
LC-WA korrelaatio	0,965	0,883	0,905	0,975	0,934	0,887
Monte Carlo testi, *p*-arvo	0,001	0,001	0,001	0,002	0,035	0,235
Osuus lajimatriisista (%)	7,0	6,1	4,7	13,8	7,3	5,5
Kumulatiivinen (%)	7,0	13,1	17,9	13,8	21,1	26,6
B)						
Näytteenottosyvyys	-	-	-	-	-	-
Jyrkkyys	-0,449	0,397	-0,418	-0,009	0,699	0,113
Kok-P	-0,822	0,317	-0,217	0,555	-0,434	-0,015
Kok-N	-0,765	0,270	0,011	0,503	-0,357	-0,015
Klorofylli-*a*	-	-	-	0,571	-0,443	0,002
Väri	0,292	0,517	-0,096	0,231	-0,688	-0,204
Näkösyvyys	0,499	-0,670	0,129	-0,320	0,585	0,160
WEF	0,055	-0,060	0,652	-0,598	-0,254	0,123
Aaltotoim. voimakk., *E*	0,364	0,350	0,582	-0,394	-0,211	0,601
Kivien keskiläpimitta	-0,173	0,035	-0,164	-0,234	0,299	-0,079
Järvialtaan keskisyvyys	0,540	-0,256	0,498	-0,501	0,553	0,075

Liite 8 II). Syvän näytteenottosyvyyden (>0,5 m) kivikkorantojen EPT-taksoninäytteiden kanonisen korrespondenssianalyysin (CCA) tulokset. Muuten samoin kuten liite 8 I).

Syvä näytteenottosyvyys (>0,5 m)						
	Kesäkuun alku (KI = 4,661)			Heinäkuun loppu (KI = 4,205)		
Akselit	1	2	3	1	2	3
A)						
Ominaisarvo	0,365	0,277	0,215	0,553	0,459	0,294
Monte Carlo testi, *p*-arvo	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,002
LC-WA korrelaatio	0,970	0,929	0,846	0,977	0,973	0,967
Monte Carlo testi, *p*-arvo	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,002
Osuus lajimatriisista (%)	7,8	5,9	4,6	13,1	10,9	7,0
Kumulatiivinen (%)	7,8	13,8	18,4	13,1	24,1	31,1
B)						
Näytteenottosyvyys	-	-	-	-	-	-
Jyrkkyys	0,376	-0,698	-0,477	-0,596	0,426	-0,148
Kok-P	0,637	-0,651	0,328	0,840	0,397	0,027
Kok-N	0,711	-0,402	0,260	0,804	0,216	-0,061
Klorofylli-*a*	-	-	-	0,787	0,342	-0,177
Väri	0,292	-0,005	0,190	0,858	-0,219	-0,047
Näkösyvyys	-0,709	0,507	-0,045	-0,900	-0,005	0,114
WEF	0,342	0,615	0,042	-0,080	-0,813	-0,413
Aaltotoim. voimakk., *E*	0,514	0,255	-0,304	0,123	-0,585	-0,384
Kivien keskiläpimitta	-0,224	-0,459	0,412	0,344	0,045	0,209
Järvialtaan keskisyvyys	-0,190	0,784	-0,307	-0,891	-0,298	-0,190