

Pro gradu -tutkielma

**Hossan kalattomien lampien sulkahyttyslajisto ja
lajien esiintymisen yhteys ympäristötekijöihin**

Janika Ahola



Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ekologia ja evoluutiobiologia

15.05.2021

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta
Bio- ja ympäristötieteiden laitos
Ekologia ja evoluutiobiologia

Janika Ahola: Hossan kalattomien lampien sulkahyttyslajisto ja lajien esiintymisen yhteys ympäristötekijöihin
Pro gradu -tutkielma: 42 s., 2 liitettä (9 s.)
Työn ohjaajat: Dosentti Jukka Salmela, Dosentti Heikki Hämäläinen ja Dosentti Panu Halme
Tarkastajat: Dosentti Atte Komonen ja FT Merja Elo

5/2021

Hakusanat: elinympäristö, kaksisiipiset, pienvedet, sääsket, vesihyönteiset

Vesihyönteisillä on merkittävä rooli makeiden vesien ravintoverkossa, koska ne kattavat suuren osan vesien selkärangattomista. Eräs vesihyönteisheimon sulkahyttiset, joiden toukat ovat vesistöissä tärkeitä petoja sekä saaliita kaloille. Sulkahyttiset voidaan karkeasti jakaa järvi- ja lampilajeihin niiden elinympäristön perusteella. Tähän mennessä lauhkean vyöhykkeen tutkimuksissa on keskitytty järvilajeihin. Lampilajit, jotka elävät kalattomissa vesissä ovat huomattavasti tunnettuja. Suomesta on esimerkiksi hiljattain löydetty kaksi uutta lajia, joista toinen kuvattiin tieteelle uutena. Tutkimuksessa selvitettiin 1) Hossan alueen sulkahyttyslajistoa sekä 2) onko sulkahyttysten lajimäärä ja runsaus yhteydessä ympäristötekijöihin kalattomissa lammissa. Tutkimusalueelta valittiin 20 kalatonta lampea, joista kerättiin sulkahyttysten toukkia sekä mitattiin ympäristömuuttujia alku- ja loppukesällä. Alueelta löytyi kahdeksan lajia (73 % Suomen lajeista) kaikista kolmesta Suomessa tavattavasta suvusta. Runsaalukuisena esiintyivät *Chaoborus*-suvun lajit ja harvalukuisena *Mochlonyx* ja *Cryophila* -sukujen lajit. Sulkahyttysten lajimäärä vaihteli lammessa 0–3 välillä ja runsaus 0–450 yks/m³. Lajimäärä ja runsaus olivat heikosti yhteydessä suureen osaan ympäristömuuttujista. Tutkimuksen perusteella Hossan alueella elää monimuotoinen sulkahyttyslajisto, ja usean lajin alueelliset levinneisyystiedot tarkentuivat. Sulkahyttiset näyttäisivät sietävän monenlaisia olosuhteita, vaikka eri lajit saattavat elää hieman erilaisessa elinympäristössä. Tutkimuksen tieto on pohjana lajiston seurannalle ja uhanalaisuuden arvioinnille.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science
Department of Biological and Environmental Science
Ecology and Evolutionary Biology

Janika Ahola: Chaoboridae fauna of boreal fishless ponds in Hossa and environmental factors related to the occurrence of the species
MSc thesis: 42 p., 2 appendices (9 p.)
Supervisors: Docent Jukka Salmela, Docent Heikki Hämäläinen and Docent Panu Halme
Inspectors: Docent Atte Komonen and PhD Merja Elo

5/2021

Keywords: aquatic insects, Diptera, habitat requirements, phantom midges

Aquatic insects dominate invertebrate fauna in most freshwater ecosystems. Chaoboridae, commonly known as phantom midges, are an aquatic insect family. The larvae are common planktonic predators and prey to planktivorous fish. Chaoboridae can be divided into lake-dwelling and pond-dwelling species. The studies made in the boreal zone have focused on lake species so far. In contrast, the species that live in fishless ponds are less known. The same applies to Finland, where two new species have recently been found. The aim was to study 1) Chaoboridae fauna in the Hossa area and 2) which environmental factors correlate with the species richness and abundance of Chaoboridae in boreal fishless ponds. From the study area located in Hossa, 20 fishless ponds were selected. Larvae of Chaoboridae were collected and environmental variables were measured early and late summer. Eight species (73 % of Finland's species) were found from three genera. *Chaoborus* appeared to be abundant, and *Mochlonyx* and *Cryophila* in small numbers. The number of Chaoboridae in the pond varied from 0 to 3 and the abundance between 0 and 450 individuals m³. Species richness and abundance were weakly correlated to the many environmental variables. As conclusion, the Hossa area have diverse Chaoboridae fauna, and regional distribution data for several species were refined. Chaoboridae appear to withstand a wide range of conditions, although the species may live in slightly different habitats. The acquired knowledge is the basis for species monitoring and endangerment assessment.

SISÄLLYSLUETTELO

| | |
|---|-----------|
| 1 JOHDANTO | 1 |
| 1.1 Makean veden vesiselkärangattomat | 1 |
| 1.2 Makean veden sulkahyttiset ja niiden elinympäristö..... | 2 |
| 1.3 Sulkahyttysten esiintymiseen vaikuttavat tekijät..... | 4 |
| 1.4 Tutkimuksen tavoitteet | 6 |
| 2 AINEISTO JA MENETELMÄT..... | 7 |
| 2.1 Tutkimusalue ja aineiston keruu | 7 |
| 2.2 Sulkahyttysten näytteenotto ja jälkikäsitely | 9 |
| 2.3 Ympäristömuuttujien mittaaminen ja jälkikäsitely | 10 |
| 2.4 Aineiston luokittelu ja tilastollinen analysointi..... | 12 |
| 3 TULOKSET | 13 |
| 3.1 Sulkahyttyslajisto | 13 |
| 3.2 Sulkahyttysten lajimäärän ja runsauden yhteys ympäristötekijöihin..... | 14 |
| 4 TULOSTEN TARKASTELU | 17 |
| 4.1 Hossan sulkahyttyslajisto | 17 |
| 4.2 Sulkahyttysten elinympäristövaatimukset kalattomissa lammissa..... | 20 |
| 4.3 Johtopäätökset..... | 26 |
| KIITOKSET..... | 27 |
| KIRJALLISUUS..... | 27 |
| LIITE 1 Tutkimuslampien lajimäärä, runsaus, koordinaatit ja kuvat..... | 34 |
| LIITE 2 Spearmanin korrelaatiotestin tulokset ja kuvaajat | 37 |

1 JOHDANTO

1.1 Makean veden vesiselkärangattomat

Vesiselkärangattomat ovat eläimiä, jotka viettävät ainakin osan elinkierrostaan vedessä. Vesiselkärangattomia elää sekä seisovissa että virtaavissa vesissä, mutta useat lajit ovat sopeutuneet näistä vain toiseen ympäristöön, koska olosuhteet ovat erilaiset (Thorp ja Covich 2001). Vesiselkärangattomat ovat olennainen osa makean veden ekosysteemiä, koska ne ovat tärkeitä kuluttajia sekä ravintoa muille eläimille, ja ovat osa ravinteiden kiertoa sekä hajotustoimintaa (Cummins 1974, Thorp ja Covich 2001). Vesiselkärangattomat on perinteisesti jaettu toiminnallisesti ravinnon hankintatavan (Functional Feeding Groups, FFGs) perusteella pilkkojiin, kerääjiin, laiduntajiin ja petoihin, joilla on omat roolinsa ravintoverkossa (Cummins ja Klug 1979, Merritt ja Cummins 1996). Jaottelu perustuu lajien samankaltaisuuteen ravinnon hankintatavassa (Cummins ja Klug 1979, Merritt ja Cummins 1996), ja se on usein toimivampi tapa kuin pelkän ravinnon tai taksonomian mukaan luokittelu (Cummins ja Klug 1979, Lancaster ja Downes 2013).

Suurin osa makeiden vesien selkärangattomista on hyönteisiä. Vesihyönteiset eivät ole oma taksonominen ryhmänsä, vaan siihen kuuluu useita hyönteislahkoja (Lancaster ja Downes 2013). Tietyissä lahkoissa kaikki lajit ovat linkittyneet veteen, mutta toisissa on myös maalla eläviä lajeja (Lancaster ja Downes 2013). Edellisiin kuuluvat esimerkiksi päivänkorennot ja sudenkorennot ja jälkimmäisiin kovakuoriaiset. Vesihyönteiset ovat hyviä veden laadun mittareita, koska lajit sietävät olosuhteita ja saasteita vaihtelevasti (Hershey ja Lamberti 2001, Bouchard 2004). Tämän takia vesihyönteisiä hyödynnetään usein vesistöjen tilan arvioinnissa ja paleolimnologisessa tutkimuksessa (Hershey ja Lamberti 2001, Luoto ja Nevalainen 2009). Paleolimnologisessa tutkimuksessa muun muassa järven saastumishistoriasta ja kalakantojen vaihtelusta on kerätty tietoa vesihyönteisten avulla (Uutala 1990, Hershey ja Lamberti 2001).

Vesihyönteisten lajintuntemus on tärkeää, koska eliöitä hyödynnetään vesistöjen seurannassa (Hershey ja Lamberti 2001, Bouchard 2004). Eräs este vesihyönteisten käytölle vesistöjen tutkimuksessa on kuitenkin rajalliset tiedot lajistosta (Nair ym. 2015). Jos lajisto on huonosti tunnettu, seuranta ei ole tehokasta (Nair ym. 2015). Viime vuosikymmenien aikana vesihyönteisten tutkimus on karttunut, mutta tieto on yhä puutteellista niiden laajan levinneisyyden ja suuren lajimäärän takia (Hershey ja Lamberti 2001). Tästä esimerkkinä on kaksisiipiset (Diptera), joka kattaa suuren osan vesihyönteisistä. Se on kolmanneksi suurin hyönteislahko tunnettujen lajien määrällä mitattuna, mutta lahkossa on useita heimoja, joihin kohdistunut taksonominen huomio on ollut vähäistä (Hebert ym. 2016).

1.2 Makean veden sulkahyttiset ja niiden elinympäristö

Eräs puutteellisesti tunnettu vesihyönteisheimo on sulkahyttiset (Diptera, Chaoboridae). Sulkahyttysten levinneisyys kattaa lähes jokaisen mantereen, vaikka lajeja tiedetään vain noin 50 kuudesta suvusta (Borkent 2014). Näistä lajirikkain ja parhaiten tunnettu suku on *Chaoborus*, josta tunnetaan yli 40 lajia (Borkent 2014). Sulkahyttysillä on täydellinen muodonvaihdos, sillä toukka- ja aikuisvaiheen välissä on erillinen kotelovaihe (Sæther 1972, Borkent 1979, 2012). Elinkierron vaiheista muna-, toukka- sekä kotelovaihe vietetään vedessä ja aikuiset sulkahyttiset elävät vesistöjen lähellä (James 1957, Sæther 1972, Borkent 1979, 2012). Sulkahyttiset talvehtivat joko munana tai toukkana ja riippuen tästä, muna- tai toukkavaihe on elinkierron pitkäkestoisin vaihe (Sæther 2002). Euroopassa esiintyvistä suvuista *Mochlonyx* ja *Cryophila* ovat munatalvehtijoita, joiden munat sietävät kausikuivuutta (Borkent 1981). Sen sijaan suurin osa *Chaoborus*-lajeista talvehtii toukkana (Borkent 1979, 1981). Lammissa munatalvehtijoiden toukkia havaitaan keväällä ja alkukesällä (James 1957) ja toukkatalvehtijoiden lähes läpi koko vuoden (Berg 1937).

Sulkahyttysten toukat ovat tärkeä osa makean veden ravintoverkkoa, koska ne ovat runsaita petoja sekä myös saaliita kaloille (Elser ym. 1987, Sæther 1972). Sulkahyttysten tiheys vesistöissä voi vaihdella muutamista jopa kymmeneen tuhansiin yksilöihin neliömetrillä (Eggleton 1931, Regmi ym. 2013). Syksyllä

tiheydet ovat usein suuria ja keväällä tiheys laskee talviajan kuolleisuuden takia (Eggleton 1931, Schröder 2013). Sulkahyttysten toukat ovat ainoita hyönteisiä, jotka ovat planktisia, eli elävät vesipatsaassa vapaasti (Sæther 1972). Useimmat lajit pysyvät liikkumattomina ja nappaavat lähelle uivan saaliin pyyntielimillään (Sæther 1972, Borkent 2012). Toukat syövät pääosin eläinplanktonia ja säätelevät niiden runsautta tehokkaasti (Fedorenko 1975, Kajak ja Rybak 1979, Wissel ja Benndorf 1998). Esimerkiksi eräässä biomanipulaatio tutkimuksessa havaittiin, että sulkahyttysten toukat kontrolloivat eläinplanktonitiheyksiä tehokkaammin kuin planktonia syövät kalat (Wissel ja Benndorf 1998). Lisäksi toukat syövät muita vesihyönteisiä, kuten hyttysten toukkia (Matheson 1944, Monchadsky 1964).

Sulkahyttiset elävät seisovissa vesissä, kattaen kalattomat pienvedet, sekä suuret kalalliset järvet (Parma 1969, Borkent 1993), ja yleisesti ne suosivat runsasravinteisia ja humuspitoisia vesiä (Nilssen 1974, Hongve 1975, Sæther 2002). Sulkahyttysten elinympäristö on siis laaja, ja ne voidaan karkeasti jakaa järvi- ja lampilajeihin elinympäristön perusteella (von Ende 1979, Berendonk ym. 2003, Garcia ja Mittelbach 2008). Lajeilla on eroa fysiologiassa, morfologiassa ja käyttäytymisessä, koska eri pedot luovat erilaisen saalistuspaineen (von Ende 1979, Berendonk ym. 2003, Garcia ja Mittelbach 2008). Pohjois-Amerikassa suurin osa lajeista elää kalallisissa järvissä (Roth 1967), mutta Euroopassa ainoastaan yksi laji (*Ch. flavicans*) on sopeutunut järviolosuhteisiin (Sæther 2002). Muut Euroopan lajit elävät kausikuivissa tai pysyvissä kalattomissa vesissä (Sæther 1972, Borkent 1981). Näistä *Chaoborus*-suvun lajit elävät usein pysyvissä (Salmela ym. 2021a, 2021b) ja *Mochlonyx*- ja *Cryophila*-suvun lajit kausikuivissa vesissä (James 1957). On kuitenkin havaittu, että toisinaan myös järvilajit elävät järvien läheisissä kalattomissa vesissä (Borkent 1981).

Järvilajit ovat usein kooltaan pieniä ja läpinäkyviä (Stenson 1978, 1981), sekä ne vaeltavat vuorokauden aikana vertikaalisesti pohjan ja pinnan välillä (Hongve 1975, Dawidowicz ym. 1990). Päivällä toukat piilottelevat pohjassa ja öisin ne nousevat pintaveteen saalistamaan ravintoa (Hongve 1975). Kalat saalistavat näkökyvyn avulla pintavesissä (O'Brien 1987), joten pienestä koosta, värittömyydestä ja

pohjassa piilottelusta on etua kalallisissa vesissä. Vastaavasti lampilajit ovat väritykseltään usein tummempia ja kooltaan suurempia (Stenson 1978, 1981, von Ende 1979, Berendonk ym. 2003) eikä lajeilla ole havaittu näkyvää vuorokauden aikaista vertikaalista vaellusta (Hongve 1975). Kalattomissa vesissä tärkeimpiä petoja ovat muut selkärangattomat, joiden saalistusta rajoittaa saaliin koko (Riessen ym. 1984), joten suuresta koosta on etua ja vertikaalinen vaellus on tarpeetonta. Toisinaan myös lampilajeilla tämä ilmiö on kuitenkin havaittu (Bass ja Sweet 1984). Aikuisten yksilöiden on myös osoitettu välttelevän munimista vesiin, joissa on kaloja, kun taas järvilajeilla vastaavaa käyttäytymistä ei ole havaittu (Petranka ja Fakhoury 1991, Berendonk 1999).

1.3 Sulkahyttysten esiintymiseen vaikuttavat tekijät

Vesihyönteisten esiintymiseen tietyssä elinympäristössä vaikuttavat sekä ympäristöolosuhteet että vuorovaikutussuhteet muiden eliöiden kanssa (Wellborn ym. 1996). Yleisesti vesihyönteiset tarvitsevat hapelliset ja lämpötilan sekä veden kemian (kuten pH) suhteen otolliset olosuhteet (Hershey ja Lamberti 2001). Paikallisesti merkittäviä tekijöitä ovat myös pohjanlaatu (Cummins ja Lauff 1969, Hershey ja Lamberti 2001) ja vesikasvillisuus (Corbet 1999, Nakanishi ym. 2014). Useat lajit ovat sidoksissa pohjaan (Cummins ja Lauff 1969) ja hyödyntävät vesikasveja lisääntymisessä sekä suojavaikkoina (Corbet 1999, Nakanishi ym. 2014). Lajeilla on kuitenkin eroja näiden tekijöiden suhteen, ja esimerkiksi ne voivat suosia erilaista pohjanlaatua ja lämpötilaa (Cummins ja Lauff 1969, Hershey ja Lamberti 2001).

Sulkahyttysten tapauksessa yllä mainitut ympäristötekijät eivät tutkimusten mukaan ole keskeisiä. Veden kemiallisia oloja (esim. Stahl 1966, Parma 1969) tai lämpötilan vaihtelua (esim. Sæther 1997) ei pidetä tärkeänä esiintymiseen vaikuttavan tekijänä, koska toukkien elinympäristö on laaja (esim. Stahl 1966, Parma 1969). Järvissä lajit viettävät osan ajasta vähähappisessa alusvedessä sekä talvehtivat toukkana (esim. Sæther 1997). Myös pohjanlaadun ja vesikasvillisuuden merkitys voi olla vähäinen, sillä sulkahyttiset ovat planktisia, eli elävät vesipatsaassa vapaasti (Sæther 1972). Sen sijaan vuorovaikutukset muiden eliöiden

kanssa ovat tutkimusten mukaan keskeisiä. Järvissä tärkein tekijä on kalojen läsnäolo, sillä ne saalistavat sulkahyttysten toukkia (Elser ym. 1987, Garcia ja Mittelbach 2008). Tästä syystä merkittäviä ympäristötekijöitä ovat lämpötilan kerrostuneisuus ja vähähappinen alusvesi, jonne toukat pääsevät kaloilta suojaan (Stahl 1966, Hongve 1975). Toinen keskeinen tekijä on sulkahyttysten ravinnon jakautuminen (Parma 1969). Usein suuret eläinplanktonitiheydet esiintyvät runsasravinteisissa vesissä (Parma 1969, Saether 1972), minkä takia myös humuspitoisuudella ja ravinteiden määrällä voi olla merkitystä sulkahyttysten esiintymiseen. Esimerkiksi kokonaisfosforipitoisuus voi vaikuttaa välillisesti, sillä se usein rajoittaa perustuotantoa ja ravinnon määrää (Wissel ym. 2003).

Sulkahyttysten tutkimus on pääosin keskittynyt järvilajeihin, ja lampilajit ovat huonommin tunnettuja. Lampilajit elävät kalattomissa vesissä, jotka eroavat kalattomuuden lisäksi tietyissä geomorfologisissa ominaisuuksissa ja veden kemiassa kalallisista järvistä (esim. Kurek ym. 2010). Matalat lammet eivät myöskään usein ole happi- tai lämpötilakerrostuneita, ja ne ovat monesti eristyneitä eli yhteyksiä muihin vesiin ei ole. Myös kalattomissa vesissä sulkahyttysten esiintyminen vaihtelee (Yan ym. 1985, Salmela ym. 2021b), mutta vain harvat tutkimukset ovat kohdistuneet lampilajien elinympäristövaatimuksiin. Täysin samat tekijät eivät välttämättä päde lampilajien kohdalla elinympäristön erojen takia. Muutamia tutkimuksia on kuitenkin tehty, ja niiden perusteella osa lajeista sietää huonosti UV-säteilyä (Persaud & Yan 2003, Persaud ja Yan 2005, Nagiller & Sommaruga 2009), minkä takia lajit voivat suosia humuspitoisia (Nilssen 1974, Hongve 1975, Borkent 1981, Lindholm ym. 2016) sekä varjoisia lampia (Borkent 1979, 1981). Matalissa vesissä myös vesikasvillisuus voi toimia sulkahyttystoukille tärkeänä suojapaikkana pedoilta (Arranz ym. 2015).

Eräiden tutkimusten mukaan kalattomissa vesissä myös monilajiset (2 tai useampi lajia) yhteisöt ovat tavallisia (Stahl 1966, Parma 1969). Tämän takia sulkahyttyslajien väliset vuorovaikutukset voivat olla merkittävä tekijä kalattomissa vesissä. Esimerkiksi yhden hallitsevan lajin saalistus tai kilpailu muita lajeja kohtaan voi olla syy, miksi lammessa lajeja elää toisinaan vain yksi (esim. von Ende 1979, Wissel ja

Benndorf 1998). Usein hallitseva laji kehittyy aiemmin keväällä ja on suurikokoisempi kuin muut lajit (von Ende 1979, Stenson 1981, Wissel ja Benndorf 1998). Tästä esimerkkinä on Pohjois-Amerikassa esiintyvä *Ch. americanus* (von Ende 1979) ja Euroopassa esiintyvä *Ch. obscuripes*, joka on usein myös Suomessa kalattomien vesien ainoa laji (Salmela ym. 2021b). Sulkahyttyslajit eivät kuitenkaan aina syrjäytä toisiaan, ja yhteisesiintyvillä lajeilla on havaittu spatiaalista ja ajallista jakautumista (Arranz ym. 2015), kuten lajien esiintymistä vesipatsaan eri kerroksissa (Hongve 1975, Tsalkitzis ym. 1994). Lammen syvyys voi siis myös olla tärkeä ympäristötekijä, joka vaikuttaa sulkahyttysten esiintymiseen kalattomissa vesissä.

1.4 Tutkimuksen tavoitteet

Tutkimuksen kohteena ovat Suomen kalattomien lampien sulkahyttiset. Suomessa elää nykyisen tiedon mukaan 11 sulkahyttyslajia kolmesta Euroopassa tavattavasta suvusta (Salmela ym. 2021a, Salmela ym. 2021b). Suomen lajistoon kuuluvat kaikki Euroopassa elävät lajit, ja lajimäärä on tällä hetkellä Euroopan suurin. *Chaoborus*-lajeja on seitsemän, *Mochlonyx*-lajeja kolme ja *Cryophila lapponica* on sukunsa ainoa (Salmela ym. 2014, Laji.fi). Näistä lajeista kalattomissa vesissä elää 10 (Salmela ym. 2021b), ja toisinaan myös yleinen järvissä elävä laji, *Ch. flavicans* esiintyy järvien läheisissä kalattomissa vesissä (Borkent 1981, Salmela ym. 2021a). Usean lajin levinneisyys ulottuu laajalle, mutta Suomen lajeista osa on myös pohjoisia ja Fennoskandialle kotoperäisiä (Borkent 1981, Salmela ym. 2021b).

Suomen sulkahyttiset ovat vielä puutteellisesti tunnettuja, sillä muutama vuosi taaksepäin tiedettiin vain kahdeksan lajia Suomesta (Salmela ym. 2014). Viime vuosien aikana Suomesta on löytynyt kolme uutta lajia, *M. triangularis*, *Ch. albipes* ja *Ch. posio* (Salmela ym. 2021b). Näistä *Ch. albipes* nostettiin omaksi lajiksi ja *Ch. posio* kuvattiin tieteelle uutena, ja tunnetaan toistaiseksi vain Suomesta (Salmela ym. 2021a, Salmela ym. 2021b). Kaksi jälkimmäistä lajia ovat läheistä sukua järvilajille, mutta toistaiseksi ei tiedetä, elävätkö lajit vain kalattomissa vesissä vai myös järvissä kuten lähisukuinen *Ch. flavicans* (Salmela ym. 2021a). Lisää tietoa lajien levinneisyydestä tarvitaan, sillä Suomen sulkahyttiset olivat ensimmäistä kertaa

mukana vasta vuoden 2019 uhanalaisuusarvioinnissa, ja tästäkin arvioinnista puuttuvat kaksi hiljattain löydettyä *Chaoborus*-lajia (Salmela ym. 2019).

Tutkimuksessa selvitettiin 1) Hossan alueen sulkahyttyslajistoa sekä 2) onko sulkahyttysten lajimäärä ja runsaus yhteydessä ympäristötekijöihin kalattomissa lammissa. Ensimmäisen kohdan tarkoituksena oli kartoittaa Hossan alueen sulkahyttyslajistoa, sillä usean lajin levinneisyystiedot ovat vielä puutteellisesti tunnettuja Suomessa (Salmela ym. 2021b, Laji.fi). Toisen kohdan tarkoituksena oli selvittää sulkahyttysten elinympäristövaatimuksia, koska tutkimuksia ei ole vielä kattavasti kalattomien lampien lajeista. Oletuksena oli, että syvyys on positiivisesti yhteydessä lajimäärään, sillä se voi mahdollistaa lajien esiintymisen vesipatsaan eri kerroksissa (Esim. Hongve 1975) ja humuspitoisuus, alueen varjoisuus sekä kokonaisfosforipitoisuus ovat positiivisesti yhteydessä lajien runsauteen. Useat lajit ovat herkkiä UV-säteilylle (Nagiller & Sommaruga 2009), minkä takia lajit voivat olla runsaita humuspitoisissa vesissä (Esim. Lindholm ym. 2016) ja suosia varjoisia alueita (Esim. Borkent 1981). Lisäksi fosfori on yleinen minimiravinne, joka rajoittaa perustuotantoa ja voi olla yhteydessä ravinnon määrään (Wissel ym. 2003). Tutkimus lisää tietoa Suomen kalattomien lampien sulkahyttysistä sekä niiden elinympäristöstä, ja tieto on pohjaksi lajiston seurannalle ja uhanalaisuuden arvioinnille.

2 AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1 Tutkimusalue ja aineiston keruu

Tutkimusalue sijaitsi Hossassa, Kainuun maakunnan pohjoisosassa. Hossan alueella on useita pysyviä kalattomia lampia, joista tutkimukseen valittiin 20 (Kuva 1, Liite 1A). Lampien kalastosta ei ollut ennakkotietoa, mutta niiden oletettiin olevan kalattomia pienen koon, eristyneisyyden ja alueelta aiemmin havaittujen sulkahyttyslajien perusteella. Lammet valittiin aiempaan lajistotietoon pohjautuen (Laji.fi) sekä valitsemalla ilmakuviasta vesipinta-alan ja lähivaluma-alueen

soisuuden suhteen vaihtelevia lampia (Liite 1C). Lampien etäisyys toisistaan oli vähintään 500 metriä, jotta minimoitiin lampien mahdollinen spatiaalinen riippuvuus. Valintamenetelmällä lisättiin lampien välistä vaihtelua, sillä eri kokoiset vedet ja lammen ympäryksen soisuus (metsäinen vai täysin suon ympäröimä lampi) todennäköisesti lisäävät myös muiden ympäristötekijöiden vaihtelua. Aineiston keruuta varten haettiin tutkimuslupa keväällä 2020 Metsähallitukselta, koska osa lammista sijaitsi Hossan kansallispuiston alueella sekä Pahamaailman luonnonsuojelualueella (Kuva 1).



Kuva 1. Hossan alueelta valitut 20 tutkimuslampea. Lammet 3, 5, 7, 8 ja 9 kuuluvat Pahamaailman luonnonsuojelualueelle ja lammet 17, 18 ja 20 Hossan kansallispuiston alueelle. Maanmittauslaitos 2021.

Tutkimuksen maasto-osuudet tehtiin kesän 2020 aikana (3.6.–10.6. ja 17.8.–27.8.). Sulkahyttysnäytteet kerättiin alku- ja loppukesällä, kun toukat olivat täysikasvuisia ja paremmin tunnistettavissa. Tällä varmistettiin myös mahdollisimman todenmukainen kuva alueen lajistosta, sillä aiempien näytteenottojen yhteydessä on käynyt ilmi, että lajien havaittavuus vaihtelee kesän aikana (henkilökohtainen havainto J. Salmela). Suuren havaittavuuden varmistamiseksi näytteenotto tehtiin lammesta kolmella eri pyyntimenetelmällä (horisontaaliset vedot rannalta, horisontaaliset vedot lammen keskeltä ja vertikaaliset nostot lammen keskeltä) päiväsaikaan. Näiden menetelmien avulla huomioitiin toukkien mahdollinen

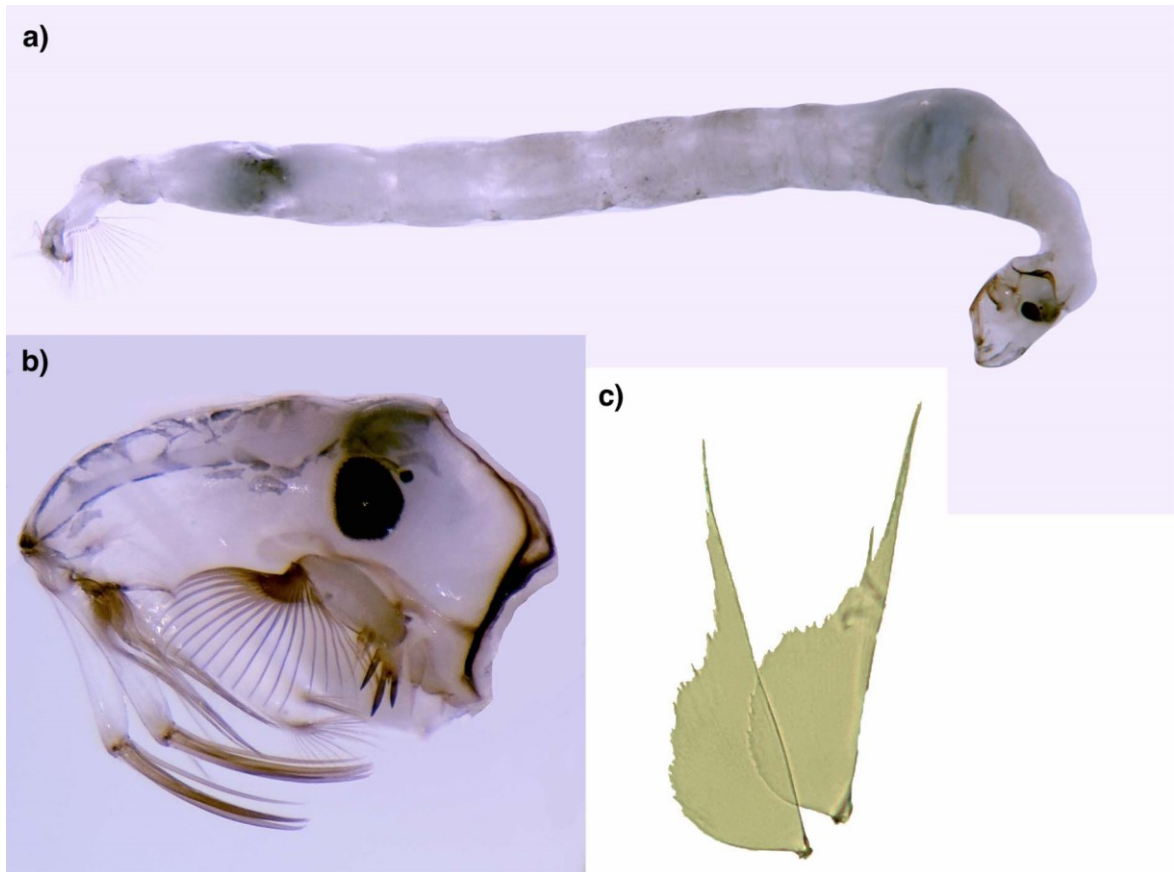
horisontaalinen ja vertikaalinen vaellus lammessa (Wood 1956, Sikorowa 1973, Bass ja Sweet 1984). Tutkimukseen valittiin seitsemän mitattavaa ympäristömuuttujaa: lammen vesipinta-ala, alueen varjoisuus, lammen syvyys, lämpötila, happamuus, vedenväri ja kokonaisfosfori. Ympäristömuuttujien mittaukset tehtiin sulkahyttysten keruun yhteydessä.

2.2 Sulkahyttysten näytteenotto ja jälkikäsitteily

Sulkahyttiset kerättiin planktonhaavilla (silmäkoko 100 µm). Rannalta haavia heitettiin 2,5 metrin päähän ja vedettiin rantaan. Heitot mitattiin naruun merkityistä viivoista, joita oli metrin välein. Näytteet otettiin rannalta kolmesta pisteestä siten, että aloituspiste oli lammen eteläisin piste ja toistojen etäisyys suhteutettiin lammen kokoon, eli yksi näyte otettiin kunkin rantaviivan kolmanneksesta. Lammen keskeltä otettiin horisontaalisia vetoja sekä vertikaalisia nostoja. Horisontaaliset vedot haavilla vedettiin kumikanootin perässä ja planktonhaaviin kiinnitetty digitaalinen virtausmittari (Hydro-Bios, Electronic Flow Meter) mittasi automaattisesti vetomatkan metreinä. Vetojen pituus vaihteli 1–5 metrin välillä, riippuen lammen koosta. Ennen vertikaalisia nostoja lammen keskeltä mitattiin käsiluotaimella (Biomarks, JY) syvyys. Tämän jälkeen planktonhaavi upotettiin 0,5 metrin syvyyteen pohjasta ja nostettiin ylös. Syvyyden mittaaminen etukäteen ja puolen metrin väli pohjasta ehkäisi pohja-aineksen kertymisen haaviin. Lammen keskeltä näytepisteet valittiin huomioiden etäisyys rannasta. Sekä horisontaalisten vetojen että vertikaalisten nostojen ensimmäinen näytepiste oli lammen keskipiste ja kaksi muuta näytettä otettiin lammen keskipisteen eri puolilta.

Jokaista pyyntimenetelmää toistettiin kolme kertaa, jolloin yhdeltä lammelta otettiin yhteensä yhdeksän näytettä. Tämä toistomäärä valittiin, koska useat näytteenottopisteet parantavat lajien runsauden arviointia (Persaud ja Yan 2001) ja ne mahdollistavat harvalukuisten lajien havaitsemisen (Wissel ym. 2003). Kaikki näytteet säilöttiin 15–50 ml näyteputkiin, joissa oli 80 % etanolia. Näytteille tehtiin myös etiketit lammen ja näytteenottopisteen mukaan. Maasto-osuuksien jälkeen lajit määritettiin mikroskoopin ja määrityskaavojen (Sæther 1997, Salmela ym. 2021b) avulla Jyväskylän yliopiston laboratoriossa. Eri sukujen lajit erotettiin

toisistaan ulkomuodon perusteella ja tämän jälkeen lajinmääritykset tehtiin toukkien päästä löytyvien tuntomerkkien avulla. Tärkeitä eroja oli mandibelin pikkuhampaissa ja sukasten lukumäärässä sekä pään huuliterien muodossa (Kuva 2). Määritysten yhteydessä lajien tiedot talletettiin julkiseen Laji.fi-tietokantaan sekä jokaiselta lammelta jokaisesta lajista lähetettiin näytteet Lapin maakuntamuseon kokoelmaan.



Kuva 2. Sulkahyttysten toukkien määritystuntomerkit. Kuvassa a) esimerkkinä *Chaoborus*-suvun toukka. Kuvassa b) mandibelin pikkuhampaat näkyvät tummina piikkeinä ja niiden vieressä vasemmalla mandibelin sukaset. Kuvassa c) on erikseen huuliterät, jotka löytyvät leuan alapinnalta. Kuvassa tieteelle hiljattain kuvatun lajin (*Chaoborus posio*) toukka. Lajin paras tuntomerkki on toukan mandibelin sukasten lukumäärä (25–28), mikä on enemmän kuin muilla Euroopassa esiintyvillä lajeilla (Kuva J. Salmela).

2.3 Ympäristömuuttujien mittaaminen ja jälkikäsitely

Lammen vesipinta-ala mitattiin etukäteen paikkatietoikkunan (Maanmittauslaitos 2021) työkalulla ilmakuviosta, mutta loput ympäristömuuttujat mitattiin maastossa sulkahyttysten keruun yhteydessä. Jokaisen ympäristömuuttujan tiedot kirjattiin

maastolomakkeeseen ja lisäksi tutkimuslammista kirjattiin täydentäviä havaintoja ympäristöstä. Alueen varjoisuutta mitattiin puuston pohjapinta-alan avulla. Puita tähdättiin relaskoopilla rinnan korkeudelta ja hahlon täyttävät puut kertoivat karkeasti lammen ympäryksen puiden määrän. Lammen eri puolilla oli vaihtelua puiden määrässä, joten mittaaminen rannan jokaisesta kolmanneksesta antoi varmemman tuloksen alueen varjoisuudesta.

Lammen syvyyttä mitattiin käsiluotaimella (Biomarks, JY) lammen keskeltä vertikaalisen näytteenoton yhteydessä kolmesta pisteestä. Syvyyspisteistä saatiin karkeasti tietoa lammen syvyysvaihtelusta sekä keskimääräisestä syvyydestä. Lammen veden happamuutta mitattiin pH-mittarilla (Mettler Toledo, SevenGo™) rantavedestä. Jokaiselta lammelta kerättiin kaksi näytettä 100 ml hioskorkkipulloihin, ja näistä mitattiin majoituspaikalla saman päivän aikana veden pH-arvot. Lämpötilaa mitattiin lämpömittarilla (TM50 Temp-Seeker) pinnan läheltä rannalta ja lammen keskeltä. Tällä vähennettiin lämpötilan horisontaalisen vaihtelun vaikutusta mittaukseen. Kokonaisfosforia ja vedenväriä varten otettiin vesinäytteet. Fosforinäytepullojen pohjalle laitettiin ennen maasto-osuutta Jyväskylän yliopiston laboratoriossa kestäväntihappoa (4M H₂SO₄ 1 ml/100 ml), mikä mahdollisti näytteiden säilytyksen ilman pakastinta. Jokaisesta lammesta otettiin molempia vesinäytteitä kaksi (50 ml näytepulloihin), ja ne säilytettiin maasto-osuuden ajan matkajääkaapissa. Vesinäytteiden varsinainen analysointi tehtiin Jyväskylän yliopiston laboratoriossa maasto-osuuden jälkeen.

Kokonaisfosforin mittaaminen tehtiin standardinmukaisesti (SFS 3026). Standardista poiketen kontrolleista ei kuitenkaan valmistettu 500 ml eikä 750 ml liuoksia vaan näiden tilalle tehtiin 350 ml liuos, koska lampien veden fosforipitoisuus oletettiin pieneksi. Kokonaisfosforin mittaaminen tehtiin UV Probe -ohjelmalla. Ohjelma piirsi standardisuoran, jota verrattiin kerättyjen näytteiden suoraan. Standardisuoralta poistettiin yksi kontrolliliuos (sisälsi 10 µg/l fosforia), koska autoklavoinnin aikana pulloon pääsi vettä ja siksi kontrolli poikkesi suoralta. Tästä johtuen tulokset voivat heittää muutaman µg/l, mutta eivät vaikuta suuresti tähän tutkimukseen. Lammen humuspitoisuutta mitattiin vedenvärin avulla, sillä humus

on yleisin vedenväriä muuttava tekijä (Haakana 2018). Vedenväri mitattiin värikomparaattorilla (Hellige, JY) hieman poiketen standardista (SFS 7887), koska näytteitä ei suodatettu ja yli 70 väriluvun näytteitä ei laimennettu. Komparaattoriin asetettiin kaksi putkea, joista toinen sisälsi tislattua vettä ja oli vertailunäyte ja toinen sisälsi lammen vesinäytteen. Tämän jälkeen alustalle asetettiin värikiekko (väriarvot välillä 0–150 mgPt/l), minkä avulla näytteitä vertailtiin keskenään. Väriluvuksi valittiin värikiekon arvoista parhaiten lammen vesinäytteen väriä vastaava luku.

2.4 Aineiston luokittelu ja tilastollinen analysointi

Analysointia varten laskettiin jokaisen lammen sulkahyttysten lajimäärä ja runsaus. Lammen kokonaislajimäärä sekä *Chaoborus*-lajimäärä laskettiin erikseen. Kokonaislajimäärä kattaa munatalvehtijat (*Mochlonyx* ja *Cryophila*) sekä toukkatalvehtijat (*Chaoborus*), ja *Chaoborus*-lajimäärä ainoastaan toukkatalvehtijat. Luokittelu tehtiin, koska muna- ja toukkatalvehtijoilla on erilainen elinkierto ja suuren osan ajasta ne esiintyvät lammessa eri aikaan (Berg 1937, James 1957). Lajit elävät myös usein erilaisessa elinympäristössä (Borkent 1981), ja siksi yhteydet ympäristötekijöihin voivat olla erilaisia. Sulkahyttysten runsaus laskettiin tiheyksinä. Näytteenottojen metrimäärä vaihteli kohteiden välillä, joten runsauden arviointia varten laskettiin näytteiden yksilömäärät ja tilavuudet. Tilavuus laskettiin kaavalla:

$$V = \pi r^2 l \quad (1)$$

missä π on pii, r on käytetyn planktonhaavin säde (cm) ja l on haavin vetomatka (m). Toukkien tiheys (yks/m³) laskettiin yksilömäärä jaettuna lasketulla tilavuudella. Jokaiselle lammelle laskettiin sulkahyttysten kokonaisrunsaudet (lammen tiheyden keskiarvo), joista nähtiin runsauden vaihtelu lampien välillä. Lisäksi jokaiselle lajille laskettiin lajikohtaiset runsaudet (lajin tiheyden keskiarvo), joista nähtiin runsauden vaihtelu lajien välillä. Kokonaisrunsauden tarkastelu näyttää erot lampien välillä ja mahdollisen suotuisan elinympäristön, ja lajikohtainen tarkastelu näyttää lajien mahdolliset elinympäristöerot.

Ympäristömuuttujista lammen vesipinta-alan arvot saatiin Maanmittauslaitoksen paikkatietoikkunan ilmakuvista mittaamalla, ja puuston pohjapinta-alalle, syvyydelle, pH:lle sekä lämpötilalle laskettiin kohdekohtaiset keskiarvot otetuista mittauksista. Kokonaisfosforin arvot saatiin UV Probe -ohjelmasta suoran yhtälön ($R = 0,99$, $y = 0,0029x + 0,0009$) ja absorbanssilukujen avulla ja lammen vedenväriin arvot saatiin suoraan väriluvuista.

Tilastolliseen analyysiin alku- ja loppukesän lampien lajimäärät sekä yksilömääristä lasketut runsaudet summattiin. Oleellista oli saada selville lampien ja lajien väliset erot ja ne tulivat esiin, vaikka alku- ja loppukesän aineiston yhdisti. Lampi 19 jätettiin analyysien ulkopuolelle, koska lammessa havaittiin kaloja. Lampi on kuitenkin merkitty sulkahyttysten ja ympäristömuuttujien yhteyttä havainnollistaviin kuviin erillisellä symbolilla, jotta nähtiin, onko lampi muista poikkeava. Analyysit tehtiin ei-parametrisella Spearmanin järjestyskorrelaatiolla. Testi soveltui aineistoon, koska osa muuttujista ei ollut normaalijakautuneita tai jatkuva-asteikkollisia. Lisäksi se huomioi pienet arvot ja ei anna niin suurta painoarvoa poikkeaville havainnoille kuin Pearsonin korrelaatio. Testillä selvitettiin ympäristömuuttujien välisiä yhteyksiä, lajimäärän (kokonais- ja *Chaoborus*-lajimäärä) yhteyttä ympäristömuuttujiin sekä runsauden (kokonais- ja lajikohtainen runsaus) yhteyttä ympäristömuuttujiin. Tilastollinen testaus tehtiin IBM SPSS Statistics 27 -tilasto-ohjelmalla.

3 TULOKSET

3.1 Sulkahyttyslajisto

Hossan alueelta löytyi kahdeksan sulkahyttyslajia (73 % Suomen lajeista) kaikista kolmesta suvusta, jotka esiintyvät Suomessa (Taulukko 1). Alueelta löytyi viisi *Chaoborus*-lajeja, kaksi *Mochlonyx*-lajeja sekä sukunsa ainoa *Cryophila*-laji. Lajien yksilöitä kerättiin yhteensä 2 258. Tutkimuslammissa oli eniten *Chaoborus*-suvun yksilöitä, ja näistä selvästi runsain oli *Ch. obscuripes* (1 483 yksilöä). Lammissa

toiseksi runsain laji oli tieteelle hiljattain kuvattu *Ch. posio* (641 yksilöä), ja kolmen muun *Chaoborus*-lajin yksilöitä löytyi ylempiin verrattuna selvästi vähemmän. Lammissa harvalukuisimpia olivat *Mochlonyx*- ja *Cryophila*-suvun lajit, joita oli näytteissä vain muutama yksilö. Toukkatalvehtijoita (*Chaoborus*) havaittiin sekä alku- että loppukesällä ja munatalvehtijoita (*Mochlonyx* ja *Cryophila*) vain toisena ajankohtana. Lisäksi toukkatalvehtijoilla oli eroja siinä, monellako lammella kukin laji esiintyi alku- ja loppukesällä (Taulukko 1).

Taulukko 1. Hossan alueen tutkittujen lampien sulkahyttysten yksilömäärä alku- ja loppukesän näytteissä. Yksilömäärän lisäksi esitettynä kuinka monella lammella (n = 20) kukin laji esiintyi alku- ja loppukesällä.

| Laji | Yksilömäärä | | | Lammet | |
|-------------------------|-------------|--------------|--------------|----------|-----------|
| | Alkukesä | Loppukesä | Yhteensä | Alkukesä | Loppukesä |
| <i>Ch. obscuripes</i> | 482 | 1 001 | 1 483 | 7 | 15 |
| <i>Ch. posio</i> | 144 | 497 | 641 | 6 | 7 |
| <i>Ch. flavicans</i> | 26 | 58 | 84 | 3 | 3 |
| <i>Ch. crystallinus</i> | 33 | 3 | 36 | 2 | 1 |
| <i>Ch. albipes</i> | 5 | 4 | 9 | 1 | 2 |
| <i>Cr. lapponica</i> | 3 | 0 | 3 | 1 | 0 |
| <i>M. triangularis</i> | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 |
| <i>M. fuliginosus</i> | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 |
| Yhteensä | 694 | 1 564 | 2 258 | | |

3.2 Sulkahyttysten lajimäärän ja runsauden yhteys ympäristötekijöihin

Sulkahyttysten kokonaislajimäärä lammissa vaihteli 0–3 välillä ja kokonaisrunsaus 0–450 yks/m³. Myös erikseen tarkastellut *Chaoborus*-lajimäärä ja lajikohtaiset runsaudet vaihtelivat lammissa samalla vaihteluvälillä (Liite 1A, 1B). Mitatuista ympäristömuuttujista lähes kaikkien arvot vaihtelivat lampien välillä paljon, ja ainoastaan kokonaisfosforin ja happamuuden vaihtelu lammissa oli vähäistä (Taulukko 2). Ympäristömuuttujien välillä oli merkitseviä yhteyksiä. Puuston

pohjapinta-ala, happamuus, lämpötila ja vedenväri olivat yhteydessä keskenään. Puuston pohjapinta-alan ja happamuuden ($r_s = 0,62$, $p = 0,00$) yhteys oli positiivinen ja lämpötilan ($r_s = -0,89$, $p = 0,00$) ja vedenväriin ($r_s = -0,46$, $p = 0,04$) tapauksessa negatiivinen. Myös happamuuden ja lämpötilan ($r_s = -0,67$, $p = 0,01$) sekä vedenväriin ($r_s = -0,51$, $p = 0,02$) yhteys oli negatiivinen, ja lämpötilan ja vedenväriin ($r_s = 0,51$, $p = 0,02$) yhteys oli positiivinen. Lisäksi vedenväri ja kokonaisfosfori olivat positiivisesti yhteydessä toisiinsa ($r_s = 0,50$, $p = 0,03$).

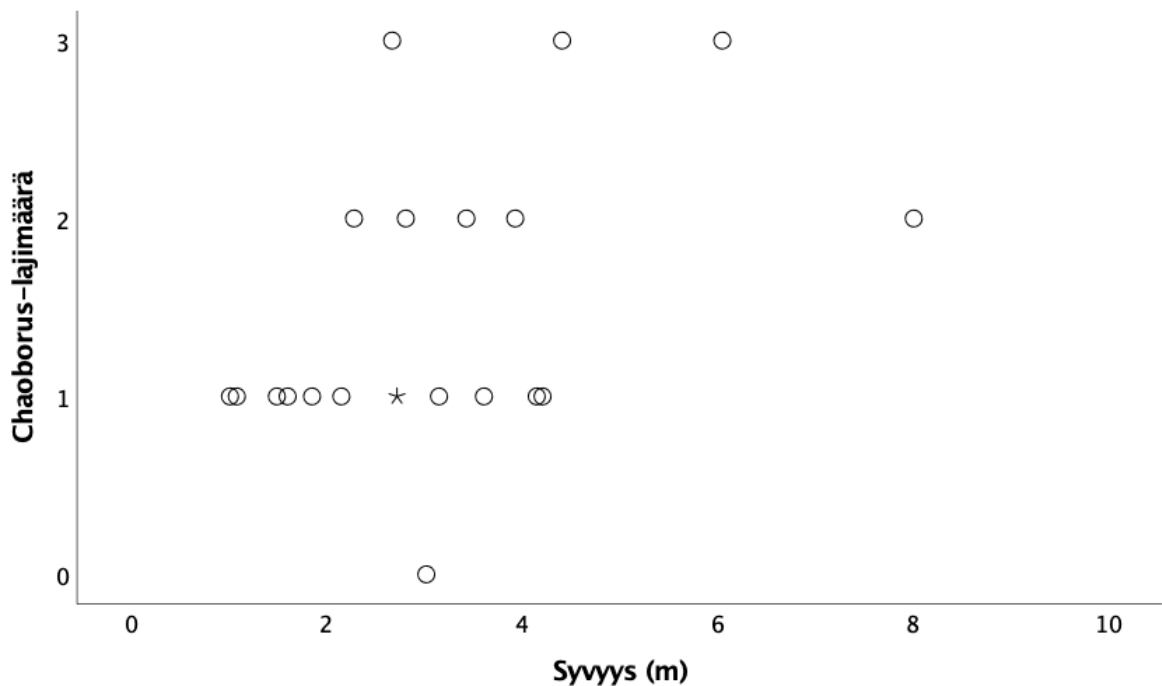
Taulukko 2. Analyysissä käytetyt muuttujat ja niiden minimi, maksimi, keskiarvot ja keskihajonnat.

| Muuttujat | Minimi | Maksimi | Keskiarvo | Keskihajonta |
|-------------------------------------|--------|---------|-----------|--------------|
| Lajimäärä* | 0,0 | 3,0 | 1,6 | 0,8 |
| Runsaus (yks/m ³)* | 0,0 | 446,0 | 139,4 | 135,7 |
| Pinta-ala (ha) | 0,04 | 0,36 | 0,18 | 0,10 |
| Pohjapinta-ala (m ² /ha) | 2,0 | 25,0 | 9,7 | 6,2 |
| Lämpötila (°C) | 10,9 | 19,6 | 16,4 | 1,95 |
| Happamuus (pH) | 4,5 | 6,6 | 5,7 | 0,7 |
| Syvyys (m) | 1,0 | 8,0 | 3,1 | 1,7 |
| Vedenväri (mgPt/l) | 5 | 150 | 46,3 | 44,8 |
| Kokonaisfosfori (µg/l) | 1,1 | 18,3 | 8,3 | 4,3 |

*Yhdestä lammesta ei löytynyt yksilöitä, ja siksi minimiarvo on nolla.

Ensimmäisenä oletuksena oli, että sulkahyttysten lajimäärä kasvaa lammen syvyyden kasvaessa. Lajimäärän yhteys syvyyteen oli positiivinen, mutta kokonaislajimäärää tarkasteltaessa yhteys ei ollut merkitsevä ($r_s = 0,33$, $p = 0,17$). Kun munatalvehtijat (*Mochlonyx* ja *Cryophila*) jätettiin testin ulkopuolelle, ja tarkasteltiin vain *Chaoborus*-lajimäärää, se kasvoi lähes merkitsevästi syvyyden kasvaessa ($r_s = 0,45$, $p = 0,06$) (Kuva 3). Muihin muuttujiin oli myös merkitseviä tai lähes merkitseviä yhteyksiä. *Chaoborus*-lajimäärä oli negatiivisesti yhteydessä puuston pohjapinta-alaan ($r_s = -0,47$, $p = 0,04$) ja happamuuteen ($r_s = -0,47$, $p = 0,05$)

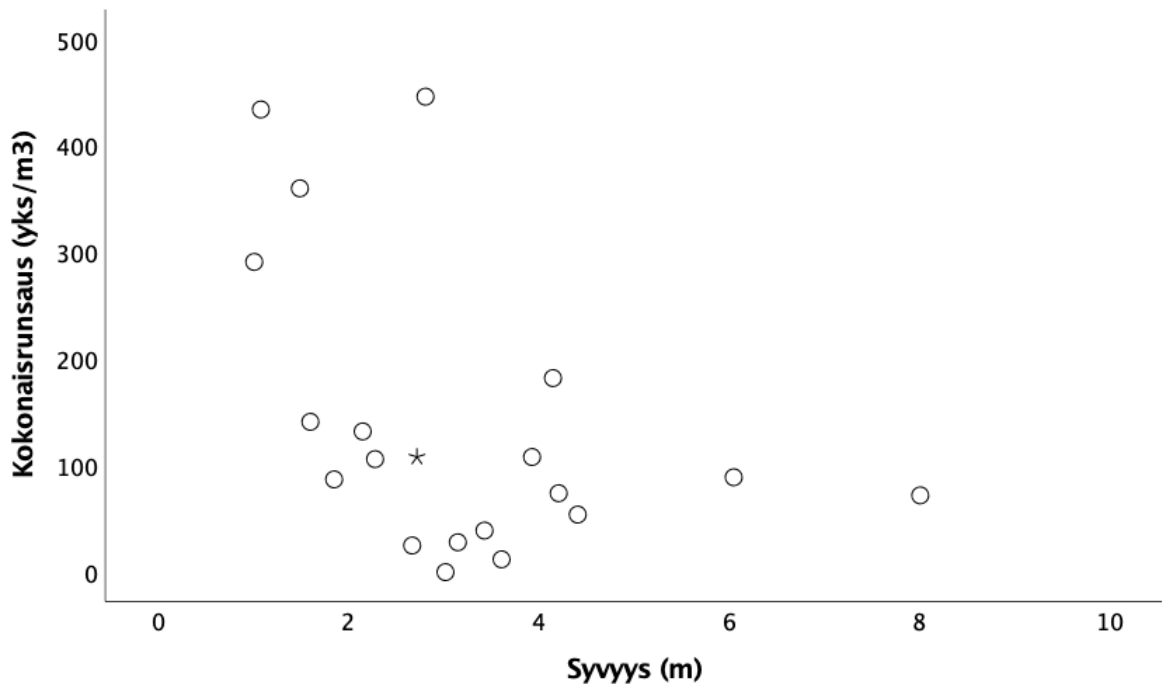
(Liite 2C), mutta kokonaislajimäärä ei ollut niihin yhtä vahvasti yhteydessä (Liite 2A). Lisäksi molemmat olivat positiivisesti lähes merkitsevästi yhteydessä vedenväriin (Liite 2A). Muiden ympäristömuuttujien ja lajimäärän välillä ei ollut yhteyttä (Liite 2A).



Kuva 3. *Chaoborus*-lajimäärän yhteys lammen syvyyteen ($r_s = 0,45$, $p = 0,06$). Lajimäärä on suurempi syvissä lammissa. Tähdellä merkittynä kalallinen lampi, joka ei ole mukana analyysissä.

Toisena oletuksena oli, että sulkahyttysten runsaus kasvaa puuston pohjapinta-alan, vedenväriin sekä kokonaisfosforipitoisuuden kasvaessa. Kokonaisrunsaus ei kuitenkaan ollut vahvasti yhteydessä kyseisiin muuttujiin, ja oli heikosti yhteydessä myös muihin muuttujiin (Liite 2A, Liite 2D). Ainoastaan syvyys ($r_s = -0,43$, $p = 0,01$) oli merkitsevästi yhteydessä runsauteen, ja yhteys oli negatiivinen (Kuva 4). Lajikohtaisten runsauksien yhteydet ympäristömuuttujiin olivat myös lähes poikkeuksetta heikkoja ja ei-merkitseviä (Liite 2B). Lajien havaittiin kuitenkin ilmeisesti suosivan erilaisia elinympäristöjä, koska lajien runsaus kasvoi ja pieneni eri tavoin suhteessa eri muuttujiin (Liite 2B). Esimerkiksi munatalvehtijat sekä *Ch. crystallinus* näyttivät suosivan varjoisia lampia, koska runsaudet kasvoivat puuston pohjapinta-alan kasvaessa, kun taas muiden *Chaoborus*-lajien runsaus pieneni, eli

lajit suosivat enemmän avoimempia lampia (Liite 2E). Avoimien lampien lajit näyttivät lisäksi suosivan eri syvyyksiä lampia, sillä *Ch. obscuripes* suosi matalia vesiä ($r_s = -0,40$, $p = 0,10$) ja muut, erityisesti *Ch. albipes* ($r_s = 0,48$, $p = 0,04$) pikemminkin syviä vesiä (Liite 2F).



Kuva 4. Sulkahyttysten kokonaisrunsauden yhteys lammen syvyyteen ($r_s = -0,43$, $p = 0,01$). Runsaus on pienempi syvissä lammissa. Tähdellä merkittynä kalallinen lampi, joka ei ole mukana analyysissä.

4 TULOSEN TARKASTELU

4.1 Hossan sulkahyttyslajisto

Tutkimuksen ensimmäisenä tavoitteena oli selvittää Hossan alueen sulkahyttyslajistoa, koska usean lajin levinneisyystiedot ovat vielä puutteellisesti tunnettuja Suomessa (Salmela ym. 2021b, Laji.fi). Tutkimuksen perusteella Hossan alueella elää monimuotoinen sulkahyttyslajisto, sillä alueelta löytyi kahdeksan (73 % lajeista) lajia. Kun tarkastellaan lajien levinneisyyttä Suomen mittakaavassa, lähes jokaisen alueelta löydetyn lajin levinneisyys kattaa koko Suomen (Salmela

ym. 2021b). Poikkeuksena tästä oli kuitenkin *Cr. lapponica*, joka esiintyy usein vain Lapin alueella (Salmela ym. 2021b), ja tutkimuksen havainto lajista on yksi eteläisimmistä. Alueellisesti tarkasteltuna lajeista puolet (*M. triangularis*, *M. fuliginosus*, *Cr. lapponica* ja *Ch. albipes*) oli Kainuun maakunnalle uusia. Suomen sulkahyttyslajien tiedot ovat karttuneet vuoden 2019 uhanalaisuusarvioinnin jälkeen, ja nykytiedon mukaan lajit ovat todennäköisesti elinvoimaisia Suomessa (Salmela ym. 2021b). Uhanalaisuusarvioinnissa lajeista *Ch. nyblaei* on vielä luokiteltu vaarantuneeksi (VU) ja *Ch. pallidus* sekä *Cr. lapponica* puutteellisesti tunnetuksi (DD) (Salmela ym. 2019). Lisäksi arvioinnista puuttuu kaksi hiljattain löydettyä lajia (*Ch. albipes* ja *Ch. posio*) (Salmela ym. 2019).

Alueelta eniten havaintoja oli *Chaoborus*-suvun lajeista, jotka usein elävät pysyvissä kalattomissa vesissä (Salmela ym. 2021a, 2021b). Lammissa selvästi runsaimpina esiintyi *Ch. obscuripes*, joka kattoi aineistosta yli puolet. Laji on aiempien havaintojen perusteella Suomen kalattomien vesien yleisin laji (Salmela ym. 2021b), joten tulos ei ole yllättävä. Lammissa toiseksi runsain oli tieteelle hiljattain kuvattu *Ch. posio*, ja loput kaksi lajia (*Ch. albipes* ja *Ch. crystallinus*) olivat selvästi harvalukuisempia ja löytyivät vain muutamasta lammesta. Aiempien havaintojen mukaan *Ch. crystallinus* on yksi yleisimpiä lajeja, ja muut lajit vähemmän yleisiä (Salmela ym. 2021b). Muiden *Chaoborus*-lajien osalta tulokset eivät siis täysin ole yhteneviä aiempien havaintojen kanssa, mutta kyseessä voi olla alueellinen vaihtelu. Lisäksi kahdesta hiljattain löydetystä *Chaoborus*-lajista on tehty vasta parin viime vuoden aikana havaintoja (Salmela ym. 2021a, 2021b), joten niiden yleisyys on vasta tarkentumassa. Tutkimuslammista löytyi myös harvalukuisesti järvilajia (*Ch. flavicans*), jonka tiedetään toisinaan elävän myös järvien läheisissä kalattomissa vesissä (Borkent 1981). Karttapalvelusta (Maanmittauslaitos 2021) selvisi, että lajin esiintymien lähellä sijaitti suurempia vesiä, joista se on voinut levittäytyä. Lammissa kaikista harvalukuisimpia olivat *Mochlonyx*- ja *Cryophila*-suvun lajit, joita löydettiin vain muutama yksilö. Tähän on todennäköisesti syynä lajien erilainen elinympäristö, sillä usein ne esiintyvät kausikuivissa vesissä (James 1957, Sæther 1972, Borkent 1981). Myös Suomessa munatalvehtijoista on runsaammin havaintoja

kausikuivista vesistä (Laine 2021), ja tämä viittaisi siihen, että Hossan alueen kausikuivista lammista kyseisiä lajeja olisi mahdollista löytää.

Tutkimuksen perusteella sulkahyttysten esiintyminen vaihteli lammessa kesän aikana. Toukkatalvehtijoita (*Chaoborus*-suku) löytyi molempina keruu ajankohtina, mutta eroja oli siinä, monellako lammella kukin laji esiintyi alku- ja loppukesällä. Erityisesti tämä havaittiin *Ch. obscuripes* -lajin kohdalla, sillä lajia löytyi alkukesällä vain seitsemästä ja loppukesällä 15 lammesta. Sulkahyttiset ovat hyviä leviämään, ja todennäköisesti kesän aikana uudet sukupolvet levittäytyivät uusiin lampiin. Levittäytymisen lisäksi eroihin vaikuttaa todennäköisesti toukkien talviaikainen kuolleisuus (Eggleton 1931, Schröder 2013), minkä takia talven aikana tietyistä lammista lajeja on voinut hävitä. *Chaoborus obscuripes* -lajin kohdalla myös elinkierrolla voi olla merkitystä, sillä se aikuistuu varhain loppukevästä aikaisemmin kuin muut lajit (Stenson 1981). On siis mahdollista, että alkukesällä tietyistä lammista laji ehti jo aikuistua. Munatalvehtijat (*Mochlonyx*- ja *Cryophila*-suku) sen sijaan havaittiin kesällä lammista vain toisena ajankohtana. Lajit havaitaan usein vain keväällä ja alkukesällä niiden erilaisen elinkierron takia (James 1957), ja näin oli myös tässä tutkimuksessa. Munatalvehtijat nimensä mukaisesti talvehtivat munana, ja loppukesästä toukkia ei siksi havaita (James 1957). Poikkeuksena muihin, *M. fuliginosus* löytyi lammesta kuitenkin loppukesällä. Kyseisestä lajista on vähän tietoa kirjallisuudessa, joten varmaa syytä ilmiölle ei ole. On kuitenkin viitteitä, että laji voi tehdä usean sukupolven vuoden aikana (Kuper ja Verberk 2011), mikä voisi selittää havainnon loppukesällä.

Vain yhdestä lammesta ei havaittu sulkahyttisiä kumpanakaan ajankohtana. Tulosten perusteella Lampi 9 ei poikennut ympäristötekijöiden suhteen erityisesti muista lammista. Lampi ei myöskään ollut eristynyt, joten lajien levittäytyminen lampeen oli mahdollista. Yksi syy voi olla lajien väliaikainen esiintyminen lammessa, sillä tiedetään, että ajan kuluessa yhdestä lammesta voi hävitä populaatio ja toiseen lampeen syntyä uusi (Berendonk ja Bonsall 2002). Ei voida myöskään poissulkea kalojen läsnäoloa, koska kalakannoista ei ole tietoa alueen lammista. Tämä voi olla todennäköisin syy, sillä lammen lähellä oli isompi vesialue

(Maanmittauslaitos 2021). Kolmea Suomesta tunnettua sulkahyttyslajia ei havaittu tutkimusalueelta. *Chaoborus pallidus* on löydetty Suomesta vain Etelä-Suomen alueelta ja *Ch. nyblaei* Lapin alueelta (Salmela ym. 2021b), joten lajien levinneisyys todennäköisesti selittää niiden puuttumisen Hossan alueelta. Lajistosta puuttui myös *M. velutinus*, jonka levinneisyys kattaa koko Suomen (Salmela ym. 2021b). Havaitsematta jääneistä lajeista *Ch. nyblaei* sekä *M. velutinus* ovat kuitenkin munatalvehtijoita, ja esiintyvät usein kausikuivissa vesissä (Borkent 1981). Lajeista on havaintoja esimerkiksi Itä-Lapin kausikuivista vesistä (Laine 2021), joten ei ole täysin mahdotonta löytää lajeja myöskään Hossan alueen kausikuivista lammista.

4.2 Sulkahyttysten elinympäristövaatimukset kalattomissa lammissa

Tutkimuksen toisena tavoitteena oli selvittää, onko sulkahyttysten lajimäärä ja runsaus yhteydessä ympäristötekijöihin kalattomissa lammissa. Tällä saatiin lisää tietoa lajien elinympäristövaatimuksista, ja mahdollisista elinympäristön eroista. Sulkahyttysten lajimäärä kasvoi oletuksen mukaisesti syvyyden kasvaessa, ja yhteys oli *Chaoborus*-lajimäärää tarkasteltaessa lähes merkitsevä. Aiempien tutkimusten mukaan eri lajit esiintyvät vesipatsaan eri kerroksissa (Fedorenko ja Swift 1972, Hongve 1975, Stenson 1981, Tsalkitzis ym. 1994), ja siten syvyys voi mahdollistaa lajien yhteisesiintymisen samassa vedessä. Aiemmin on esimerkiksi havaittu *Ch. flavicans* pohjakerroksesta, ja samasta vedestä *Ch. obscuripes* pintakerroksesta (Hongve 1975), ja toisen tutkimuksen mukaan jopa kolme lajia esiintyy samassa vedessä, joista kaksi syvemmällä ja yksi pintakerroksessa (Tsalkitzis ym. 1994). Tämä tutkimus antaa viitteitä samaan suuntaan, sillä syvissä vesissä lajeja oli enemmän. On kuitenkin huomioitava, että lajien jakautuminen vesipatsaassa voi vaihdella vuorokauden aikana, sillä osa lajeista (*Ch. flavicans*) vaeltaa vertikaalisesti pohjan ja pinnan välillä (Hongve 1975). Kokonaislajimäärän heikompa yhteys syvyyteen voi selittää muna- ja toukkatalvehtijoiden erilainen elinkierto, minkä takia ne esiintyvät vain hetkellisesti samaan aikaan lammessa (Berg 1937, James 1957). Lisäksi ne elävät usein erilaisessa elinympäristössä (Borkent 1981). Aiemmat tutkimukset ovat kohdistuneet kuitenkin vain *Chaoborus*-lajeihin, joten tutkimuksen tulosta on hankala verrata.

Sulkahyttysten runsaus oli oletuksen vastaisesti vain heikosti yhteydessä alueen varjoisuuteen, humuspitoisuuteen ja kokonaisfosforipitoisuuteen. Tutkimuksessa tarkasteltiin erikseen sulkahyttysten kokonaisrunsausta ja lajikohtaisia runsauksia, koska lajit voivat suosia erilaisia ympäristöoloja. Aiemmissä tutkimuksissa lajien on havaittu suosivan varjoisia (Borkent 1979, 1981) sekä humuspitoisia vesiä (Esim. Hongve 1975, Lindholm ym. 2016), ja tähän voi olla syynä sulkahyttysten herkkyys UV-säteilylle (Persaud ja Yan 2003, 2005, Nagiller ja Sommaruga 2009). Esimerkiksi kokeellisessa tutkimuksessa säteilyn on todettu lisäävän *Ch. pallidus* -lajin kuolleisuutta merkitsevästi (Nagiller ja Sommaruga 2009). Varjoisissa ja humuspitoisissa vesissä sulkahyttetyt ovat suojassa UV-säteilyltä, ja alhaisen kuolleisuuden takia näissä vesissä voi olla suuremmat sulkahyttysten runsaudet. Toinen mahdollinen selitys suuremmalle runsaudelle humuspitoisissa vesissä on ravinnon määrä. Tutkimukset pitävät ravinnon määrää tärkeänä runsauteen vaikuttavana tekijänä, ja usein eläinplanktonitiheydet ovat suuria ravinnerikkaissa (humuspitoiset, dystrofiset) vesissä (Parma 1969, Saether 1972). Kokonaisfosforilla oletettiin olevan positiivinen yhteys runsauteen, sillä se voi välillisesti vaikuttaa sulkahyttysten ravinnon määrään, koska se on usein vesistöissä perustuotantoa rajoittava ravinne (Wissel ym. 2003). Tässä tutkimuksessa yllä mainittuja yhteyksiä ei kuitenkaan havaittu.

Lajikohtaisia runsauksia tarkasteltaessa kuitenkin havaittiin, että lajit mahdollisesti suosivat hieman erilaisia ympäristöoloja. Lajeista munatalvehtijat sekä *Ch. crystallinus* näyttivät suosivan metsäisiä lampia, ja muut *Chaoborus*-lajit avoimia suolampia. Lisäksi avoimien lampien lajeista *Ch. obscuripes* näytti suosivan enemmän matalia vesiä, ja muut lajit pikemminkin syviä vesiä. Vaikka tulokset ovat suuntaa antavia, tutkimus on linjassa Suomessa tehtyihin havaintoihin, joiden perusteella lajit todella näyttävät suosivan hieman erilaisia ympäristöoloja kalattomissa vesissä (Salmela ym. 2021b). Myös muiden maiden tutkimuksissa on havaittu, että eri lajit suosivat erilaisia ympäristöolosuhteita (Ouimet 2001, Nagiller ja Sommaruga 2009, Kurek ym. 2010), ja elävät erilaisessa elinympäristössä (Nilssen 1974, Borkent 1981). Esimerkiksi *Ch. flavicans* -lajin runsaus kasvoi happamuuden kasvaessa, ja *Ch. americanus* -lajin väheni (Kurek ym. 2010). Myös yllä mainittu

herkkyys UV-säteilylle on lajikohtaista (Persaud ja Yan 2003, Nagiller ja Sommaruga 2009). Vaikka jokaisen lajin herkkyyttä ei ole tutkittu, UV-säteily voi olla huomionarvoinen tekijä määräämässä lajin elinympäristöä. Lajikohtaiset erot voisivat mahdollisesti selittää, miksi tutkimuksessa kokonaisrunsaus ei ollut vahvasti yhteydessä ympäristömuuttujiin. Toisaalta tässä tutkimuksessa ei myöskään havaittu selviä eroja lajien välillä elinympäristön suosinnassa, joten selviä johtopäätöksiä ei voida tehdä.

Tutkimus viittaisi pikemminkin siihen, että mitatuilla ympäristötekijöillä on kohtalaisen pieni merkitys sulkahyttysten esiintymiseen. Tulos ei ole täysin aiempien havaintojen vastainen, sillä sulkahyttysten tiedetään sietävän vaihtelevia olosuhteita (Stahl 1966, Parma 1969, Sæther 1972, Hongve 1975). Sulkahyttysten elinympäristö on laaja, ja siksi ne todennäköisesti ovat sopeutuneet monenlaisiin olosuhteisiin (Stahl 1966, Parma 1969, Sæther 1972, Hongve 1975). Lajit sietävät esimerkiksi veden kemiallisia olosuhteita (esim. Stahl 1966, Parma 1969, Havas ja Likens 1985) kuten happamuuden vaihtelua (esim. Stahl 1966), ja on myös osoitettu, että happamien järvien suuret alumiini tai vetyioni pitoisuudet eivät kasvattaneet *Ch. punctipennis* -lajin kuolleisuutta (Havas ja Likens 1985). Tämän lisäksi ne sietävät vähähappisia oloja sekä lämpötilan vaihtelua, sillä monet lajit talvehtivat toukkana ja viettävät aikaa kylmässä ja vähähappisessa alusvedessä (esim. Sæther 1997). Sulkahyttiset elävät myös vaihtelevan kokoisissa vesissä (Kurek ym. 2010), mikä voi selittää pinta-alan heikon yhteyden lajimäärään ja runsauteen. Ei ole siis yllättävää, että tässä tutkimuksessa pinta-alalla, happamuudella ja lämpötilalla oli heikkoja yhteyksiä (pl. *Chaoborus*-lajimäärän yhteys happamuuteen) sulkahyttysten esiintymiseen.

Tutkimuksessa havaittiin kuitenkin muutamia yllättäviä merkitseviä yhteyksiä ympäristömuuttujiin. *Chaoborus*-lajimäärällä oli negatiivinen yhteys puuston pohjapinta-alaan ja happamuuteen ja kokonaisrunsaudella syvyyteen. Puuston pohjapinta-ala ja happamuus olivat myös positiivisesti yhteydessä toisiinsa, mikä voi osaksi selittää lajimäärän yhteyden kumpaankin muuttujaan. Vesihyönteiset eivät yleisesti kestä suurta happamuuden vaihtelua, mutta lajien välillä on eroja

happamuuden sietokyvyssä (Hershey ja Lamberti 2001). Sulkahyttysten tapauksessa on todennäköistä, että happamat ja avoimet lammet tarjosivat muiden ympäristötekijöiden tai eliöiden välisten vuorovaikutusten suhteen hyvät olosuhteet, sillä kuten aiemmin jo todettiin, sulkahyttiset sietävät hyvin happamuuden muutoksia (esim. Yan ym. 1985). Happamissa vesissä sulkahyttysille voi esimerkiksi olla elintilaa, jos muut kilpailevat lajit eivät pysty elämään vastaavanlaisissa oloissa. Sulkahyttysten runsauden lasku syvyyden kasvaessa ei täysin tue aiempia tutkimuksia. Ainakin kerrostuneissa vesissä sulkahyttysten toukkien tiheydet ovat suuria pohjakerroksessa (Hongve 1975, Liljendahl-Nurminen ym. 2002) ja tiheys voi toisinaan olla jopa kymmeniä tuhansia yksilöitä neliömetrillä (Eggleton 1931, Regmi ym. 2013). Tutkimuslajit voivat kuitenkin olla syynä negatiiviseen yhteyteen. Suurin osa aineistosta oli *Ch. obscuripes* -lajin yksilöitä, joka näytti olevan runsain matalissa vesissä. Tutkimuksen muut lajit suosivat pikemminkin syviä vesiä, mutta lajien osuus aineistosta oli pienempi, joten niiden vaikutus ei välttämättä tullut esille. Kyseisen lajin suuri osuus aineistosta verrattuna muihin lajeihin voi siis selittää, miksi runsaus väheni merkitsevästi syvyyden kasvaessa. Tulos on yhtenevä, sillä *Ch. obscuripes* on myös aiemmissa tutkimuksissa havaittu matalista vesistä ja pintakerroksesta (esim. Hongve 1975). On myös huomioitava, että kalattomat vedet ovat usein matalampia kuin järvet, joten samanlaista syvyyden vaikutusta ei välttämättä senkään takia havaittu.

Tässä tutkimuksessa ei tarkasteltu sulkahyttyslajien välisiä vuorovaikutuksia, mutta aiempien tutkimusten mukaan myös vuorovaikutuksilla on merkitystä sulkahyttysten esiintymiseen. Yhden hallitsevan lajin saalistus tai kilpailu muita lajeja kohtaan voi selittää, miksi lajeja elää usein vain yksi (esim. von Ende 1979). Esimerkiksi Pohjois-Amerikassa *Ch. americanus* on kalattomien vesien valtalaji, ja sen tiedetään saalistavan pienikokoisia lajeja (von Ende 1979). Laji kehittyi aikaisin, ja on suurikokoisempi kuin muut lajit, mikä antaa sille saalistus- ja kilpailuedun (von Ende 1979). Samanlaisia havaintoja Euroopasta on *Ch. obscuripes* -lajista, joka esimerkiksi hävitti *Ch. flavicans* -lajin samasta vedestä (Wissel ja Benndorf 1998). Myös tämän tutkimuksen sekä Suomessa tehtyjen muiden havaintojen perusteella

Ch. obscuripes on valtalaji ainakin Lapin alueella (Salmela ym. 2021b), ja se voi samaan tapaan saalistus- ja kilpailuedun takia vähentää muiden lajien selviytymistä lammessa. Sulkahyttyslajit eivät kuitenkaan aina syrjäytä toisiaan lammessa, koska myös monilajisia yhteisöjä on havaittu (Stahl 1966, Parma 1969, Salmela 2021b). Edellä mainittujen tutkimusten valossa lajien väliset vuorovaikutukset on kuitenkin toisinaan tärkeä esiintymistä selittävä tekijä. On esimerkiksi mahdollista, että pienille lajeille toisen sulkahyttyslajin läsnäolo on keskeinen tekijä, kun taas samaan aikaan hallitsevilla lajeilla rajoittava tekijä on jokin ympäristötekijä (Wissel ym. 2003).

On huomioitava, että eri virhelähteet saattoivat vaikuttaa tutkimuksen tulosten luotettavuuteen. Puuston pohjapinta-ala ei välttämättä ollut tarpeeksi selkeä menetelmä kuvaamaan alueen varjoisuutta, sillä varjoisuus vaihtelee myös ilmansuunnan, sään sekä vuorokauden mukaan. Tätä vaihtelua oli kuitenkin hankala huomioida maastossa ja aikataulun puitteissa. Vedenväriin vaikutuksen tulkintaa voi heikentää se, että Hossan alueen lammista suurin osa oli kirkasvetisiä ja vähähumuksisia. Lammet valittiin ilmakuvista, eikä lammen humuspitoisuutta voitu etukäteen tietää. Lisäksi lampien kokonaisfosforin määrä oli vähäinen (1–18 µg/l), minkä takia sen yhteyttä runsauteen oli hankala arvioida. Jos erot olisivat suurempia, saataisiin varmempi tulos sen yhteydestä runsauteen. Myöskään lampien kalattomuudesta ei ollut aiempaa tietoa, mikä lisäsi riskejä tutkimuksessa. Menetelmiä voisi kehittää tekemällä alustavan katsauksen tutkimuslampiin ja selvittämällä lampien humuspitoisuuden sekä kokonaisfosforin määrän etukäteen ja tarkistamalla kalattomuuden esimerkiksi koeverkkopyynnillä.

Tutkimuksen tulosten luotettavuudessa on huomioitava myös otoskoko. Suurempi otoskoko ennustaisi tarkemmin sulkahyttysten lajimäärään ja runsauteen yhteydessä olevia ympäristötekijöitä. Vaikka ympäristömuuttujissa oli selvää vaihtelua lampien välillä, vielä suuremmalla otoskoolla vaihtelu tulisi selkeämmin esille. Lajimäärän vaihtelu lammissa oli pientä (0–3 välillä), minkä takia sen yhteyksistä ympäristömuuttujiin on suhtauduttava varauksella. Sulkahyttysten tapauksessa lajimäärä on kuitenkin suuri, sillä usein lajeja on vain yksi lammessa.

On myös huomioitava, että muita lajeja paitsi *Ch. obscuripes* ja *Ch. posio* löytyi tutkimuslammista vähän, ja siksi lajikohtaiset tarkastelut eivät ole täysin luotettavia. Voi olla, että muut lajit elävät hieman erilaisessa elinympäristössä ja eivät siksi olleet runsaita. Toisaalta on myös mahdollista, että muita lajeja esiintyy Hossan alueella vain harvalukuisena, ja siksi niitä löytyi lammista vähän. Muiden Suomessa tehtyjen tutkimusten perusteella tulos ei kuitenkaan ole huolestuttava, vaan lajit ovat elinvoimaisia Suomessa (Salmela ym. 2021b). Koska useat lajit esiintyivät harvalukuisena, on myös mahdollista, että kaikista lammista ei havaittu kaikkia lajeja kohtuullisesta pyyntiponnistuksesta huolimatta.

Kalattomien lampien sulkahyttysissä on myös potentiaalisia jatkotutkimuksen kohteita. Lajiston kartoitusta ja seuranta ajatellen olisi tärkeää saada selvyyttä alueen lajistosta ja lajien runsaudesta mahdollisimman tarkasti. Vielä ei esimerkiksi tiedetä, mikä pyyntimenetelmä on sulkahyttysten keruussa tehokkain ja luotettavin. Tätä voisi selvittää esimerkiksi vertailemalla eri pyyntimenetelmiä keskenään. Näytteitä voisi ottaa usealla eri haavilla ja sekä rannalta että lammen keskeltä. Tässä tutkimuksessa näytteitä otettiin sekä rannalta että lammen keskeltä, mutta menetelmiä ei vertailtu. Tulevissa tutkimuksissa voisi myös tarkemmin selvittää, esiintyykö lammen keskiosissa eri lajeja kuin rannassa, ja jos näin on, lammen keskiosista otettavat näytteet parantaisivat lajiston tuntemusta. Myös muita ympäristötekijöitä voi tutkia, jotta lajien elinympäristövaatimukset tarkentuvat, ja tiedetään millaisista lammista niitä kannattaa kerätä. Esimerkiksi vesikasvillisuus voi toimia mahdollisena suojapaikkana pedoilta tai UV-säteilyltä. Eräässä tutkimuksessa vesikasvillisuuden toimiminen suojapaikkana on mainittu (Arranz ym. 2015), mutta varsinaista tutkimusta ei ole tehty. Kalattomien lampien sulkahyttysiä voi myös hyödyntää paleolimnologisessa tutkimuksessa, sillä toukkien jäänteitä kertyy vesien pohjasedimentteihin. Sulkahyttysten avulla voisi esimerkiksi selvittää vesien kalahistoriaa, ja mahdollisten kalojen häviämisen. Tästä aiheesta on muutamia aiempia tutkimuksia (esim. Luoto ja Nevalainen 2009), ja ainakin niiden perusteella sulkahyttysten hyödyntäminen on lupaavaa.

4.3 Johtopäätökset

Tutkimuksen perusteella Hossan kalattomissa lammissa elää monimuotoinen sulkahyttyslajisto. Usean lajin alueelliset levinneisyystiedot tarkentuivat, ja tutkimuksen avulla Kainuun maakunnalle löytyi neljä uutta lajia. Tutkimuksen perusteella munatalvehtijat (*Mochlonyx* ja *Cryophila*) eivät ole runsaita pysyvissä kalattomissa vesissä, vaan ne ovat otollisempi elinympäristö toukkatalvehtijoille (*Chaoborus*). Tietyt lajit (*Ch. obscuripes* ja *Ch. posio*) olivat alueella selvästi runsaampia kuin toiset. Kalattomien lampien sulkahyttiset näyttäisivät sietävän monenlaisia olosuhteita, samoin kuin aiempien tutkimusten kohdalla on havaittu. Vaikka sulkahyttysten elinympäristövaatimukset ovat laajat, eri lajit saattavat kuitenkin suosia hieman erilaisia olosuhteita kalattomissa vesissä, kuten eri syvyisiä lampia. Vaikka tutkimuksen tulokset ovat suuntaa antavia, samansuuntaisia havaintoja on tehty myös laajemmin Suomesta.

Tutkimuksen tulokset ovat hyödyksi lajiston seurantaan ja uhanalaisuuden arviointia ajatellen. Seuranta voi olla tehokasta, jos kartoitetaan ympäristöoloilta vaihtelevia lampia. Vaihtelu voi mahdollistaa useamman lajin havaitsemisen, jos lajit suosivat hieman erilaisia ympäristöoloja. Pysyvien kalattomien lampien lisäksi voi olla keskeistä kartoittaa myös kausikuivia lampia, joissa munatalvehtijat ovat yleisempiä. Lampien monipuolisen valinnan lisäksi keskeistä voi olla parhaan pyyntiajankohdan sekä -menetelmän löytäminen. Tutkimuksen perusteella useasta pyyntiajankohdasta on hyötyä, sillä alku- ja loppukesällä havaittiin eri lajeja. Alkukesän keruun etu on munatalvehtijoiden havaittavuus ja loppukesällä kiireettömyys, sillä lajeja ei jää huomiotta sen takia, että lajit ehtisivät aikuistua lammista. Varteenotettavaa on myös pyyntimenetelmä, sillä tutkimuksen perusteella sulkahyttisiä voi olla lammessa vain muutamia yksilöitä. Lajien havaittavuuden parantamiseksi kannattaa tehdä useita toistoja, sekä harkita näytteiden keruuta myös lammen keskeltä. Usean lajin alueelliset levinneisyystiedot ovat yhä puutteellisia, ja siksi tutkimus- tai harrastusmielessä sulkahyttysten tehokas kartoittaminen toisi varmuutta lajien yleisyydestä ja uhanalaisuudesta Suomessa.

KIITOKSET

Kiitän kaikkia ohjaajiani tasapuolisesti. Kiitos Jukka Salmelalle erinomaisesta tiedosta koskien sulkahyttysten määrittystä, kirjallisuutta sekä maastotyön ohjausta. Heikki Hämäläiselle ja Panu Halmeelle kiitokset tilastollisten menetelmien sekä kirjallisen työn ohjauksesta. Suuri kiitos myös laitoksen muulle henkilökunnalle, jotka opastivat vesinäytteiden analysoinnissa ja neuvoivat laitteiden toiminnoissa. Kiitos Katriina Hakamäelle korvaamattomasta avusta maastossa. Haluan myös kiittää apurahan myöntäjiä, Suomen Hyönteistieteellistä seuraa sekä Societas pro Fauna et Flora Fennicaa, jotka tukivat tutkimustani rahallisesti.

KIRJALLISUUS

- Arranz I., Sala J., Gascon S., Ruhi A., Quintana X.D., Amoedo J., Martinoy M. & Boix D. 2015. Contribution to the knowledge of the distribution of *Chaoborus* species (Diptera: Chaoboridae) in the NE Iberian Peninsula, with notes on the spatial and temporal segregation among them. *Limnetica* 34: 57–68.
- Bass D. & Sweet M.H. 1984. Do *Chaoborus* larvae migrate in temporary pools? *Hydrobiologia* 108: 181–185.
- Berendonk T.U. 1999. Influence of fish kairomones on the ovipositing behaviour of *Chaoborus* imagoes. *Limnol. Oceanogr.* 44: 454–458.
- Berendonk T.U., Barraclough T.G. & Barraclough J.C. 2003. Phylogenetics of pond and lake lifestyles in *Chaoborus* midge larvae. *Evolution* 57: 2173–2178.
- Berendonk T.U. & Bonsall M.B. 2002. The phantom midge and a comparison of metapopulation structures. *Ecology* 83: 116–128.
- Berg K. 1937. Contributions to the biology of *Corethra* Meigen (*Chaoborus* Lichtenstein). *Biol. Meddel.* 13: 1–101.
- Borkent A. 1979. Systematics and bionomics of the species of the subgenus *Schadonophasma* Dyar and Shannon (*Chaoborus*, Chaoboridae, Diptera). *Quaest. Entomol.* 15: 122–255.
- Borkent A. 1981. The distribution and habitat preferences of the Chaoboridae (Culicomorpha: Diptera) of the Holarctic region. *Can. J. Zool.* 59: 122–133.

- Borkent A. 1993. A world catalogue of fossil and extant Corethrellidae and Chaoboridae (Diptera), with a listing of references to keys, bionomic information and descriptions of each known life stage. *Entomol. Scand.* 24: 1–24.
- Borkent A. 2012. The pupae of Culicomorpha – morphology and a new phylogenetic tree. *Zootaxa* 3396: 1–98.
- Borkent A. 2014. World catalogue of extant and fossil Chaoboridae (Diptera). *Zootaxa* 3796: 469–493.
- Bouchard R.W. 2004. *Guide to aquatic macroinvertebrates of the Upper Midwest*. Water Resources Center, University of Minnesota.
- Corbet P.S. 1999. *Dragonflies: Behaviour and Ecology of Odonata*. Harley books, England.
- Cummins K.W. 1974. Structure and function of stream ecosystems. *Bioscience* 24: 631–641.
- Cummins K.W. & Klug M.J. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 10: 147–172.
- Cummins K.W. & Lauff G.H. 1969. The influence of substrate particle size on the microdistribution of stream macrobenthos. *Hydrobiologia* 34: 145–181.
- Dawidowicz P., Pijanowska J. & Ciechomski K. 1990. Vertical migration of *Chaoborus* larvae is induced by the presence of fish. *Limnol. Oceanogr.* 35: 1631–1637.
- Eggleton F.E. 1931. A limnological study of the profundal bottom fauna of certain fresh-water lakes. *Ecol. monogr.* 1: 231–331.
- Elser M.M., von Ende C.N., Sorrano P. & Carpenter S.R. 1987. *Chaoborus* populations: response to food web manipulation and potential effects on zooplankton communities. *Can. J. Zool.* 65: 2846–2852.
- Fedorenko A.Y. 1975. Feeding characteristics and predation impact of *Chaoborus* (Diptera, Chaoboridae) larvae in a small lake. *Limnol. Oceanogr.* 20: 250–258.
- Fedorenko A.Y. & Swift M.C. 1972. Comparative biology of *Chaoborus americanus* and *Chaoborus trivittatus* in Eunice Lake, British Columbia. *Limnol. Oceanogr.* 17: 721–730.
- Garcia E.A. & Mittelbach G.G. 2008. Regional coexistence and local dominance in *Chaoborus*: species sorting along a predation gradient. *Ecology* 89: 1703–1713.
- Haakana H. 2018. *Vesistö-opas*. Suomen luonnonsuojeluliitto ry, Mikkeli.

- Havas M. & Likens G.E. 1985. Toxicity of aluminum and hydrogen ions to *Daphnia catawba*, *Holopedium gibberum*, *Chaoborus punctipennis*, and *Chironomus anthracinus* from Mirro Lake, New Hampshire. *Can. J. Zool.* 63: 1114–1119.
- Hebert P.D.N., Ratnasingham S., Zakharov E., Telfer A.C., Levesque-Beaudin V., Milton M.A., Pedersen S., Jannetta P. & deWaard J.R. 2016. Counting animal species with DNA barcodes: Canadian insects. *Philos. T. Roy. Soc. B.* 371: 1–10.
- Hershey A.E. & Lamberti G.A. 2001. Aquatic insect ecology. Teoksessa: Thorp J.M. & Covich A.P. (toim.), *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates (Second Edition)*, Academic Press, pp. 733–775.
- Hongve D. 1975. On the ecology and distribution of *Chaoborus* (Chaoboridae, Diptera) from the upper Romerike district, south-east Norway. *Nor. J. Entomol.* 22: 49–57.
- James H.G. 1957. *Mochlonyx velutinus* (Ruthe) (Diptera: Culicidae), an occasional predator of mosquito larvae. *Can. Entomol.* 89: 470–480.
- Kajak Z. & Rybak J. 1979. The feeding of *Chaoborus flavicans* Meigen (Diptera, Chaoboridae) and its predation on lake zooplankton. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 64: 361–378.
- Kuper J. & Verberk W. 2011. Fenologie, habitat en verspreiding van pluimmuggen in Nederlandse hoogvenen (Diptera: Chaoboridae). *Nederl. Faun. Med.* 35: 73–82.
- Kurek J., Cwynar L.C., Weeber R.C., Jeffries D.S. & Smol J.P. 2010. Ecological distributions of *Chaoborus* species in small, shallow lakes from the Canadian boreal shield ecozone. *Hydrobiologia* 65: 207–221.
- Laine E. 2021. Itä-Lapin kalattomien lampien nektiset hyönteisyhteisöt ja niiden yhteys olosuhteisiin. Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Pro gradu, pp. 60.
- Lancaster J. & Downes B.J. 2013. *Aquatic entomology (First Edition)*. Oxford University Press, UK.
- Liljendahl-Nurminen A., Horppila J., Eloranta P., Malinen T. & Uusitalo L. 2002. The seasonal dynamics and distribution of *Chaoborus flavicans* larvae in adjacent lake basins of different morphometry and degree of eutrophication. *Freshw. Biol.* 47: 1283–1295.
- Lindholm M., Wolf R., Finstad A. & Hessen D.A. 2016. Water browning mediates predatory decimation of the arctic fairy shrimp *Branchinecta paludosa*. *Freshw. Biol.* 61: 340–347.

- Luoto T.P. & Nevalainen L. 2009. Larval chaoborid mandibles in surface sediments of small shallow lakes in Finland: implications for palaeolimnology. *Hydrobiologia* 631: 185–195.
- Maanmittauslaitos 2021. Paikkatietoikkuna.fi. <https://kartta.paikkatietoikkuna.fi> (Luettu 4.1.2021)
- Matheson R. 1944. The family Culicidae. Teoksessa: Matheson R. (Toim.), *Handbook of the mosquitoes of North America*, Comstock publishing Company, pp. 89–97.
- Merritt R.W., Cummins K.W. & Berg M.B. 1996. Trophic relations of macroinvertebrates. Teoksessa: Hauer F.R. & Lamberti G.A. (toim.), *Methods in stream ecology*. Academic Press, San Diego CA, pp. 453–474.
- Monchadsky A.S. 1964. The role of Chaoboridae larvae (Diptera, Culicidae) in the extermination of blood-sucking mosquitoes. *Zool. J.* 43: 455–466.
- Nagiller K. & Sommaruga R. 2009. Differential tolerance of UV radiation between *Chaoborus* species and role of photoprotective compounds. *J. Plankton Res.* 31: 503–513.
- Nair G.A., Morse J.C. & Marshall S.A. 2015. Aquatic insects and their societal benefits and risks. *J. Entomol. Zool.* 3: 171–177.
- Nakanishi K., Nishida T., Kon M. & Sawada H. 2014. Effects of environmental factors on the species composition of aquatic insects in irrigation ponds. *Entomol. Sci.* 17: 251–261.
- Nilssen J.P. 1974. On the ecology and distribution of the Norwegian larvae of *Chaoborus* (Diptera, Chaoboridae). *Nor. entomol. Tidsskr.* 21: 37–44.
- O'Brien W.J. 1987. Planktivory by freshwater fish: trout and parry in the pelagia. Teoksessa: Kerfoot W.C. & Sih A. (toim.), *Predation: direct and indirect impacts on aquatic communities*, University Press of New England, pp. 3–16.
- Ouimet C. 2001. Implications of *Chaoborus* pupation and ecdysis in cold water. *Freshw. Biol.* 46: 1169–1177.
- Parma S. 1969. Notes on the larval taxonomy, ecology, and distribution of the Dutch *Chaoborus* species (Diptera, Chaoboridae). *Beaufortia* 17: 21–50.
- Persaud A.D. & Yan N.D. 2001. Accounting for spatial variability in the design of sampling programmes for *Chaoborus* larvae. *J. Plankton Res.* 23: 279–285.
- Persaud A.D. & Yan N.D. 2003. UVR sensitivity of *Chaoborus* larvae. *J. Hum. Environ.* 32: 219–224.

- Persaud A.D. & Yan N.D. 2005. Developmental differences and a test for reciprocity in the tolerance of *Chaoborus punctipennis* larvae to ultraviolet radiation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62: 483–491.
- Petranka J.W. & Fakhoury K. 1991. Evidence of a chemically-mediated avoidance response of ovipositing insects to blue-gills and green frog tadpoles. *Copeia* 1991: 234–239.
- Regmi B.P., Wivegh J.S. & Hobaek A. 2013. Population decline and life-cycle changes in phantom midge (*Chaoborus flavicans*) after introduction of planktivorous fish. *Freshw. Biol.* 58: 1436–1446.
- Riessen H.P., O'Brien W.J. & Loveless B. 1984. An analysis of the components of *Chaoborus* predation on zooplankton and the calculation of relative prey vulnerabilities. *Ecology* 65: 514–522.
- Roth J.C. 1967. Notes on *Chaoborus* species from the Douglas Lake region, Michigan, with a key to their larvae (Diptera: Chaoboridae). *Mich. Acad. Sci.* 52: 63–68.
- Sæther O.A. 1972. Chaoboridae. Teoksessa: Bick H. (toim.), *Die Binnengewässer: Einzeldarstellungen aus der limnologie und ihren nachbargebieten, das zooplankton der Binnengewässer (1 teil)*, Stuttgart, pp. 257–280.
- Sæther O.A. 1997. Diptera Chaoboridae, phantom midges. Teoksessa: Nilsson A. (toim.), *The aquatic insects of North Europe*, Apollo Books Denmark, 2: 149–162.
- Sæther O.A. 2002. Insecta: Diptera: Chaoboridae. Teoksessa: Sæther O.A. & Wagner R. (toim.), *Süßwasserfauna von Mitteleuropa*, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg Berlin, pp. 3–38.
- Salmela J., Paasivirta L., Kivite G. 2014. Checklist of the families Chaoboridae, Dixidae, Thaumaleidae, Psychodidae and Ptychopteridae (Diptera) of Finland. Teoksessa: Kahanpää J. & Salmela J. (toim.), *Checklist of the Diptera of Finland*, *ZooKeys* 441: 37–46.
- Salmela J., Jakovlev J., Paasivirta L., Ilmonen J., Kakko I. & Haarto A. 2019. Sääsket. Teoksessa: Hyvärinen E., Juslen A., Kemppainen E., Uddström A. & Liukko U.-M. (toim.), *Suomen lajien uhanalaisuus - Punainen kirja 2019*, Ympäristöministeriö ja Suomen ympäristökeskus, Helsinki, pp. 514–531.
- Salmela J., Ahola J., Härmä O., Laine E., Paasivirta L. & Rinne A. 2021b. Revision of Finnish Chaoboridae (Diptera: Culicomorpha). *Nor. J. Entomol.* Lähetetty käsikirjoitus.
- Salmela J., Härmä O. & Taylor D.J. 2021a. *Chaoborus flavicans* Meigen (Diptera, Chaoboridae) is a complex of lake and pond dwelling species: a revision. *Zootaxa* 4927: 151–196.

- Schröder A. 2013. Density- and size-dependent winter mortality and growth of late *Chaoborus flavicans* larvae. *PLoS ONE* 8, doi:10.1371/journal.pone.0075839
- SFS 3026. Veden kokonaisfosforin määrittäminen. Hajotus peroksidisulfaattilla. 1986. Suomen standardisoimisliitto, Helsinki.
- SFS 7887. Vedenlaatu. Värin tarkastelu ja määrittäminen. Osa 4: Visuaalinen luonnonveden värin määrittäminen. 1994. Suomen standardisoimisliitto, Helsinki.
- Sikorowa A. 1973. Morfologia, biologia i ekologia gatunków rodzaju *Chaoborus* Lichtenstein (Diptera, Chaoboridae) występujących w Polsce. *Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczo-Technicznej w Olsztynie* 105: 1–212.
- Stahl J.B. 1966. Coexistence in *Chaoborus* and its ecological significance. *Investigations of Indiana Lakes and Streams* 7: 99–113.
- Stenson J.A.E. 1978. Differential predation by fish on two species of *Chaoborus* (Diptera, Chaoboridae). *Oikos* 31: 98–101.
- Stenson J.A.E. 1981. The role of predation in the evolution of morphology, behaviour and life history of two species of *Chaoborus*. *Oikos* 37: 323–327.
- Suomen lajitietokeskus 2021. Laji.fi. <https://laji.fi> (luettu 12.1.2021)
- Thorp J.H. & Covich A.P. 2001. *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates (Second Edition)*. Academic Press, California USA.
- Tsalkitzis E., Yan N.D., McQueen D.J., Popiel S.A. & Demers E. 1994. Habitat separation among three temperate *Chaoborus* species. *Arch. Hydrobiol.* 129: 385–403.
- Uutala A. 1990. *Chaoborus* (Diptera: Chaoboridae) mandibles – paleolimnological indicators of the historical status of fish population in acid-sensitive lakes. *J. Paleolimnol.* 4: 139–151.
- Von Ende C.N. 1979. Fish predation, interspecific predation and the distribution of two *Chaoborus* species. *Ecology* 60: 119–128.
- Wellborn G.A., Skelly D.K. & Werner E.E. 1996. Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 27:337–364.
- Wissel B. & Benndorf J. 1998. Contrasting effect of the invertebrate predator *Chaoborus obscuripes* and planktivorous fish on plankton communities of a long term biomanipulation experiment. *Arch. Hydrobiol.* 143: 129–146.
- Wissel B., Yan N.D. & Ramcharan W. 2003. Predation and refugia: implications for *Chaoborus* abundance and species composition. *Freshw. Biol.* 48: 1421–1431

- Wood K.G. 1956. Ecology of *Chaoborus* (Diptera: Culicidae) in an Ontario Lake. *Ecology* 37: 639-643.
- Yan N.D., Nero R.W., Keller W. & Lasenby D.C. 1985. Are *Chaoborus* larvae more abundant in acidified than non-acidified lakes in Central Canada? *Holarctic Ecol.* 8: 93-99.

LIITE 1 TUTKIMUSLAMPIEN LAJIMÄÄRÄ, RUNSAUS, KOORDINAATIT JA KUVAT

LIITE 1A. Sulkahyttysten kokonaislajimäärä ja kokonaisrunsaus (yks/m³) tutkimuslammissa. Kokonaislajimäärä kuvastaa myös *Chaoborus*-lajimäärää, paitsi tähdellä merkityissä lammissa lajimäärä on kahden sijaan yksi. Lampien koordinaatit esitettynä ETRS-TM35FIN -muodossa.

| Tutkimuslamppi | Lajimäärä | Runsaus | Leveysaste (P) | Pituusaste (I) |
|----------------|-----------|---------|----------------|----------------|
| Lampi 1 | 2 * | 87 | 7260768 | 620187 |
| Lampi 2 | 3 | 89 | 7261409 | 620867 |
| Lampi 3 | 2 * | 12 | 7260161 | 621684 |
| Lampi 4 | 2 | 446 | 7259676 | 623420 |
| Lampi 5 | 3 | 54 | 7260668 | 623662 |
| Lampi 6 | 1 | 74 | 7259444 | 624144 |
| Lampi 7 | 2 | 108 | 7260061 | 624475 |
| Lampi 8 | 1 | 182 | 7259309 | 625442 |
| Lampi 9 | 0 | 0 | 7260153 | 625538 |
| Lampi 10 | 1 | 28 | 7258533 | 625347 |
| Lampi 11 | 3 | 25 | 7257382 | 623730 |
| Lampi 12 | 1 | 141 | 7258536 | 622265 |
| Lampi 13 | 1 | 291 | 7260848 | 614124 |
| Lampi 14 | 1 | 360 | 7261341 | 613826 |
| Lampi 15 | 2 | 106 | 7262405 | 615151 |
| Lampi 16 | 2 | 39 | 7257689 | 622217 |
| Lampi 17 | 1 | 132 | 7263541 | 613210 |
| Lampi 18 | 2 | 72 | 7264355 | 611102 |
| Lampi 19 | 1 | 108 | 7264446 | 615363 |
| Lampi 20 | 2 * | 434 | 7265586 | 608616 |

LIITE 1B. Lajikohtaiset runsaudet taulukoituna. Runsaus (yks/m³) on laskettu alkua ja loppukesän keskiarvoista ja summattu yhteen. Lajit järjestyksessä vasemmalta oikealle: *Ch. obscuripes*, *Ch. posio*, *Ch. albipes*, *Ch. crystallinus*, *Ch. flavicans*, *M. triangularis*, *M. fuliginosus* ja *Cr. lapponica*.

| Lampi | Ch. o | Ch. p | Ch. a | Ch. c | Ch. f | M. t | M. f | Cr. l |
|-------|-------|-------|-------|-------|-------|------|------|-------|
| 1 | 0 | 0 | 0 | 95 | 0 | 0 | 8 | 95 |
| 2 | 138 | 46 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 3 | 0 | 0 | 0 | 13 | 0 | 10 | 0 | 13 |
| 4 | 38 | 559 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 5 | 66 | 9 | 28 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 6 | 74 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 7 | 58 | 92 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 8 | 182 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 10 | 28 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 11 | 11 | 20 | 0 | 0 | 28 | 0 | 0 | 0 |
| 12 | 141 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 13 | 291 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 14 | 360 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 15 | 97 | 110 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 16 | 58 | 0 | 0 | 0 | 17 | 0 | 0 | 0 |
| 17 | 132 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 18 | 0 | 77 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 |
| 19 | 0 | 0 | 0 | 0 | 108 | 0 | 0 | 0 |
| 20 | 459 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 15 |

LIITE 1C. Tutkimuslammet valittiin pinta-alan ja lähivaluma-alueen soisuuden perusteella ilmakuvista. Soisuuden ero ilmeni siten, että osa lammista oli suorantaisia (kuvat ylhäällä) ja osa metsärantaisia (kuvat alhaalla). Kuvissa ovat ylhäältä oikealle Lampi 16 sekä Lampi 15 ja alhaalta oikealle Lampi 3 sekä Lampi 1.



LIITE 2 SPEARMANIN KORRELAATIOTESTIN TULOKSET JA KUVAAJAT

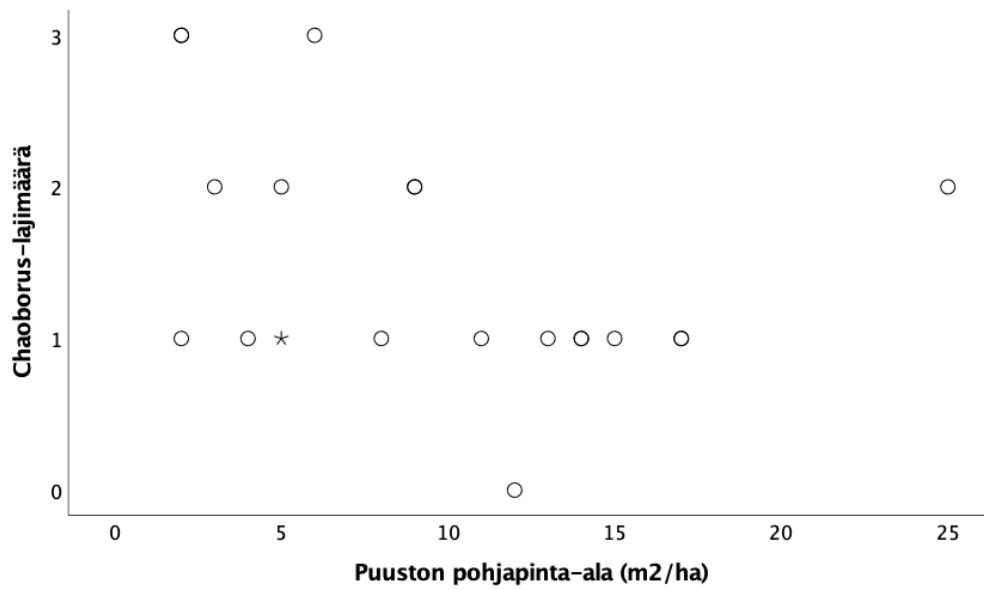
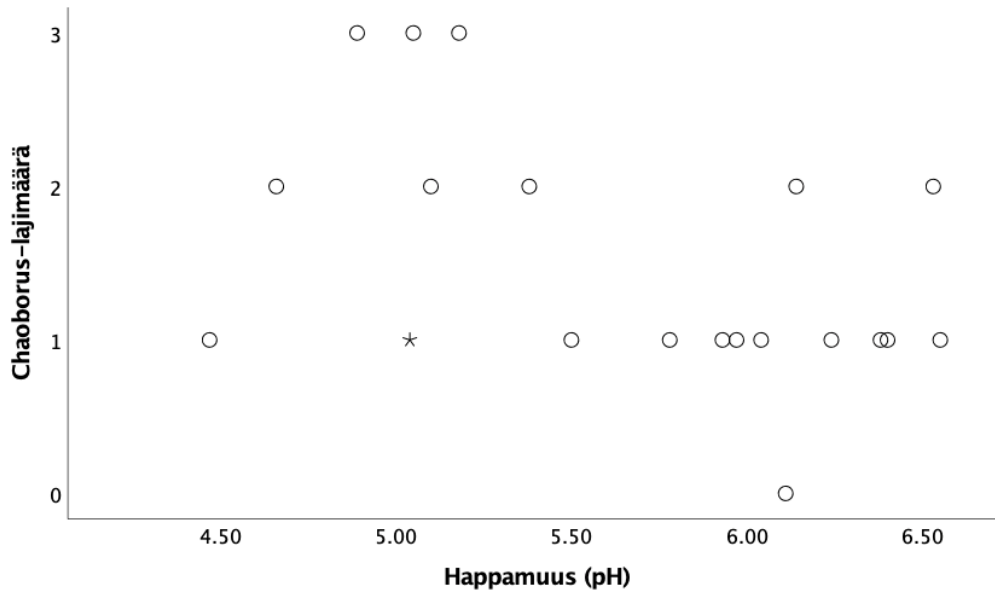
LIITE 2A. Spearmanin korrelaatiotestin tulokset taulukoituna. Lajimäärän ja runsauden yhteys ympäristömuuttujiin (n = 19). Kokonaislajimäärä kattaa munatalvehtijat (*Mochlonyx* ja *Cryophila*) sekä toukkatalvehtijat (*Chaoborus*), ja *Chaoborus*-lajimäärä vain toukkatalvehtijat. Runsaus kuvaa lammen sulkahyttysten kokonaisrunsautta (yks/m³). Tähdellä merkittynä merkitsevät yhteydet.

| Ympäristömuuttujat | Kokonaislajimäärä | <i>Chaoborus</i> -lajimäärä | Runsaus |
|-------------------------------------|---------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| Pinta-ala (ha) | $r_s = -0,26$ p = 0,28 | $r_s = -0,07$ p = 0,78 | $r_s = -0,12$ p = 0,63 |
| Pohjapinta-ala (m ² /ha) | $r_s = -0,34$ p = 0,16 | $r_s = -0,47^*$ p = 0,04 | $r_s = 0,21$ p = 0,39 |
| Lämpötila (°C) | $r_s = 0,14$ p = 0,57 | $r_s = 0,35$ p = 0,14 | $r_s = -0,14$ p = 0,58 |
| Happamuus (pH) | $r_s = -0,41$ p = 0,08 | $r_s = -0,47^*$ p = 0,05 | $r_s = 0,31$ p = 0,21 |
| Syvyys (m) | $r_s = 0,33$ p = 0,17 | $r_s = 0,45$ p = 0,06 | $r_s = -0,47^*$ p = 0,04 |
| Vedenväri (mgPt/l) | $r_s = 0,44$ p = 0,06 | $r_s = 0,42$ p = 0,07 | $r_s = -0,28$ p = 0,25 |
| Kokonaisfosfori (µg/l) | $r_s = -0,14$ p = 0,57 | $r_s = -0,07$ p = 0,78 | $r_s = -0,07$ p = 0,79 |

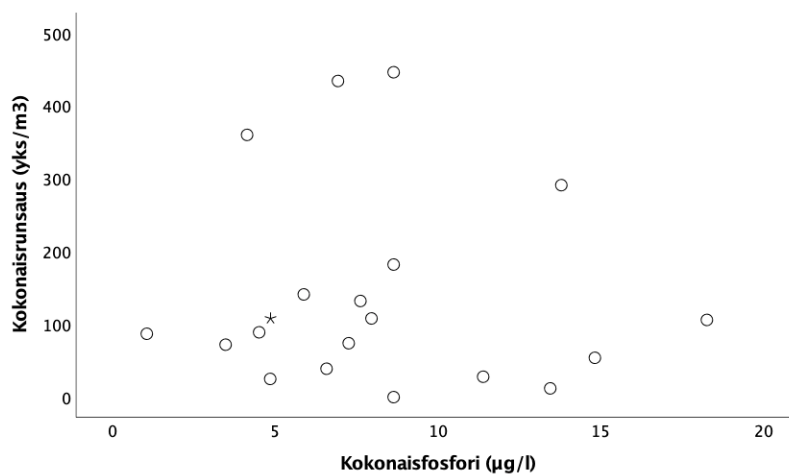
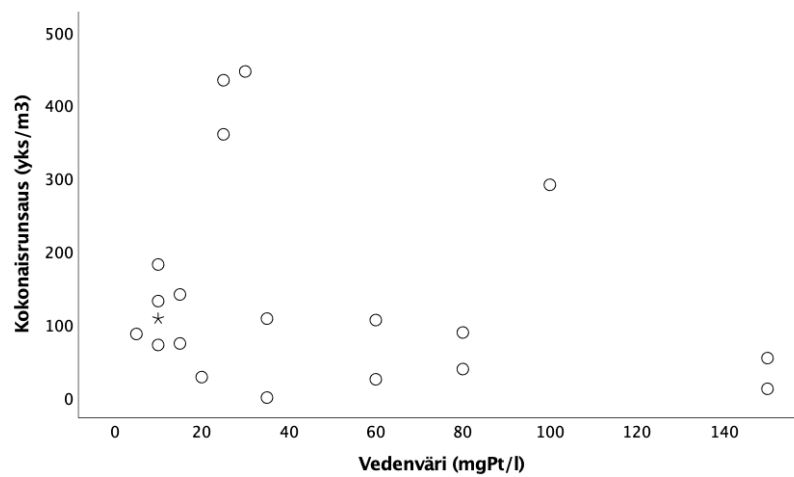
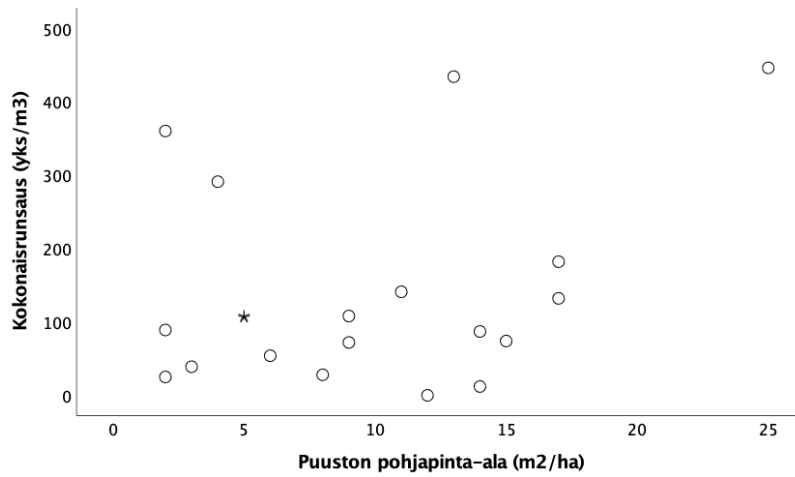
LIITE 2B. Spearmanin korrelaatiotestien tulokset taulukoituna. Lajikohtaisen runsauden (yks/m³) yhteys ympäristömuuttujiin (n = 19). Tähdellä merkittynä merkitsevät yhteydet.

| Ympäristömuuttujat | <i>Ch. obscuripes</i> | <i>Ch. posio</i> | <i>Ch. albipes</i> | <i>Ch. crystallinus</i> | <i>Ch. flavicans</i> | <i>M. triangularis</i> | <i>M. fuliginosus</i> | <i>Cr. lapponica</i> |
|--|---------------------------|---------------------------|----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|----------------------------|---------------------------|--------------------------|
| Pinta-ala (ha) | $r_s = -0,27$ p = 0,25 | $r_s = 0,11$ p = 0,66 | $r_s = -0,29$ p = 0,22 | $r_s = -0,20$ p = 0,43 | $r_s = 0,13$ p = 0,58 | rs = -0,04 p = 0,86 | rs = -0,22 p = 0,38 | rs = -0,30 p = 0,21 |
| Pohjapinta-ala (m ² /ha) | $r_s = -0,14$ p = 0,56 | $r_s = -0,19$ p = 0,49 | $r_s = -0,34$ p = 0,16 | $r_s = 0,28$ p = 0,24 | $r_s = -0,40$ p = 0,09 | rs = 0,19 p = 0,43 | rs = 0,19 p = 0,43 | rs = 0,13 p = 0,60 |
| Lämpötila (°C) | $r_s = 0,20$ p = 0,42 | $r_s = 0,11$ p = 0,65 | $r_s = 0,15$ p = 0,55 | $r_s = -0,39$ p = 0,10 | $r_s = 0,39$ p = 0,10 | rs = -0,13 p = 0,60 | rs = -0,39 p = 0,10 | rs = -0,13 p = 0,59 |
| Happamuus (pH) | $r_s = 0,00$ p = 0,99 | $r_s = -0,12$ p = 0,65 | $r_s = -0,35$ p = 0,14 | $r_s = 0,24$ p = 0,33 | $r_s = -0,50$ * p = 0,03 | rs = -0,09 p = 0,73 | rs = 0,39 p = 0,10 | rs = -0,04 p = 0,86 |
| Syvyys (m) | $r_s = -0,39$ p = 0,10 | $r_s = 0,36$ p = 0,13 | $r_s = 0,48$ * p = 0,04 | $r_s = -0,08$ p = 0,76 | $r_s = 0,21$ p = 0,40 | rs = 0,13 p = 0,60 | rs = -0,22 p = 0,38 | rs = -0,34 p = 0,15 |
| Vedenväri (mgPt/l) | $r_s = -0,02$ p = 0,95 | $r_s = 0,24$ p = 0,32 | $r_s = 0,45$ p = 0,06 | $r_s = -0,05$ p = 0,86 | $r_s = 0,08$ p = 0,74 | rs = 0,38 p = 0,12 | rs = -0,39 p = 0,10 | rs = -0,07 p = 0,79 |
| Kokonaisfosfori (µg/l) | $r_s = 0,04$ p = 0,86 | $r_s = 0,08$ p = 0,75 | $r_s = 0,09$ p = 0,73 | $r_s = -0,12$ p = 0,63 | $r_s = -0,41$ p = 0,08 | rs = 0,26 p = 0,29 | rs = -0,39 p = 0,10 | rs = -0,09 p = 0,73 |

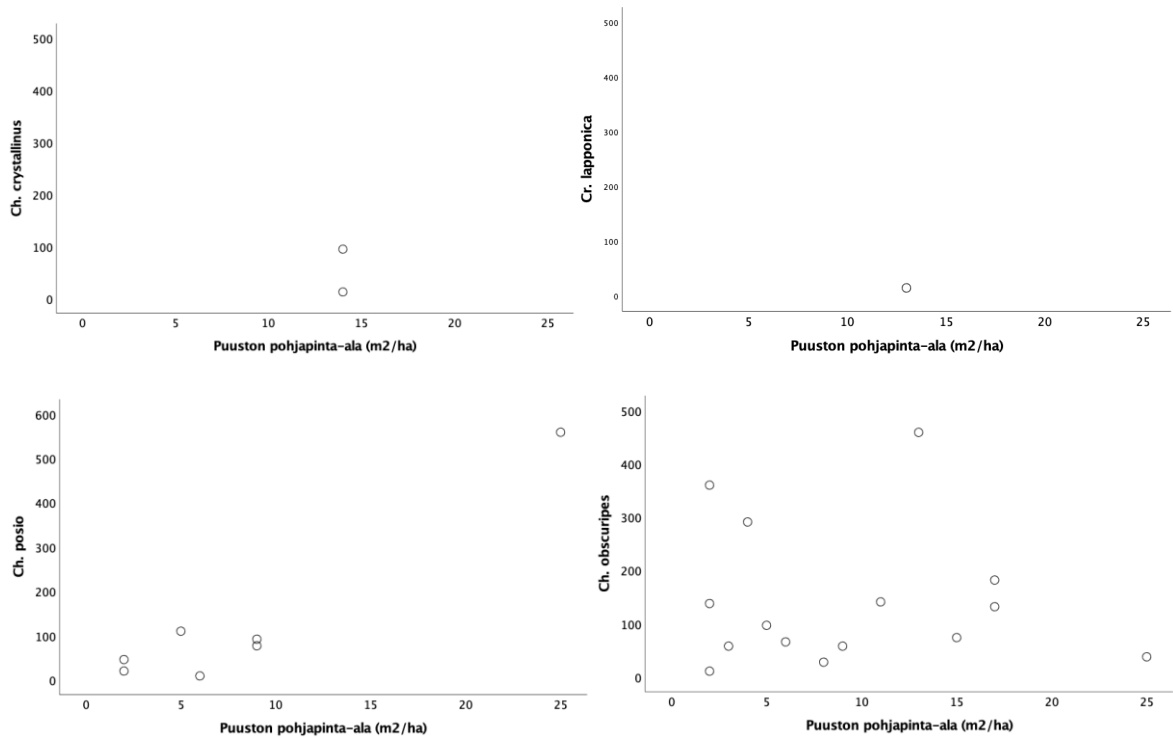
LIITE 2C. *Chaoborus*-lajimäärän yhteys happamuuteen ja puuston pohjapinta-alaan. Yhteydet olivat merkitseviä, ja viittaisivat siihen, että happamissa ja avoimissa lammissa lajimäärä oli suurin. Tähdellä merkittynä kalallinen lampi, joka ei ole mukana analyysissä.



LIITE 2D. Sulkahyttysten kokonaisrunsauden (yks/m³) yhteys puuston pohjapinta-alaan, vedenväriin ja kokonaisfosforiin. Runsaus vaihteli paljon, mutta yhteydet muuttujiin olivat heikkoja. Tähdellä merkittynä kalallinen lampi, joka ei ole mukana analyysissä.



LIITE 2E. Sulkahyttysten lajikohtaisen runsauden (yks/m³) yhteys puuston pohjapinta-alaan. Esimerkkinä neljä lajia. Kaksi ylimmäistä (*Ch. crystallinus* ja *Cr. lapponica*) esiintyivät enemmän varjoisissa lammissa ja kaksi alimmaista (*Ch. posio* ja *Ch. obscuripes*) pikemminkin avoimissa lammissa. Kuvista näkyy kuitenkin vaihtelua etenkin kahden alimman lajin tapauksessa, joista oli useita havaintoja. Kuvissa lammet, joista kutakin lajia löytyi.



LIITE 2F. Sulkahyttysten lajikohtaisen runsauden (yks/m³) yhteys syvyyteen. Esimerkkinä neljä lajia. *Ch. obscuripes* näyttää olevan runsain matalissa vesissä ja muut lajit pikemminkin syvissä vesissä. Kuvassa lammet, joista kutakin lajia löytyi.

