

Pro Gradu -tutkielma

**Miten metsätalous ja lammen ominaisuudet
vaikuttavat pienten boreaalisten metsälampien
putkilokasvilajimäärään?**

Aili-Maria Sorjanen



Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ekologia ja ympäristöhoito

5.5.2008

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ekologia ja ympäristönhoito

SORJANEN, A-M. : Miten metsätalous ja lammen ominaisuudet vaikuttavat pienten boreaalisten metsälampien putkilokasvilajimäärään?

Pro Gradu –tutkielma: 34 s.

Työn ohjaajat: FM Merja Honkanen, prof. Mikko Mönkkönen

Tarkastajat: FT Elisa Vallius, prof. Mikko Mönkkönen

Toukokuu 2008

Hakusanat: α -diversiteetti, β -diversiteetti, lajimäärä–energia -suhde, lajimäärä–pinta-ala -suhde, metsän hakkuu

TIIVISTELMÄ

Alueen pinta-alan, elinympäristöjen monimuotoisuuden ja saatavilla olevan energian määrän on havaittu vaikuttavan lajimäärään. Metsähakkuut vaikuttavat lajimäärään muun muassa ravinnepitoisuuksien ja valonmäärän muutoksien kautta, jotka suoraan korreloivat saatavilla olevan energian määrän kanssa. Tutkimuksessa haluttiin selvittää, minkälaiset ympäristötekijät vaikuttavat pienten boreaalisten metsälampien putkilokasvilajimääriin niin vedessä kuin rantavyöhykkeellä. Tutkimuksessa oli mukana 30 keskisuomalaista metsälampea, jotka sijaitsivat Isojärven, Leivonmäen ja Salamajärven kansallispuistoissa ja niitä lähellä olevissa talousmetsissä. Lammille vedettiin rantaviivan pituuteen suhteutettu määrä linjoja, joilta inventoitiin putkilokasvilajisto. Lisäksi lammilta mitattiin niiden pinta-ala, rantaviivan pituus, kokonaistyyppi, kokonaisfosfori, näkösyvyys, pH, suon osuus 17 metrin puskurivyöhykkeellä ja 5–15-vuotiaan taimikon osuus 100 metrin puskurivyöhykkeellä. Putkilokasvilajisto käsiteltiin kolmessa ryhmässä: kaikki putkilokasvit, vesikasvit ja muut kuin vesikasvit. Kullekin ryhmälle laskettiin lampikohtaiset α - ja β -diversiteetti -indeksit, joita mallinnettiin lineaarisella regressioanalyysillä. Ympäristötekijöiden ja lammen sijainnin yhdysvaikutusta tarkasteltiin kovarianssianalyysillä. Tutkimuksessa havaittiin, että lammen koko ennustaa parhaiten vesikasvien α -diversiteetin vaihtelua ja taimikon osuus lammen ympärillä ennustaa parhaiten muiden kasvien ja kaikkien kasvien α -diversiteetin vaihtelua. Mikään tutkimuksessa mukana olleista ympäristötekijöistä ei merkitsevästi selittänyt β -diversiteettien vaihtelua. Lammen sijainnin ja taimikon osuuden välillä oli yhdysvaikutusta muiden kasvien ja kaikkien kasvien α -diversiteettien yhteydessä kuten myös lammen sijainnin ja näkösyvyyden välillä vesikasvien α -diversiteetin yhteydessä. Tutkimuksen perusteella voidaan todeta, että lammen koko on energian määrää tärkeämpi putkilokasvilajimäärää selittävä tekijä. Metsähakkuiden vaikutus puolestaan vaihteli lammen sijainnin mukaan. Metsänkäsittelyn vaikutusta putkilokasvilajimäärään ei voida todeta yksiselitteisesti eikä tämän tutkimuksen perusteella voida yleistää mitään tiettyä mekanismia, jonka kautta muutokset tapahtuvat.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Science

Department of Ecological and Environmental Science

SORJANEN, A-M.: How forest management and features of pond influences the species richness of vascular plants of the small boreal forest? ponds

Master of Science Thesis: 34 p.

Supervisors: MSc Merja Honkanen, Prof. Mikko Mönkkönen

Inspectors: PhD Elisa Vallius, Prof. Mikko Mönkkönen

May 2006

Key Words: α -diversity, β -diversity, felling of forest, species-area relationship, species-energy relationship

ABSTRACT

The area, habitat heterogeneity, and the amount of available energy have been found to correlate with the species richness. Felling of forest changes the amount of available energy for example by changing the amount of nutrients in water and reducing the shading effect of the trees. This influences the species richness. The aim of this research was to find out what kind of environmental variables are influencing the vascular plant species richness in small boreal forest ponds in the water and on the riparian. There were 30 ponds included in the research which were located in the three National parks – Isojärvi, Leivonmäki and Salamajärvi in the central Finland – and in the commercial forests located to them. The data of the species richness was collected from the lines which amount depended on the length of the shoreline. The environmental variables measured were shoreline length, area of the pond, total phosphorus, total nitrogen, sight depth, pH, amount of mire from 17 m buffer zone and the amount of 5–15 years old forest from 100 m buffer zone. The species richness of vascular plants was dealt with three groups: all plants, aquatic plants and other than aquatic plants. For each pond there were calculated α - and β -diversity indexes of the each plant group, and these indexes were analyzed with linear regression analysis. The covariance of the variables and location of the ponds were also analyzed. It was found that the size of the pond is the best variable to predict the variance of the water plant α -diversity and the proportion of 5–15 years old forest is the best variable to predict the variation of the other plant and the all plant α -diversity. None of the variables explained the variances of the β -diversities. The location of pond influences significantly the way how proportion of 5–15 years old forest influenced the variance of the other plant and the all plant group α -diversity and how sight depth influences the variance of the water plant α -diversity. According to this research we can argue that species richness of aquatic plants is more depending on the size of the pond than the amount of available energy. The way how felling of forest changes the species richness depended on the location of pond. Forest management influences the vascular plant species richness but the process is not simple and based on this research it is impossible to generalize any of the mechanisms behind the changes.

Sisältö

1 JOHDANTO	5
2 AINEISTO JA MENETELMÄT	9
2.1 Tutkimuslammet	9
2.2 Aineiston keruu	10
2.3 Aineiston analysointi	12
3 TULOKSET	13
4 JOHTOPÄÄTÖKSET	18
4.1 α -diversiteettien vaihteluun vaikuttavat tekijät	18
4.2 β -diversiteetteihin vaikuttavat tekijät	18
4.3 Metsähakkuiden vaikutus putkilokasvilajimäärään	19
4.4 Tulevaisuuden haasteet	20
4.5 Yhteenveto	22
KIITOKSET	22
KIRJALLISUUS	23
LIITTEET	26

1 JOHDANTO

Miksi joissain paikoissa on enemmän lajeja kuin toisissa, on eräs ekologian tutkituimpia kysymyksiä. Lajimäärää koskevat teoriat ja mallit voidaan karkeasti jakaa kolmeen luokkaan, joissa lajimäärän vaihtelun pääselittäjinä pidetään pinta-alaa, elinympäristöjen monimuotoisuutta tai saatavilla olevan energian määrää (Rosenzweig 1995).

Lajimäärän ja pinta-alan välistä suhdetta on tutkittu paljon mallintamalla sitä sekä matemaattista (Scheiner 2003, Tjørve 2005) että empiiristä aineistoa käyttäen (Rosenzweig 1995, Drakare ym. 2006). Useissa tutkimuksissa havaittu positiivinen suhde näiden tekijöiden välillä on yksi ekologian perusyleistyksistä (Rosenzweig 1995).

MacArthurin ja Wilsonin (1969) kehittämä saarimaantieteellinen teoria on eräs tärkeimmistä lajimäärän ja pinta-alan välistä positiivista suhdetta selittävistä teorioista. Mitä suurempi saari on, sitä enemmän sille mahtuu erilaisia elinympäristöjä, joilla elää niille ominainen eliölajisto. Lajistokoostumuksen vaihtelu elinympäristöjen välillä kasvattaa saaren kokonaislajimäärää. Saaren pinta-alan kasvaessa pienenee myös lajien riski kuolla sukupuuttoon. Lisäksi saaren lajimäärään vaikuttaa saaren etäisyys mantereesta: mitä kauempana saari on, sitä pienempi osa mantereen lajistosta kykenee leviämään saarelle. Saarimaantieteellisen teorian saarella voidaan tarkoittaa mitä tahansa ympäristöstään eristynyttä, omaa lajistoa ylläpitävää aluetta, kuten saarta, vuorenhuippua tai metsälampea (Rosenzweig 1995).

Lajimäärä ja pinta-ala kasvavat eri nopeudella erilaisissa olosuhteissa. Siihen, kuinka nopeasti lajimäärä kasvaa suhteessa pinta-alan kasvuun vaikuttaa leveyspiiri, erilaisten elinympäristöjen väliset erot, eliöiden koko (Drakare ym. 2006), laskentatehokkuus, lajien satunnainen jakautuminen alueelle (Turner & Tjørve 2005), tutkimusalueiden sijoittuminen toisiinsa nähden (Drakare ym. 2006, Ulrich & Buszko 2007) ja tarkastelun maantieteellinen mittakaava (Rosenzweig 1995). Lajimäärä kasvaa suhteessa pinta-alan kasvuun hyvin nopeasti paikallisella tasolla, mutta lajimäärän kasvu hidastuu siirryttäessä tarkastelemaan alueellista tasoa. Eliömaantieteellisen provinssin tasolla – jolla tarkoitetaan aluetta, jonka lajit ovat suurelta osin syntyneet alueella tapahtuneen lajiutumisen kautta – lajimäärän kasvu pinta-alan kasvaessa jälleen kiihtyy (Rosenzweig 1995).

Pinta-ala vaikuttaa myös alueella esiintyvien lajien sisäisiin tiheyksiin (Rosenzweig 1995). Kun lajimäärä kasvaa pinta-alan kasvaessa, lajin sisäinen tiheys pienenee, koska epäsovivien elinympäristöjen määrä kasvaa suhteessa tarkasteltuun pinta-alaan (Nee & Cotgreave 2002). Vaikka pinta-alan kasvu alentaa lajin sisäistä tiheyttä, on elinympäristöjen määrän kasvu eliöyhteisön lajimäärää kasvattava tekijä (Rosenzweig 1995). Pinta-alan voidaan ajatella olevan elinympäristöjen monimuotoisuutta kuvaava muuttuja, mutta sen ja elinympäristöjen monimuotoisuuden vaikutusta lajimäärään on kuitenkin vaikea erottaa toisistaan.

Pinta-alan ja elinympäristöjen monimuotoisuuden vaikutusta lajimäärään on pyritty erottamaan toisistaan useissa tutkimuksissa. Kumpi näistä kahdesta tekijästä selittää lajimäärää paremmin, riippuu muun muassa tarkasteltavasta lajiryhmästä (Tews ym. 2004). Elinympäristöjen monimuotoisuuden havaittiin selittävän paremmin esimerkiksi sammakkoeläinten lajimäärää, kun taas pinta-ala selitti paremmin lepakoiden (Ricklefs ja Lovette 1999), puiden, maakiitäjien ja maaetanoiden lajimääriä (Nilsson ym. 1988). Sekä elinympäristöjen monimuotoisuus että pinta-ala selittivät yhtä suurella määrällä matelijoiden ja lintujen lajimäärää (Ricklefs ja Lovette 1999).

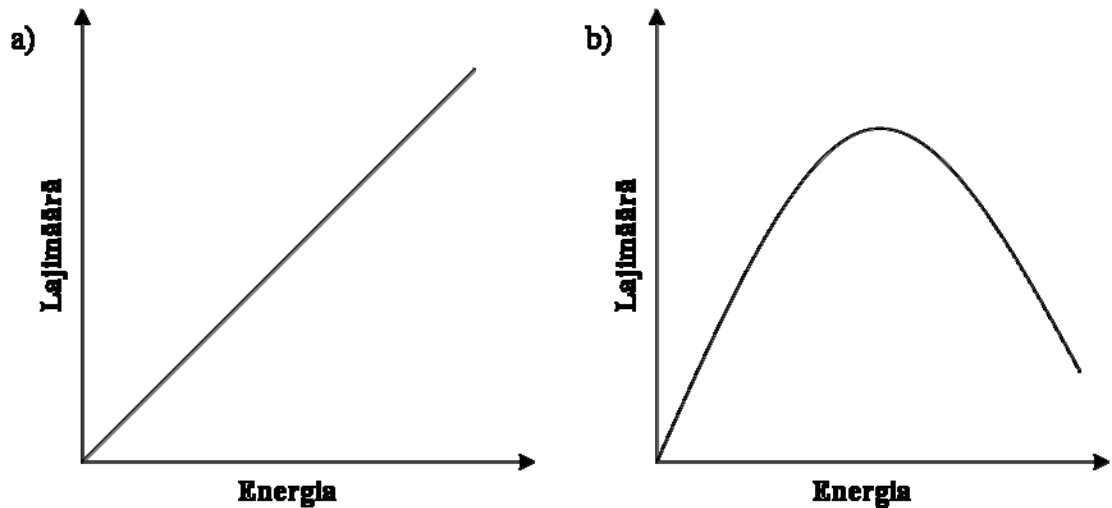
Pinta-alan ja elinympäristöjen monimuotoisuuden lisäksi kolmas paljon tutkittu lajimäärää selittävä tekijä on saatavilla olevan energian määrä. Wright (1983) kehitti

MacArthurin ja Wilsonin (1969) saarimaantieteellisen teorian pohjalta lajimäärä–energia -teorian, jonka mukaan saatavilla olevan energian määrän kasvaessa myös lajimäärä kasvaa. Kun energiaa on vähän saatavilla, jäävät populaatioiden koot pieniksi ja niiden riski kuolla sukupuuttoon kasvaa. Jos taas energiaa on paljon saatavilla, mahdollistaa se suuret populaatiokoot ja pienentää todennäköisyyttä kuolla sukupuuttoon (Wright 1983).

Toisinaan tuottavuus ja pinta-ala yhdessä vaikuttavat alueen lajimäärään. Runsastuottoisten alueiden lajimäärän on havaittu kasvavan hitaammin kuin vähästuottoisten alueiden. Alueen tuottavuuden vaikutus lajimäärä–pinta-ala -suhteeseen vaihtelee kuitenkin alueen koon mukaan, ja suhteeseen vaikuttaa eliöyhdyskunnan rakenne, johon liittyvät alueen sijainti, eliöyhteisön koko ja lajisto (Chiarucci ym. 2006).

Kun halutaan selvittää energian määrän vaikutusta lajimäärään, täytyy löytää tutkimukseen sopiva energiamitta. Tuottavuuden ja sitä kautta energian mittana on yleisesti käytetty evapotranspiraatiota eli maasta ja kasveista haihtuvan veden yhteismäärää, sademäärää, biomassan määrää ja maaperän ravinnepitoisuutta (Mittelbach ym. 2001, Evans 2005, Gillman & Wright 2006). Wright (1983) suosittelee kasveille sopivaksi energianmitaksi auringonsäteilyn mittausta ja eläimille ravinnon saatavuuden määrittelyä. Säteilyn lisäksi aurinkoenergiaa voidaan mitata myös lämpötilana (Evans ym. 2005). Vesiekosysteemejä tutkittaessa käytetään usein suoran energian mittaamisen sijaan veden kokonaisfosfori- ja kokonaistyyppipitoisuuksia (Nilsson & Nilsson 1978, Friday 1987, Srivastava ym. 1995).

Wrightin (1983) lajimäärä–energia -teorian mukaan lajimäärä kasvaa jatkuvasti saatavilla olevan energian määrän kasvaessa (Kuva 1a). Kuitenkin on usein havaittu lajimäärän olevan runsain energiataseeltaan keskimääräisillä alueilla: lajimäärä kasvaa energian määrän kasvaessa, kunnes saavutettuaan optimiarvonsa lajimäärä alkaa laskea energian määrän jatkaessa kasvuaan (Dodson ym. 2000, Mittelbach ym. 2001) (Kuva 1b). Etenkin lauhkealla vyöhykkeellä kasvilajimäärän ja tuottavuuden välinen suhde on useimmin yksihuippuinen, kun taas tropiikissa suhde on yleisemmin positiivisesti lineaarinen (Pärtel ym. 2007). Kun lajimäärä–energia -suhdetta tarkastellaan erilaisissa maantieteellisissä mittakaavoissa, havaitaan, että paikallisella tasolla yksihuippuinen suhde on positiivista suhdetta yleisempi, kun taas suuremmissa mittakaavoissa positiivisesti lineaarinen suhde on vallitseva (Mittelbach ym. 2001). Yksihuippuisen tai positiivisen suhteen lisäksi voi lajimäärän ja saatavilla olevan energian välinen suhde muodostua hyvin monenlaiseksi (Mittelbach 2001), mihin vaikuttaa muun muassa tarkasteltu lajiryhmä (Dodson ym. 2000), käytettyjen koeruutujen koko ja tarkastelun maantieteellinen mittakaava (Mittelbach ym. 2001, Gillmann & Wright 2006).



Kuva 1. a) Positiivisesti lineaarinen ja b) yksihuippuinen lajimäärä–energia suhde.

Energian lisääntymisen esimerkiksi järvässä voi havaita järven eliöyhteisössä vasta pitkällä aikavälillä (Dodson ym. 2000). Eliöyhteisön kehittyminen lajihäviämisten ja uusien lajien tulomuuton kautta on niin hidasta, että Dodson ym. (2000) pitävät mittausaikaväliä merkittävänä tekijänä, kun halutaan havaita energian määrän muutosten aiheuttamia todellisia vaikutuksia eliöyhteisöön. He pitävät kilpailua, saalistusta ja elottomia tekijöitä mahdollisina lajimäärää vähentävinä tekijöinä, kun energian määrä ylittää optimiarvonsa.

Kirjallisuudessa on ristiriitaisia tutkimustuloksia siitä, onko tärkein vesikasvien lajimäärää selittävä tekijä järven pinta-ala vai tuottavuus. Møller & Rørdam (1985), Dodson ym. (2000), Oertli ym. (2002) ja Dahlgren & Ehrlén (2005) pitävät järven pinta-alan suurentumista tärkeimpänä vesikasvien lajimäärää lisäävänä tekijänä. Kaikissa tutkimuksissa ei kuitenkaan ole havaittu pinta-alan ja vesikasvilajimäärän välillä minkäänlaista yhteyttä (Friday 1987, Edvardsen & Økland 2006). Hyvin pienissä ja matalissa lammissa, jotka eivät kokonsa puolesta tarjoa enää kaloille elinmahdollisuuksia, kasvilajimäärä saattaa jopa nousta pinta-alan pienentyessä kalojen laiduntavan vaikutuksen hävittyä (Scheffer & van Geest 2006). Järven tuottavuuden ja pinta-alan lisäksi vesikasvien lajimäärään vaikuttavia tekijöitä ovat muun muassa veden valon läpäisevyyskyky, pohjan laatu (Toivonen & Huttunen 1995), littoraalivyöhykkeen pinta-ala, vesistön yläjuoksun pinta-ala, korkeus merenpinnasta (Dahlgren & Ehrlén 2005), pH (Linkola 1932, Friday 1987, Rørslett 1991), läheisten järvien lajimäärä ja muiden lajien aiheuttama kilpailu (Linton & Goulder 2003).

Vesiekosysteemien valon saatavuus on maaekosysteemejä heikompa. Veden pinta heijastaa osan valosta ja pinnan läpäisevä valo absorboituu muun muassa vesimolekyyleihin ja vedessä oleviin hiukkasiin. Valon eri aallonpituudet suodattuvat vedessä eri tavoin, jolloin osa aallonpituuksista jää pintaveteen ja vain osa kulkeutuu syvemmälle (Wetzel 1988). Jos valoa on runsaasti saatavilla, rajoittaa vesistöjen tuottavuutta yleensä veden ravinnepitoisuus (Hakala & Välimäki 2003). Tällöin veden tuottavuus on riippuvainen maalta valumavesien mukana tulevista ravinteista (Kenttämies & Saukkonen 1996). Ravinteista biomassan kasvua rajoittaa yleensä fosfori. Kuitenkin alueilla, joilla fosforin määrä on suuri luontaisista tai ihmisperäisistä syistä, voi tyypeistä tulla rajoittava tekijä. Etenkin kasvien kasvua saattavat rajoittaa myös pienissä määrissä esiintyvät koboltti, kupari, sinkki ja molybdeeni (Brönmark & Hansson 1999).

Vesikasvien lajimäärä on runsaimmillaan kirkasvetisissä runsasravinteisissa järvissä ja vähäisimmillään ruskeavetisissä karuissa järvissä (Toivonen & Huttunen 1995). Veden ravinnepitoisuuden kasvaminen ei välttämättä lisää vesikasvien lajimäärää vaan saattaa jopa vähentää sitä (Dodson ym. 2000, Mittelbach ym. 2001). Metsän poisto lammen ympäriltä aiheuttaa veden värin tummenemista ja lisää ravinnepitoisuuksia (Holopainen & Huttunen 1995). Tämä perustuu siihen, että puusto pidättää sadevettä tehokkaasti ja sen lehvästöstä haihtuu myös maasta peräisin olevaa vettä (Kenttämies & Saukkonen 1996). Puuston poisto ja maanmuokkaus lisäävät pintavaluntaa etenkin huonosti vettä läpäisevällä maaperällä (Lepistö ym. 1995) ja sitä kautta valumavesien kuljettamien ravinteiden ja liukoisen orgaanisen aineksen määrää (Holopainen & Huttunen 1995). Hakkuiden pintavaluntaa lisäävä vaikutus on kuitenkin suhteellisen lyhytaikainen, sillä puuston kasvaessa uudelleen haihdunta lisääntyy vähentäen vesistöön valuvan veden määrää (Kubin 1995).

Metsänkäsittelystä aiheutuvat muutokset valumaveden määrässä ja ravinnepitoisuuksissa voivat muuttaa lammen typpi:fosfori -suhdetta (Hakala & Välimäki 2003). Metsän hakkuu ja metsänpoltto lisäävät etenkin kokonaistypen määrää vedessä, kun taas kokonaisfosforin määrä saattaa jopa laskea (Rask ym. 1993). Rantapenkereen hakkuut vähentävät myös kokonaisfosforin ja liukoisen orgaanisen aineksen määrää, kun veteen pudonneen lehtikarikkeen osuus pienenee puuston poiston jälkeen (France ym. 1996). Kasvillisuus tarvitsee fosforia ja typpeä noin 1:7 suhteessa, mutta yleensä suomalaisessa järvessä typpeä on 10–30 kertaa enemmän fosforiin verrattuna, mikä tekee fosforista kasvua rajoittavan tekijän (Hakala & Välimäki 2003). Metsähakkuun jälkeen kasviplanktonlajisto yksipuolistuu, vaikka ravinteita olisi tavanomaista enemmän saatavissa: muutamat lajit menestyvät ja runsastuvat hyvin muiden hävitessä alueelta (Holopainen & Huttunen 1995). Ehkä tämän voi yleistää myös makrofyteille eli putkilokasveille, sammalille ja suurleville, sillä vesiekosysteemien lajimäärän on todettu muodostavan yksihiippuisen kuvaajan suhteessa tuottavuuteen (Dodson ym. 2000, Mittelbach ym. 2001).

Vedessä olevan humuksen aiheuttama veden tummuminen nopeuttaa valon absorptoitumista vedessä, jolloin pohjakasvillisuusvyöhyke siirtyy matalamman veden alueelle (Brönmark & Hansson 1999). Humus laskee myös veden pH:ta (Rask ym. 1993, Saukkonen & Kortelainen 1995), mikä vaikuttaa myös selvästi vesikasvilajirikkauteen (Friday 1987). Rantaan asti ulottuvien hakkuiden varjostusta vähentävä vaikutus puolestaan lisää valonmäärää, jolloin kasvien olosuhteet yhteyttämiselle parantuvat (Holopainen & Huttunen 1995).

Lajimäärän lisäksi, voidaan eliöyhteisöjä tai erilaisia elinympäristöjä tarkastella laskemalla näille erilaisia diversiteetti-indeksejä, jotka ottavat huomioon lajimäärän lisäksi myös lajien runsaussuhteet (Hanski ym. 1998). Diversiteetillä tarkoitetaan tässä tapauksessa lajistollista monimuotoisuutta ja ne voidaan jakaa α -, β -, γ -, δ - ja ϵ -diversiteetteihin (Magurran 2004). α -diversiteetti kuvaa paikallista lajimäärää, esimerkiksi lammen putkilokasvien lukumäärää (Mönkkönen 2004). β -diversiteetti kertoo kahden alueen lajikoostumuksen muutoksesta kahden eliöyhteisön välillä (Hanski ym. 1998). γ - ja ϵ -diversiteetit kuvaavat samaa asiaa kuin α -diversiteetti, mutta suuremmassa mittakaavassa: γ -diversiteetti kuvaa maisematasoa ja ϵ -diversiteetti laajojen alueiden diversiteettiä (Mönkkönen 2004). δ -diversiteetillä tarkoitetaan lajiston muutosta siirryttäessä ilmastogradienttia pitkin tai alueelta toiselle (Mönkkönen 2004).

Tässä tutkimuksessa pelkän lajimäärän sijaan tarkastellaan veden putkilokasvilajiston ja lammen reunuksien putkilokasvilajiston α - ja β -diversiteettejä. α -diversiteettinä

käytetään linjojen lajimäärän keskiarvoa. Pelkkä α -diversiteetti ei kuitenkaan anna informaatiota siitä, kuinka lajimäärä on jakautunut lammelle, ja tähän kysymykseen pureudutaan tutkimalla myös linjojen välistä erilaisuutta eli lammen sisäistä β -diversiteettiä. Tutkimuksessa haetaan vastauksia kolmeen kysymykseen seuraavilla tutkimushypoteeseilla:

1. Mitkä ympäristötekijät selittävät ja miten ne selittävät pienten boreaalisten metsälampien putkilokasvilajiston α -diversiteetin vaihtelua?

Tutkimuksessa odotetaan pinta-alan kasvun vaikuttavan putkilokasvilajimäärää lisäävästi (MacArthur & Wilson 1969). Koska tutkimuslammet ovat pienikokoisia, odotetaan lajimäärän aluksi lisääntyvän energian määrän kasvaessa, mutta energian määrän saavutettua tietyn tason lajimäärä alkaakin pienentyä energian määrän jatkaessa kasvuaan (Mittelbach ym. 2001). Lisäksi lammen rantavyöhykkeen soisuuden vaihtelu luo alueelle erilaisia elinympäristöjä, joka vaikuttaa lajimäärään. Veden happamuus aiempien tutkimusten mukaan puolestaan pienentää lajimäärää (Rørslett 1991) ja näkösyvyyden kasvaminen suurentaa vesikasvien lajimäärää (Holopainen & Huttunen 1995).

2. Millaiset ympäristötekijät vaikuttavat lammen sisäiseen β -diversiteettiin?

Lammen koon kasvaessa erilaisten elinympäristöjen määrä mahdollisesti lisääntyy lammella, minkä odotetaan kasvattavan lajimäärää (MacArthur & Wilson 1969). Suon osuus rantaviivan pituudesta antaa tietoa lammen reunojen elinympäristöjen monimuotoisuudesta. Kun lammen rantaviivasta jotakuinkin yhtäsuuret osuudet muodostuvat suosta ja kivennäismaasta, voidaan elinympäristöjen monimuotoisuuden odottaa olevan korkeaa. Tällöin myös kasvillisuuden monimuotoisuus olisi korkealla tasolla, joka odotettavasti näkyy lammen sisäisen β -diversiteetin määrässä eli linjojen välisessä erilaisuudessa

3. Vaikuttavatko metsähakkuut lampien putkilokasvilajistoon?

Metsähakkuiden aiheuttama valumavesien määrän lisääntyminen ja sen mukana kulkeutuvien ravinteiden ja humusaineiden lisääntymisestä johtuva rehevöitymisen ja näkösyvyyden pienentymisen odotetaan pienentävän etenkin vesikasvilajimäärää (Holopainen & Huttunen 1995). Tällöin taimikon osuuden ja ravinne- sekä pH-pitoisuuksien tulisi korreloida keskenään.

Vesikasvilajimäärään vaikuttavia tekijöitä ja rantapenkereen kasvillisuutta on tutkittu suhteellisen vähän ja etenkin pienistä lammista on vähän tietoa saatavilla. Tämä tutkimus on käytetyn tutkimusasetelman osalta pilottihanke, jossa haetaan vastausta menetelmän sopivuudesta pienten lampien kasvillisuuden ja monimuotoisuuden tutkimiseen.

Metsätalouden oletetaan vaikuttavan yleisesti eliöstön monimuotoisuutta vähentävästi, mutta todisteita puoleen tai toiseen ei kuitenkaan ole saatavissa. Mikäli metsähakkuiden havaitaan vaikuttavan putkilokasvilajimäärään ja kyetään määrittämään vaikutusten taustalla oleva mekanismi, voidaan vaikutukset huomioida tulevien metsätaloustoimenpiteiden suunnittelussa.

2 AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1 Tutkimuslammet

Lampi on järveä pienempi vesialue (Oertli ym. 2005), joka on koolta vähintään 1 m² tai enintään 2 ha (Biggs ym. 2005) ja syvimmillään 8 m (Oertli ym. 2005). Tämä lammen morfologiaan perustuva määritelmä ei kuitenkaan ole ainoa olemassa oleva. Kaikille

lampimääritelmille yhteistä on se, että ne pyrkivät erottamaan lammen järvestä (Oertli ym. 2005). Tämän tutkimuksen lampia ei valittu minkään olemassa olevan määritelmän mukaan, vaan alkuperäinen lampien valintakriteeri oli vesipinnan pinta-ala.

Tutkimuslampia, joilta lajistotieto kerättiin, oli tutkimuksessa mukana 30. Ne sijaitsevat kolmessa keskisuomalaisessa kansallispuistossa tai luonnonpuistossa ja puistojen läheisillä Metsähallituksen talousmetsäalueilla. Luonnonsuojelualueet olivat Isojärven kansallispuisto (Kuhmoinen), Leivonmäen kansallispuisto (Leivonmäki) sekä Salamajärven kansallispuisto ja Salamanperän luonnonpuisto (Kivijärvi, Kinnula, Perho). Talousmetsäalueet sijaitsivat Kuhmoisten, Jämsän, Leivonmäen, Toivakan, Kivijärven, Kinnulan ja Perhon kuntien alueilla. Kullakin kansallispuistoalueella oli 10 tutkimuslampea: viisi suojelumetsäalueella ja viisi talousmetsäalueella. Alueiden yleisnimenä käytetään tässä tutkimuksessa kansallispuiston nimiä.

Tutkimuslampia valittaessa oli tavoitteena löytää kohteita, joiden pinta-alan ja rantaviivanpituuden välinen suhde olisi mahdollisimman tasainen, kuitenkin niin, että lammet muodostavat pinta-alajatkumon. Pinta-ala vaihteli 0,04 ha ja 4,33 ha välillä ja rantaviiva 84 m ja 1167 m välillä (Liite 1). Lisäksi valinnoissa vältettiin mahdollisuuksien mukaan soiden keskellä olevia lampia. Talousmetsäalueiden lampien ympärillä täytyi kasvaa 5–15-vuotiasta taimikkoa. Alustavasti lampia valittiin Metsähallituksen kuviotietoaineistoon perustuen noin 50, minkä jälkeen edellä mainituilla perusteilla joukosta poimittiin varsinaiset tutkimuslammet.

Isojärven kansallispuiston lammet ovat pääsääntöisesti syviä, reunoilta soistuvia ja aikaa myöten umpeen kasvavia (Metsähallitus 2008). Talousmetsälammet vastasivat hyvin kansallispuiston lampia. Oman erikoisuutensa etenkin Isojärven suuriin lampiin loi niiden historia majavalampina, joiden rannoilla oli runsaasti pystyyn kuollutta puustoa ja laskuojista oli edelleen löydettävissä majavien padot.

Leivonmäen kansallispuistoa hallitsee puiston keskellä sijaitseva vesikasvillisuudeltaan köyhä Rutajärvi. Alueella on runsaasti lähdeperäisiä lampia. Puiston eteläosan poikki kulkee harjumuodostuma, jonka kupeessa osa tutkimuslammista sijaitsi. Puiston metsäalueet ovat lähinnä karuja mäntykankaita (Metsähallitus 2008). Leivonmäen talousmetsälampien metsäalueet olivat kuusivaltaisia ja luultavasti kansallispuiston metsiä rehevämpiä.

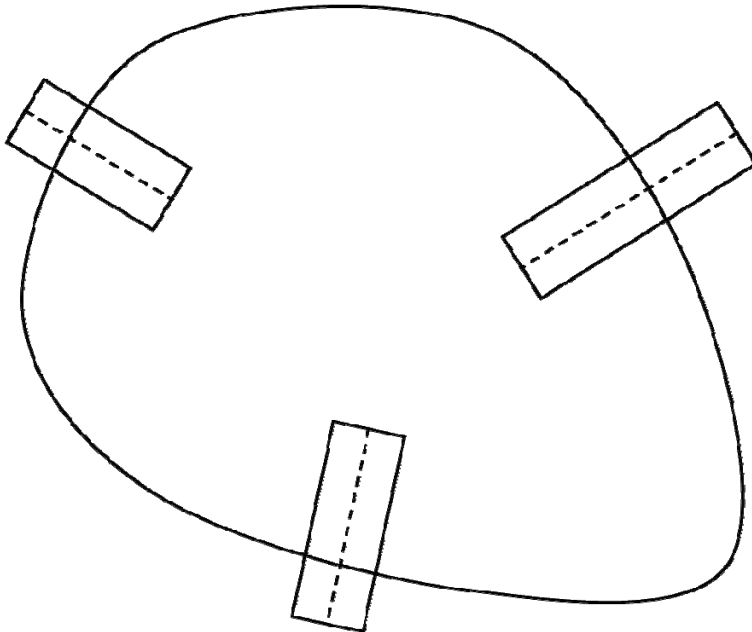
Salamajärven kansallispuisto on ennen kaikkea suopuisto, jonka alueella on useita laajoja avosoita (Metsähallitus 2008). Myös tutkimuslammet rajautuivat usein joltain reunaltaan avosuohon. Alue oli soisuudesta huolimatta paikoittain hyvin louhikkoinen ja pirunpellot loivat myös lampiin oman leimansa. Talousmetsälammet vastasivat hyvin suojelumetsälampia.

2.2 Aineiston keruu

Aineisto kerättiin kesällä 2007 3.7–1.8. välisenä aikana. Putkilokasvilajistosta tehtiin linjaotanta, jossa lajisto määritettiin sekä vedestä että rantavyöhykkeeltä. Linjojen määrä kullekin lammelle suhteutettiin rantaviivan pituuteen ja linjojen määrä vaihteli 2 ja 12 välillä. Lajiston havainnointi tehtiin ensisijaisesti rannalta, mutta vesikasvillisuuden määrittäystä tehtiin myös veneestä vesikiikarin avulla. Lammen lajistolla tarkoitetaan tässä tutkimuksessa sekä vesikasvilajistoa että rantavyöhykkeen lajistoa.

5 metriä leveä linja sijoitettiin rantaviivaan nähden mahdollisimman kohtisuoraan ja se jaettiin kahteen osaan, joiden pituudet mitattiin erikseen (Kuva 2). Rantavyöhykkeen osuus linjasta aloitettiin vesirajalta ja sitä jatkettiin kunnes rantapenkereen kasvillisuus

muuttui selkeästi esimerkiksi metsäkasvillisuuden tai isovarpurämeen alkaessa. Rantavyöhyke vaihteli avosuosta kivennäismaarantoihin ja edelleen vanhojen majavalampien rantoihin, joilla oli paljon kuollutta pystypuuta. Rantojen vaihtelevuuden vuoksi rantalinjan pituuden määrittely oli haastavaa ja on mahdollista, ettei rannoilta kerätty lajiston osuus ole vertailukelpoista lampien välillä. Paikoittain rantakasvillisuuden vaihtuminen uudeksi kasvillisuusvyöhykkeeksi oli hyvin liukuva, jolloin linja vedettiin 2,5 metriä pitkäksi. Linjan vesiosuus aloitettiin vesirajalta ja se ulottui niin pitkälle, kuin putkilokasveja oli nähtävissä. Linjat sijoitettiin lammelle tasaisin välimatkoin niin, että ensimmäinen linja sijoitettiin kohtaan, johon lammelle tultaessa saavuttiin.



Kuva 2. Kasvillisuuslinjojen sijoittelu tutkimuslammella.

Tutkimuksessa mitattiin rantaviivan pituus, lammen pinta-ala, kokonaistyyppi, kokonaisfosfori, typpi:fosfori -suhde, pH, näkösyvyys, 5–15 vuotiaan metsän osuus 100 metrin vyöhykkeellä ja suon osuus 17 metrin vyöhykkeellä (Liite 1).

5–15 vuotiaan taimikon osuus laskettiin Metsähallituksen kuviotietoaineiston avulla. Tämä Metsähallituksen hallinnoimiin alueisiin rajoittunut aineisto määrittäi puskurivyöhykkeen lopulta 100 metriin. Suurempi vyöhykekoko olisi useilla lammilla yltänyt Metsähallituksen maiden ulkopuolelle, eikä niiltä alueilta ollut saatavissa metsien ikärakennetietoa. Jo nyt kuviotietoaineiston rajallisuuden vuoksi yhden Leivonmäen talousmetsälammen taimikon osuutta ei voitu määrittää.

Suo-osuudella haluttiin ensisijaisesti tarkastella lammen rannan soistumista, joka vaikuttaa suoraan rannalla elävään lajistoon. Tämän vuoksi säde valittiin pisimmän rannalle ulottuvan linjan mukaan, joka on 17 metriä. Lisäksi suo-osuus antaa arvokasta tietoa lampien rantavyöhykkeiden monimuotoisuudesta, sillä sen avulla voidaan karkeasti erottaa kivennäismaalammet ja suolammet toisistaan. Suo-osuudet saatiin mitatuksi ja lasketuksi Maanmittauslaitoksen digitaalisesta kartta-aineistosta, johon suokuviot on merkitty omilla koodeillaan ja ovat siten erotettavissa muusta aineistosta. Samasta aineistosta mitattiin myös lampien pinta-alat ja ympärysmitat.

Kokonaistyyppi ja -fosfori pitoisuudet sekä pH, analysoitiin lammen keskeltä otetuista vesinäytteistä. Testit teetettiin Jyväskylän Ympäristötutkimuskeskuksella. Vaikka

tutkimuksen ravinnepitoisuudet ja pH ovat lampivedestä, mittaustulosten korreloivat todennäköisesti voimakkaasti rantapenkereen pitoisuuksien kanssa, joten vedestä saatuja pitoisuuksia käytetään myös muiden kuin vesikasvien diversiteettien mallintamiseen. Vesianalyysit tehtiin vain kerran kesän aikana

Näkösyyvyys mitattiin mittanauhaan kiinnitetyn valkoisen levyn avulla aina vesilinjan päätekohtassa ja satunnaisesti myös lammen keskeltä. Saatuun näkösyvyyteen vaikutti sääolosuhteet, sillä veden liike ja runsas auringonvalon heijastuminen häiritsi näköhavainnointia. Analyyseissä käytettiin kunkin lammen näkösyvyyden maksimiarvoa. Yhden Salamajärven talousmetsälammen näkösyvyydestä poistettiin aineistosta, koska lampi oli hyvin matala eikä todellista näkösyvyyttä voitu mitata.

2.3 Aineiston analysointi

Linjoilta kerätty putkilokasvilajisto jaettiin kahteen ryhmään: vesikasvit ja muut kasvit. Vesikasvien määritelmänä käytettiin Linkolan (1932) tekemää vesikasvijaottelua laajassa mielessä. Vesikasviluetteloa täydennettiin Retkeilykasvion (toim. Hämet-Ahti ym. 1998) avulla sellaisilla lajeilla, joiden kasvupaikkakuvauksessa kasvin kerrottiin kasvavan myös vedessä (Liite 2.).

Putkilokasvit määritettiin lajitasolle. Poikkeuksina olivat pikku- ja isokarpalo, joiden tiedot yhdistettiin (*Vaccinium microcarpum* / *oxycoccus*) ja pajut (*Salix* sp.), jotka huomioitiin vain sukutasolle. Lampien monimuotoisuuden vuoksi jätettiin analyyseistä pois poikkeukselliset linjat: erään Leivonmäen talousmetsälammen yksittäinen rantalehtolinja ja yksi kesän aikana kuivunut Leivonmäen talousmetsälampi kokonaisuudessaan.

Kunkin lammen vesikasveista (vesikasvit), muista putkilokasveista kuin vesikasveista (muut kasvit) ja kaikista linjan putkilokasveista (kaikki kasvit) laskettiin lampikohtaiset α - ja β -diversiteetit (Liite 2). Tutkimuksen α -diversiteetti oli lammen linjojen lajimäärän keskiarvo. β -diversiteettiä varten laskettiin aluksi linjojen väliset Jaccardin indeksit, joiden keskiarvon käänteisluku oli tutkimuksen lampikohtainen β -diversiteetti. Tämä luku kertoo siitä, kuinka paljon linjojen lajisto poikkeaa toisistaan keskimäärin (1= täysin erilainen, 0=täysin samanlainen) (Magurran 2004). Lisäksi tehtiin t-testi, jossa verrattiin suojelu- ja talousmetsälampien lajimäärien keskiarvoja toisiinsa eri ryhmillä.

Sekä α - että β -diversiteettien vaihtelua mallinnettiin lineaarisella regressioanalyysillä, jossa mallin muuttujat valittiin askeltavalla (stepwise) menetelmällä. Askeltavassa menetelmässä otetaan yksi uusi muuttuja kerrallaan malliin, jonka jälkeen tarkistetaan, onko jokin mukaan otetuista muuttujista menettänyt merkityksensä ja poistetaan se. Lopulta mallissa on mukana vain valittuun merkitsevyytasoon yltävät muuttujat. Puuttuvat tiedot käsiteltiin parittaisella (pairwise) menetelmällä, jolloin analyyseissä jätettiin huomioimatta vain puuttuva arvo.

Lajimäärä kasvaa epälineaarisesti alueen koon kasvaessa. Siksi aineiston analysoimiseksi lineaarisin menetelmin α -diversiteeteistä ja lammen kokomuuttujasta otettiin logaritmuunnos (Roswenzweig 1995). Analyysijä varten logaritmiset pH arvot muunnettiin H_3O^+ muotoon, jolloin asteikosta saatiin tasavälinen ja arvot soveltuivat paremmin analyysiin. Tuloksia tulkittaessa tulee ottaa huomioon, että mitä happamampi vesi on, sitä suurempi H_3O^+ -pitoisuus on, toisin kuin pH-arvoja tulkittaessa, jolloin arvon pieneneminen tarkoittaa happamampaa.

Tutkimuksessa oli mukana yhdeksän selittävää muuttujaa: lammen pinta-ala, lammen rantaviivan pituus, kokonaistyyppi, kokonaisfosfori, typpi:fosfori-suhde, H_3O^+ , näkösyvyys, 5–15 vuotiaan taimikon osuus 100 m puskurivyöhykkeellä (taimikon osuus) ja suon osuus 17 m puskurivyöhykkeellä (suon osuus). Jotta muuttujien väliset riippuvuussuhteet saatiin poistettua ennen muuttujien viemistä regressioanalyysiin, tehtiin Pearsonin korrelaatiomatriisi. Muuttujien välinen korrelaatio oli merkitsevä pinta-alan ja rantaviivan pituuden välillä ($r=0,941$, $p<0,001$), kokonaisfosforin ja kokonaistypen välillä ($r=0,422$, $p=0,025$) sekä kokonaisfosforin ja typpi:fosfori -suhteen välillä ($r=-0,474$, $p=0,011$). Näistä regressioanalyysiin otettiin mukaan lammen rantaviivan pituus, sillä se on lammen pinta-alaa parempi muuttuja muille kuin vesikasvilajeille, ja kokonaisfosfori, sillä se korreloi muiden ravinnemuuttujien kanssa. Lisäksi yhtä lampea lukuun ottamatta oli kokonaisfosfori kokonaistyppeen nähden kasvien kasvua rajoittava ravinne (P:N suhde jyrkempi kuin 1:7). Kaikkien ryhmien lineaariseen regressiomalliin valittiin näin ollen viisi selittävää muuttujaa korrelaatiomatriisin perusteella: lammen rantaviivan pituus, kokonaisfosfori, H_3O^+ , taimikon osuus ja suon osuus. Lisäksi vesikasvien regressiomallinnukseen otettiin mukaan näkösyvyys. Koska vesikasvilajimäärän on todettu olevan suurimmillaan tuottavuudeltaan keskiarvoisissa järvissä (Dodson ym. 2000), tehtiin kokonaisfosforimuuttujasta toisen asteen polynomifunktio eli kokonaisfosfori², joka otettiin kuudenneksi muuttujaksi regressiomalliin.

Lammen maantieteellinen sijainti leveyspiirin ja pituuspiirin suhteen saattaa vaikuttaa lajimäärään (Rørslett 1991). Alueet erosivat toisistaan maantieteellisen sijaintinsa lisäksi myös alueen topografian, soisuuden ja maaperän suhteen. Tämän vuoksi kaikille α - ja β -diversiteettiryhmille tehtiin kovarianssianalyysi, jossa tarkasteltiin korrelaatiomatriisin perusteella valittujen muuttujien ja lammen sijainnin välistä yhdysvaikutusta. Sijaintitieto määriteltiin kolmiluokkaisena muuttujana, jossa erotettiin Isojärvi, Leivonmäki ja Salamajärvi toisistaan.

Kartta-aineistojen analysointiin käytettiin ESRI ArcMapth 9.2. -ohjelmaa. Jaccardin indeksit laskettiin käyttäen EstimateS 8.0.0. Windows -ohjelmaa. Korrelaatiomatriisi, lineaarinen regressioanalyysi, kovarianssianalyysi ja keskiarvojen vertailu tehtiin SPSS 16.0 for Windows -ohjelmalla.

3 TULOKSET

Pienet tutkimuslammet olivat suolampia, joiden suureunus kasvoi vedenpinnan myötäisesti kohti lammen keskustaa. Nämä lammet olivat äkkisyviä, eikä niiden pohjasta kasvanut muita vesikasvilajeja kuin kelluslehtisiä ulpukoita ja lumpeita. Kangasmetsään rajautuvat lammet olivat puolestaan loivarantaisia, jolloin vedenrajan alapuolinen ranta muodosti pikkuhiljaa syvenevä matalan veden alueen.

29 lammella oli yhteensä 93 putkilokasvilajia, joista 23 oli vesikasveja. Lampikohtaisesti vesikasvilajimäärä vaihteli välillä 0-12, muiden kasvien lajimäärä välillä 8–32 ja kaikkien kasvien lajimäärä välillä 10–40 (Liite 2.). Suojelumetsälampien ja talousmetsälampien lajimäärien keskiarvot eivät eronneet merkitsevästi toisistaan vesikasvien ($t=0,119$, $df=27$, $p=0,906$), muiden kasvien ($t=-0,584$, $df=27$, $0,564$) tai kaikkien kasvien ($t=0,484$, $df=27$, $p=0,632$) osalta.

Pearsonin korrelaatiomatriisin mukaan tutkimuksen muuttujista toistensa kanssa korreloivat lammen vesialueen pinta-ala ja rantaviivan pituus ($r=0,941$, $p<0,001$), kokonaisfosfori ja kokonaistyyppi ($r=0,422$, $p=0,025$) sekä kokonaisfosfori ja typpi:fosfori -suhde ($r=-0,474$, $p=0,011$).

Lineaarisen regressioanalyysin perusteella havaittiin, että vesikasvien α -diversiteettien vaihtelua selittää merkittävästi ainoastaan lammen rantaviivan pituus (selitysaste 20,6 %) niin, että rantaviivan pituuden kasvaessa myös vesikasvilajimäärä lisääntyy (Taulukko 1). Ainoastaan taimikon osuus puolestaan selittää merkittävästi muiden kasvien (selitysaste 20,0 %) ja kaikkien kasvien α -diversiteettien vaihtelua (selitysaste 24,3 %) niin, että taimikon osuuden kasvaessa lajimäärä pienenee. Aineistossa ei havaittu merkkejä lajimäärän epälinearisesta vaihtelusta tuottavuuden suhteen (kokonaisfosfori² ei minkään lajiryhmän osalta selittänyt merkittävästi lajimäärien vaihtelua). Autokorrelaatio-oletus ei täytynyt vesikasvien α -diversiteettiä ennustavan mallin kohdalla (Durbin-Watson=1,224), mikä tarkoittaa sitä, että mallin jäännösarvojen välillä on edelleen korrelaatiota.

Yksikään regressioanalyysissä mukana olleista ympäristötekijöistä ei selittänyt merkittävästi β -diversiteettien vaihtelua (Taulukko 1).

Taulukko 1. α - ja β -diversiteettejä selittävät lineaarisen regression mallit.

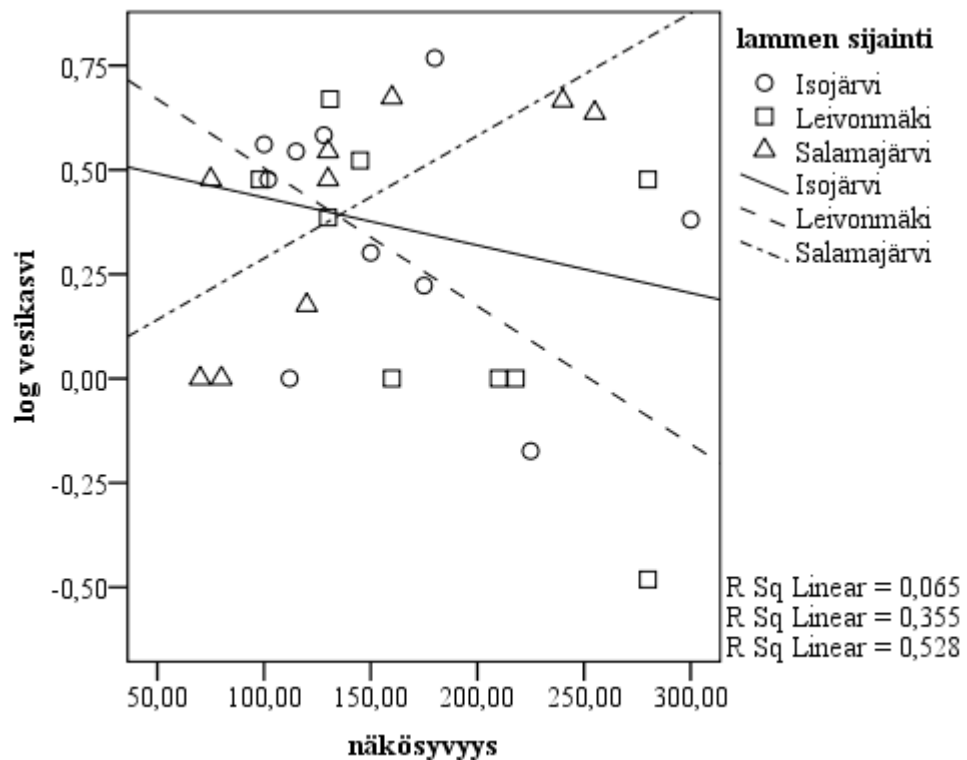
	ANOVA			Mallin muuttujat			
	F _{df}	p	R ²	muuttujat	t	p	metodi
Log vesikasvit	6,480 _{1,25}	0,017	0,206	log rantaviivan pituus	2,558	0,017	stepwise
α Log muut kasvit	6,248 _{1,25}	0,019	0,200	taimikon osuus	-2,926	0,007	stepwise
Log kaikki kasvit	8,020 _{1,25}	0,009	0,243	taimikon osuus	-2,832	0,009	stepwise
vesikasvit	1,135 _{7,18}	0,385	0,306				enter
β muut kasvit	0,544 _{6,20}	0,768	0,140				enter
kaikki kasvit	0,278 _{6,20}	0,941	0,077				enter

Kaikille korrelaatiomatriisissa valituille mallin muuttujille tehtiin kovarianssianalyysi, jossa tarkasteltiin mallin selittävien tekijöiden ja sijaintimuuttujan yhdysvaikutusta α -diversiteettien vaihteluun (Taulukko 2). Yhdysvaikutusta lammen sijainnin ja näkösyvyyden välillä havaittiin vesikasvien α -diversiteetin vaihtelua selitettäessä. Lisäksi yhdysvaikutusta oli lammen sijainnin ja taimikon osuuden välillä sekä lähes merkittävä yhdysvaikutusta lammen sijainnin ja H₃O⁺-pitoisuuden välillä, kun selitettävänä oli kaikkien kasvien ja muiden kasvien α -diversiteettien vaihtelu

Taulukko 2. Kovarianssianalyysistä saadut yhdysvaikutukset malliin valittujen muuttujien ja lammen sijainnin välillä

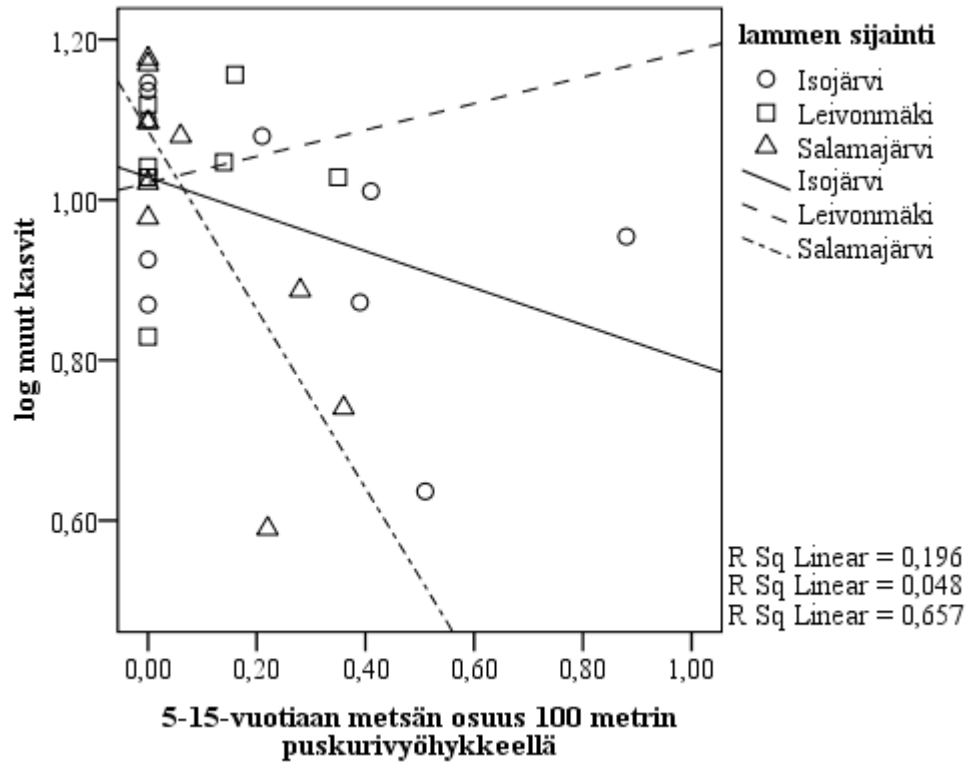
	log rantaviivan pituus		kokonaisfosfori		H ₃ O ⁺		taimikon osuus		suon osuus		näkösyvyys	
	F _{df}	p	F _{df}	p	F _{df}	p	F _{df}	p	F _{df}	p	F _{df}	p
vesikasvit	0,06 _{2,23}	0,941	0,38 _{2,22}	0,687	0,35 _{2,23}	0,712	1,42 _{2,22}	0,262	1,66 _{2,23}	0,213	4,78 _{2,22}	0,19
α muut kasvit	0,17 _{2,23}	0,843	1,68 _{2,22}	0,21	2,79 _{2,23}	0,082	4,49 _{2,22}	0,023	0,03 _{2,23}	0,974		
kaikki kasvit	0,28 _{2,23}	0,756	2,12 _{2,22}	0,145	3,10 _{2,23}	0,064	3,55 _{2,22}	0,046	0,29 _{2,23}	0,752		
vesikasvit	0,68 _{2,21}	0,515	2,24 _{2,21}	0,132	1,97 _{2,21}	0,165	0,93 _{2,20}	0,413	1,40 _{2,21}	0,27	0,46 _{2,20}	0,636
β muut kasvit	1,30 _{2,23}	0,292	0,88 _{2,22}	0,916	1,47 _{2,23}	0,251	1,24 _{2,22}	0,308	0,55 _{2,23}	0,587		
kaikki kasvit	1,27 _{2,23}	0,300	0,44 _{2,22}	0,65	1,94 _{2,23}	0,167	3,03 _{2,22}	0,069	0,46 _{2,23}	0,637		

Kun lammen sijainnin ja mallin muuttujien välisistä yhdysvaikutuksista piirretään viivadiagrammi, voidaan havaita, että näkösyvyyden suureneminen nostaa α -diversiteettiä Salamajärvellä ja laskee sitä Isojärvellä ja Leivonmäellä (Kuva 3). Taimikon osuuden kasvaessa α -diversiteetti vähenee puolestaan Isojärvellä ja Salamajärvellä, mutta Leivonmäellä α -diversiteetti suurenee taimikon määrän kasvaessa (Kuva 4a ja 4b). H₃O⁺-pitoisuuden noustessa pienenee α -diversiteetti Isojärvellä ja suurenee jonkin verran Leivonmäellä ja Salamajärvellä (Kuva 5a ja 5b).

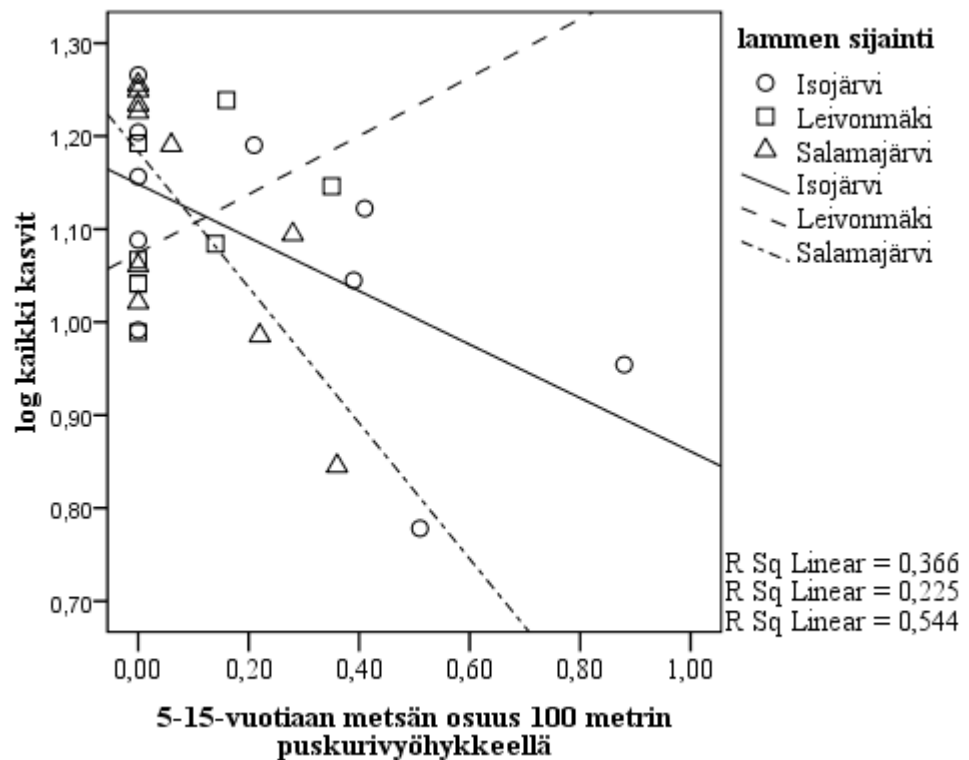


Kuva 3. Lammen sijainnin ja näkösyvyyden välillä havaittu yhdysvaikutus vesikasvien α -diversiteetteihin (log-muunnettu).

a)

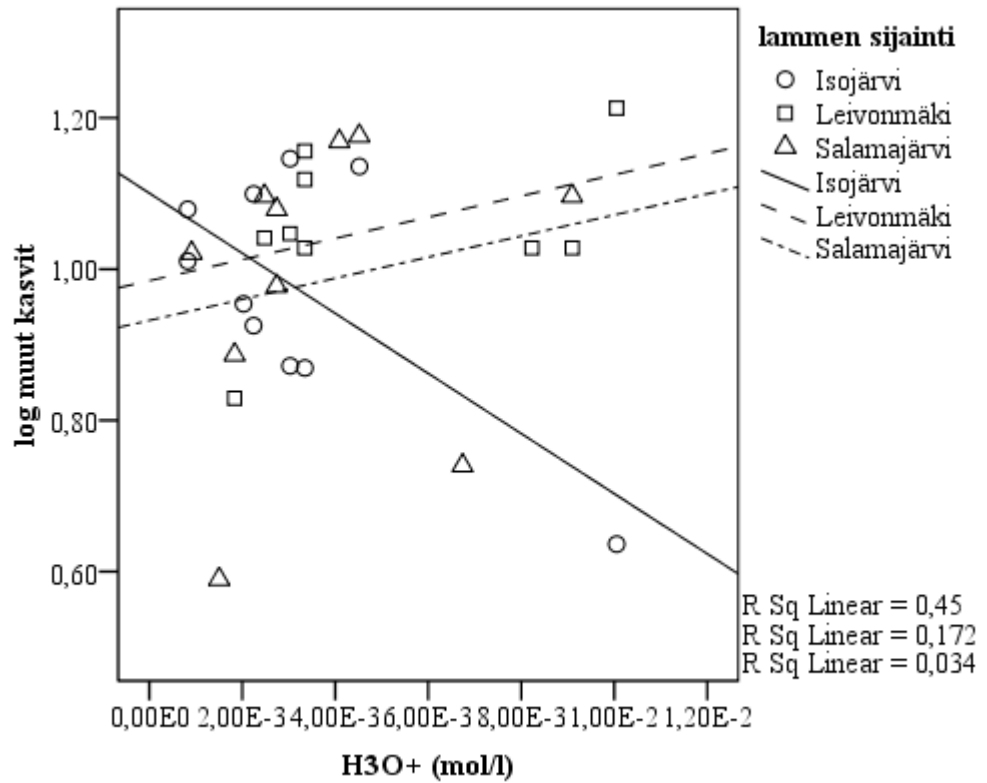


b)

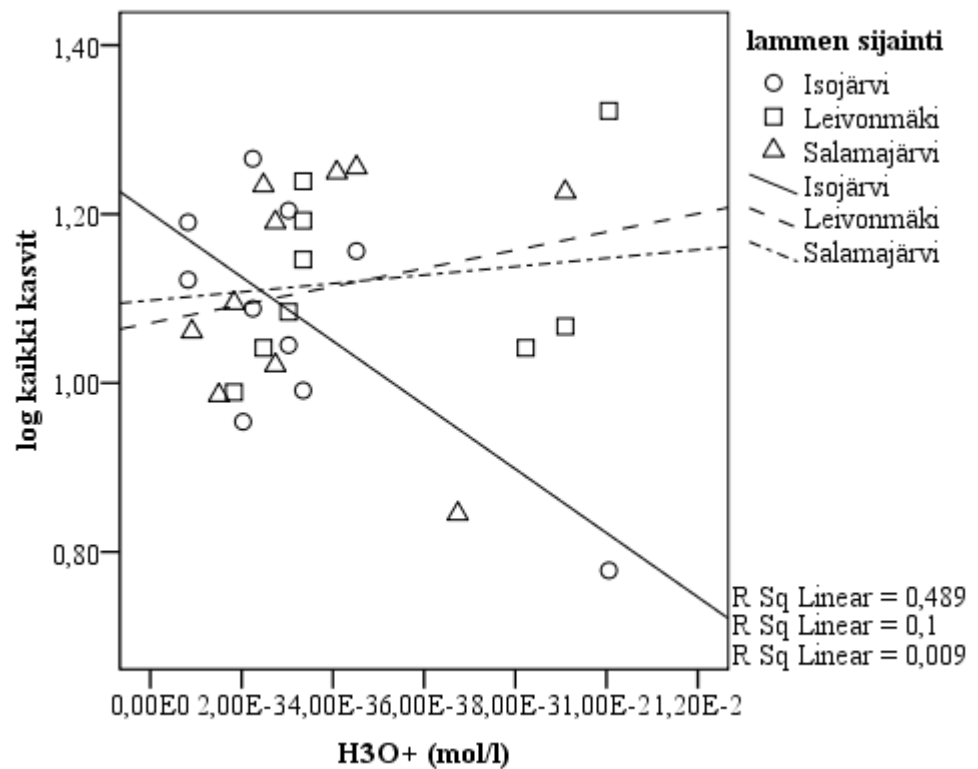


Kuva 4. Lammen sijainnin ja taimikon osuuden välillä havaittu yhdysvaikutus a) muiden kasvien ja b) kaikkien kasvien α -diversiteetteihin (log-muunnettu).

a)



b)



Kuva 5. Lammen sijainnin ja H₃O⁺-pitoisuuden välillä havaittu yhdysvaikutus a) muiden kasvien ja b) kaikkien kasvien α -diversiteetteihin (log-muunnettu).

4 JOHTOPÄÄTÖKSET

4.1 α -diversiteettien vaihteluun vaikuttavat tekijät

Lammen koon, ravinnepitoisuuksien, pH:n, näkösyvyyden ja suon-osuuden odotettiin vaikuttavan α -diversiteettien vaihteluun. Odotuksista toteutui lammen koon vaikutus eli mitä suurempi lampi on, sitä enemmän siellä on putkilokasvilajeja. Lammen koon osuus α -diversiteetin vaihtelun selityksestä on kuitenkin melko pieni, joten vaihteluun vaikuttaa myös moni muu ympäristötekijä, joita ei tässä tutkimuksessa mitattu. Tämä tutkimus tukee jo tehtyä yleistystä vesikasvilajimäärän ja pinta-alan välisestä positiivisesta suhteesta (Oertli ym. 2002), vaikka kaikki julkaistut tutkimukset eivät yleistystä tuekaan (Friday ym. 1987, Edvardsen & Økland 2006).

Lajimäärän odotettiin muodostavan ravinnepitoisuuden kanssa yksihuippuisen suhteen (Kuva 1b), sillä on havaittu, että yksihuippuinen suhde on tyypillinen sekä pienessä mittakaavassa (Mittelbach ym. 2001) että lauhkealla vyöhykkeellä (Pärtel ym. 2007). Lisäksi erityisesti vesilajiston on havaittu muodostavan yksihuippuisen suhteen energian määrän kanssa (Dodson ym. 2000). Tämän vuoksi malliin otettiin mukaan sekä lineaarinen että toisen asteen polynomifunktio kokonaisfosforista. Koska kumpikaan muoto ravinnepuuttajasta ei selittänyt vesikasvilajimäärää, voidaan lammen kokoa pitää pienillä metsälammilla ravinnepitoisuutta tärkeämpänä lajimäärään vaikuttavana tekijänä.

Jotta ravinnepitoisuuden todellinen vaikutus lajimäärään saadaan esiin, tulee ravinnepitoisuuden vaihtelun olla riittävän suuri lampien välillä (Srivastava ym. 1995). Suomessa suuret vesistöt on luokiteltu vedenlaadun mukaan, jossa yhtenä kriteerinä käytetään kokonaisfosforipitoisuutta (Suomen ympäristökeskus 2008). Fosforipitoisuuden perusteella tutkimuslammet vaihtelivat vedenlaadultaan erinomaisesta huonolaatuiseen, mikä tarkoittaa vaihtelua runsasravinteisista karuihin. Koska ravinnepitoisuus ei vaikuttanut α -diversiteettiin, voidaan todeta, ettei putkilokasvilajimäärä reagoi herkästi ravinnepitoisuuksien muutoksiin. Tuloksen perusteella ei kuitenkaan voi väittää, ettei ravinnepitoisuudella ole lainkaan vaikutuksia putkilokasvilajistoon, sillä tässä tutkimuksessa huomioitiin tarkoituksen mukaisesti ainoastaan lajimäärä eikä lainkaan lajistollisia eroja lampien välillä.

Lammen koko vaikutti lajimäärään samalla tavalla kaikilla kolmella tutkimusalueella (Leivonmäki, Isojärvi ja Salamajärvi). Sijainnin huomiointi toi kuitenkin esiin näkösyvyyden merkityksen α -diversiteetin vaihteluun. Näkösyvyyden pienentyessä kasvit siirtyvät matalamman veden alueelle, jolloin niiden elintila pienenee ja lajimäärä vähenee (Brönmark & Hansson 1999). Tässä tutkimuksessa kuitenkin ainoastaan Salamajärvellä α -diversiteetti kasvoi näkösyvyyden kasvaessa odotusten mukaisesti. On mahdollista, että näkösyvyyden vaikutus on pienillä lammilla niin vähäinen, että se peittyi muiden ympäristötekijöiden tai lammen ominaisuustekijöiden vaikutusten alle. Esimerkiksi lammen kokomuuttuja voi selittää vesikasvien α -diversiteettiä niin voimakkaasti, että näkösyvyyden merkitys jää taka-alalle.

4.2 β -diversiteetteihin vaikuttavat tekijät

α -diversiteetin lisäksi tutkittiin ympäristötekijöiden vaikutusta β -diversiteettiin, joka yleensä mittaa kahden yhteisön lajiston samankaltaisuutta (Hanski 1998). Tässä tutkimuksessa käytettiin β -diversiteettiä kuvaamaan lajiston erilaisuutta eri puolilla lampea. Tutkimuksessa mukana olleet ympäristötekijät eivät selittäneet minkään kasviryhmän β -diversiteettiä. Tulos oli yhdenmukainen kaikilla kolmella tutkimusalueella.

Yhden lammen sisällä ravinnepitoisuuksien, pH:n ja veden näkösyvyyden erot eri puolella lampea voivat olla niin pieniä, ettei niiden vaihtelu vaikuta lajimäärään. On mahdollista, että kyseiset tekijät vaihtelevat jonkin verran esimerkiksi lammen rannan ja keskiosien välillä, mutta tätä ei tässä tutkimuksessa tutkittu.

Vaikka suurin osa muuttujista oli oletettavasti sellaisia, jotka eivät vaikuta β -diversiteettiin, odotettiin kuitenkin lammen kokomuuttujan ja suo-osuuden selittävän β -diversiteettejä. Lammen koon kasvaessa sekä vedessä että rannalla olevien erilaisten elinympäristöjen määrän voi olettaa lisääntyvän (MacArthur & Wilson 1969) ja β -diversiteetin pitäisi tulla esiin tällainen elinympäristöjen vaihtelevuus. Tulosten perusteella voidaan todeta, ettei linjojen välinen lajistovaihtelu aiheutunut lampien koon vaihtelusta.

Suo-osuus antaa tietoa lammen rantavyöhykkeen kivennäismaan ja suoalueen vaihtelusta. β -diversiteettiin suo-osuus ei kuitenkaan vaikuttanut, mikä johtuu ainakin siitä, että suo-alue mitattiin laajemmalla alalla kuin muut kasvit inventoitiin. Koska rantavyöhykkeen määrittelyssä käytettiin rantakasvillisuuden vaihtumista metsä- tai suokasvillisuudeksi, ei todellisuudessa suo ja kivennäismaan ero näy inventoidun alueen lajistossa.

4.3 Metsähakkuiden vaikutus putkilokasvilajimäärään

Metsänuudistamisen odotettiin vaikuttavan etenkin vesikasvien α -diversiteettiin vesikemiallisten muutosten kautta, mutta sen sijaan taimikon osuus vaikutti muiden kasvien ja kaikkien kasvien α -diversiteetteihin. Yleisesti kasvilajimäärä väheni taimikon osuuden kasvaessa. Selitysasteet malleissa olivat kuitenkin alhaisia, joten moni muikin tekijät kuin taimikon osuus lammen välittömässä läheisyydessä vaikuttaa lajimäärään, vaikka näitä tekijöitä ei tässä tutkimuksessa mitattu eikä siten voida määrittää.

Metsähakkuu lammen reunuksilta lisää valon määrää lammella, mikä suoraan mahdollistaa kasvien voimakkaamman yhteyttämisen (Holopainen & Huttunen 1995). Aurinkoenergian lisääntyminen voikin olla yksi putkilokasvien lajimäärää lisäävä tekijä (Wright 1983). Tutkimuslampien ympärillä olevat taimikot eivät yleensä olleet suoraan lammen reunalla, vaan lammen ja taimikon välillä oli suojakaistale. Toisaalta usealla kohteella lammen reunukset olivat kitukasvuista mäntyä kasvavia rämeitä, eivätkä metsätaloustoimet olleet koskaan ulottuneet rantaan saakka. Koska taimikot eivät yksittäisiä poikkeuksia lukuun ottamatta kasvaneet suorassa yhteydessä ranta-alueeseen, täytyy taimikon α -diversiteettiä selittävän vaikutuksen johtua jostain muusta kuin muutoksesta lammenreunuksen pienilmastossa tai valoisuudessa.

Metsähakkuun ja maanmuokkauksen on havaittu sekä lisäävän pintavaluntaa (Lepistö ym. 1995) että nostavan ravinnepitoisuuksia ja liukoisen orgaanisen aineksen määrää vesistöissä, mikä vaikuttaa esimerkiksi veden väriin (Holopainen & Huttunen 1995) ja pH:n (Rask ym. 1993). Näkösyvyys, joka riippuu veden väristä, ei tietenkään vaikuta rantapenkereiden lajistoon, mutta valumavesien ravinnekuorman lisääntyminen ja valumavesien vaikutus kasvualustan happamuusolosuhteisiin voisi välillisesti ilmentää taimikon osuuden vaikutusta. Taimikon osuus ei kuitenkaan korreloinut ravinnepitoisuuksien, typpi:fosfori -suhteen tai H_3O^+ :n kanssa.

Vaikka H_3O^+ -pitoisuus ei korreloinut suoraan taimikon osuuden kanssa, selittää kumpikin tekijä erikseen muiden kasvien ja kaikkien kasvien α -diversiteettejä, kun lammen sijainti otetaan huomioon. Koska metsähakkuiden havaittu vaikuttava veden pH:n (Rask ym. 1993, Saukkonen & Kortelainen 1995), on näitä tekijöitä hyvä tarkastella yhdessä.

Taimikon osuuden kasvaessa pieni Isojärven ja Salamajärven α -diversiteetit. Leivonmäen α -diversiteetti puolestaan nousi taimikon osuuden kasvaessa. Kuten taimikon osuuden kasvu myös H_3O^+ -pitoisuuden kasvu vähensi lajimäärää Isojärvellä ja kasvatti sitä Leivonmäellä. Salamajärvellä puolestaan α -diversiteetti kasvoi H_3O^+ -pitoisuuden kasvaessa, kun se oli laskenut taimikon osuuden kasvaessa. Näin ollen ainoastaan Isojärvi noudatti tutkimuksen odotuksia, joiden mukaan sekä veden happamuuden (Rørslett 1991) että taimikon osuuden lisääntyminen pienentää lajimäärää. Tutkimustuloksia on myös siitä, ettei pH:lla ole vesikasvilajimäärään mitään vaikutusta, vaikka vaikutus esimerkiksi selkärangattomien lajimäärään onkin hyvin suuri (Friday 1987, Srivastava ym. 1995). Tämän tutkimuksen perusteella voidaan yhtyä näihin tutkimuksiin, ja todeta, ettei veden happamuudella ole suoraa yksiselitteistä vaikutusta putkilokasvien α -diversiteettiin.

Koska hakkuiden vaikutus lammen happamuuteen on vain yksi reitti, jolla taimikon osuus voi vaikuttaa α -diversiteettiin, tarkastellaan lammen sijainnin ja taimikon osuuden yhteisvaikutusta vielä hieman lisää. Leivonmäen kansallispuisto käsittää lähinnä karuhkoja kangasmaita ja lähdepohjaisia lampia ja se sijaitsee vesikasvillisuudeltaan vähälajisen Rutajärven ympärillä (Metsähallitus 2008). On mahdollista, että talousmetsissä havaittu suurempi α -diversiteetti johtuu siitä, että talousmetsät ovat Leivonmäen kansallispuiston metsiä rehevämpiä, mikä näkyy myös lammilla, vaikka selkeää eroa ei havaitakaan ravinnepitoisuuksien suhteen.

4.4 Tulevaisuuden haasteet

Pienten metsälampien putkilokasvilajimäärään vaikuttavia tekijöitä on tutkittu hyvin vähän. Tämä tutkimus on ollut pilottihanke, joten on syytä miettiä myös asioita, jotka on hyvä huomioida tulevaisuudessa.

Tässä tutkimuksessa lammen kokomuuttujina olivat rantaviivan pituus ja lammen pinta-ala. Nämä eivät kuitenkaan välttämättä ole parhaita kasvillisuustutkimuksessa käytettäviä lammen koon mittoja, sillä ne eivät anna tarkkaa tietoa todellisen kasvualustan pinta-alasta. Vesikasvillisuudelle tärkeä pinta-ala on mahdollisesti litoraalityöhyke, jolla tarkoitetaan vesistön enimmäisvedenkorkeuden rajan ja pohjakasvillisuuden alarajan välistä aluetta; työhykettä, jonka alueella auringon valo yltää pohjaan saakka (Tirri ym. 2001). Litoraalityöhyke kattaa siis vesikasvien kasvulle sopivan osan lammen pinta-alasta (Dahlgren & Ehrlén 2005). Järven pinta-ala korreloi litoraalityöhykkeen pinta-alan kasvun kanssa niin, että pinta-alan kasvaessa myös litoraalityöhyke suurenee, mutta lammen topografiasta ja veden väristä aiheutuvat litoraalityöhykkeen laajuuserot suhteessa lammen vesipinta-alaan eivät tule ilmi pelkkää pinta-alaa tarkasteltaessa. Topografia vaikuttaa litoraalityöhykkeen pinta-alaan siten, että matalassa hitaasti syvenevässä lammessa on laajempi litoraalityöhyke kuin jyrkästi syvenevässä syvässä lammessa. Näkösyvyyden lasku puolestaan aiheuttaa topografialtaan samanlaisten lampien litoraalityöhykkeen kapenemisen, sillä valo ei pääse tunkeutumaan tummassa vedessä yhtä syväälle kuin kirikkaassa vedessä. Tämänkin tutkimuksen lampien litoraalityöhyke vaihteli valtavasti, sillä yksi Salamajärven suojelulampi oli niin matala, että koko lampi oli litoraalityöhykettä, ja toisaalta oli lampia, joilla ei ollut lainkaan litoraalityöhykettä, sillä vesikasvillisuutta ei löytynyt lainkaan.

Litoraalityöhykkeen kasvun vaikutus lajimäärään lisääntymiseen perustuu siihen, että kasvualustan pinta-alan kasvaessa myös erilaisten elinympäristöjen määrä lisääntyy luoden monipuolisemmat kasvuolosuhteet erilaisille kasveille (Mäkelä ym. 2004). Tämä kasvattaa α -diversiteettiä, mutta vaikuttaa myös β -diversiteettiin. Litoraalityöhykkeen pinta-alan mittaaminen olisikin voinut olla tärkeä etenkin β -diversiteetille, sillä se on täsmällisempi elinympäristöjen erilaisuuden mitta kuin pelkkä vesipinta-alan laajuus.

Toisaalta on mahdollista, että lampien kokogradientti oli liian kapea, jotta systemaattinen koosta aiheutuva lammen sisäinen vaihtelu olisi ollut havaittavissa. Litoraalivyöhykkeen pinta-ala on yksi lisämuuttuja, joka on hyvä huomioida tulevaisuudessa, kun pienten lampien kasvillisuutta inventoidaan.

Rantaviivan pituus saattoi olla myös huono kokomuuttuja muille kuin varsinaisille vesikasveille. Tulevaisuudessa on syytä miettiä, olisiko parempi inventoida lammen rantojen lajisto joka lammella yhtä laajalta inventointivyöhykkeeltä riippumatta rantavyöhykkeen leveydestä, jolloin olisi mahdollista laskea vyöhykkeen todellinen pinta-ala. Nykyisellä rantavyöhykkeen määritelmällä rantavyöhyke saattoi vaihdella kymmenestä senttimetristä metreihin, jolloin rantaviivanpituus ja inventoitu alue eivät voineet korreloida kovin hyvin. Etuna tasaisessa rantaosuudessa olisi myös se, että tällöin suo-osuus voitaisiin mitata samalta leveydeltä ja lammen sisäinen muiden kasvien lajistollinen vaihtelevuus eli β -diversiteetti olisi verrattavissa suo-osuuteen.

Linjojen väliseen erilaisuuteen voi vaikuttaa lammen valaistusolosuhteet: varjo- ja paistealueiden lajimäärän väliset erot. Kasvillisuuden saama valon määrä eri puolilla lampea olisi kiinnostava tieto, jota voitaisiin lähestyä ottamalla ilmansuunnat jollain tavoin tutkimukseen mukaan. Valon saamiseen vaikuttaa myös lammen ympäristön puuston korkeus, joka olisi otettava myös huomioon. Ilmansuuntien ja puustokorkeustiedon mukaan voitaisiin tehdä uusi muuttuja, joka voisi olla esimerkiksi osuus rantaviivasta tai lammen pinta-alasta, joka saa auringonvaloa yli viisi tuntia päivässä.

Ravinnemittaukset otettiin lammista vain kerran, jolloin sattuman vaikutus tuloksiin on mahdollisesti suhteellisen suuri. Tulevaisuudessa vesikemialliset mittaukset olisi syytä suorittaa useamman kerran kesässä, jolloin niiden keskiarvoa voitaisiin käyttää ravinnemuuttujana ja lisäksi saataisiin tietoa ravinnemäärien ajallisesta vaihtelusta. Ravinnepitoisuuksien käyttö tutkimuksessa perustui siihen, että niiden oletettiin rajoittavan kasvien kasvua, jolloin ne toimivat energian määrään rinnastettavana muuttujana (Kenttämies ja Saukkonen 1996). On mahdollista, että rajoittavana tekijänä onkin ollut jokin muu muuttuja, jota tutkimuksessa ei mitattu ja energian määrän vaikutus ei ole tullut kunnolla esiin. Muita mahdollisia energiamäärän kuvaustapoja olisi esimerkiksi auringonsäteilyn määrä (Wright 1983) tai lämpötila (Evans ym. 2005). Toisaalta ravinnepitoisuuksien käytöllä on saatu merkitseviä tuloksia vesikasvilajimäärää mallinnettaessa (Srivastava ym. 1995), jonka vuoksi oli perusteltua valita ravinnepitoisuudet tähänkin tutkimukseen. Ravinnepitoisuuden lisäksi voitaisiin tarkastella alueen yleistä rehevyyttä, esimerkiksi lampea ympäröivän metsän rehevyyystyypittelyn avulla.

Metsähakkuutoimien odotettiin vaikuttavan ravinnepitoisuuksiin. Kuitenkin metsähakkuusta aiheutunutta valumavesien lisääntymistä on lähes mahdoton erottaa ojien lampeen tuomista valumavesistä. Myöhemmissä tutkimuksissa olisi hyvä kartoittaa lampeen laskevien laskuojien määrä sekä valuma-alueen pinta-ala ja maankäyttö. Myös alueen lannoitushistoria viimevuosilta saattaa olla merkittävä ravinnepitoisuuksiin vaikuttava tekijä.

Tutkimuksessa taimikon osuus mitattiin 100m puskurivyöhykkeeltä, joka jouduttiin määrittämään Metsähallituksen metsäkuvioaineiston laajuuden mukaan. Tällainen maanmuodoista piittaamaton puskurivyöhyke ei mahdollisesti anna todellista kuvaa siitä alueesta, jolla tapahtuvat metsätaloustoimet vaikuttavat lampiin. Todellisemman kuvan saisi mittaamalla taimikon osuudet valuma-alueilta.

Dodson ym. (2000) havaitsivat ravinnelisäyksen vaikuttavan lajimäärään vasta pitkällä aikavälillä. Jos ravinnelisäyksen vaikutus lajistossa on havaittavissa vasta pitkän

ajan kuluttua, olisi hyvä tietää myös kuinka kauan lisäyksen vaikutus kestää. Palautuuko lajisto jossain vaiheessa tilanteeseen ennen ravinnelisäystä? Jos oletetaan metsänkäsittelyn vaikuttavan α -diversiteettiin ensisijaisesti vesikemian kautta, olisi hyvä tarkastella lampea ympäröivän metsän ikärakennetta hieman tarkemmin, esimerkiksi useamman ikäluokan osuuksia. Metsien hakkuut 25 tai 50 vuotta sitten ovat lisänneet ravinnevalumia ja liukoista orgaanista ainesta vesistöihin jo tuolloin ja näiden hakkuiden vaikutukset saattavat olla edelleen näkyvissä. Hiljattain, esimerkiksi 5-15 vuotta sitten, tehtyjen hakkuiden osuutta vesikemiaan on luultavasti mahdotonta erottaa aikaisempien metsänkäsittelyiden vaikutuksista.

Vedestä mitattujen ravinne- ja pH-pitoisuuksien yleistämistä rantavyöhykkeelle ei voida pitää täysin ongelmattomana. Tutkimuksessa oletettiin, että vesikemialliset olosuhteet jakaantuvat suhteellisen tasaisesti ympäri lampea, kun aineet liikkuvat vedessä suuremmasta pitoisuudesta pienempään pitoisuuteen. Maalla aineen liikkuvuus on heikompaa ja siellä pitoisuudet voivat vaihdella alueen mukaan. Tämän vuoksi olisi hyvä ottaa maalta erikseen kunkin linjan yhteydestä pH näyte ja miettiä maalle ravinnepitoisuuksia paremmin soveltuva energianmitta.

Koska lammet olivat hyvin erilaisia reunuksiltaan, eivät ne olleet täysin vertailukelpoisia toisiinsa nähden. Tämän vuoksi olisikin ollut parempi, jos kaikki lammet olisivat olleet systemaattisesti isompia metsälampia tai vain pieniä suolampia. Tutkimuksessa mallinnettiin vain putkilokasvien α - ja β -diversiteettejä, mutta olisi mielenkiintoista nähdä miten tulokset muuttuisivat, jos mukaan otettaisiin kaikki makrofytyt eli putkilokasvit, sammalet ja suurlevät.

4.5 Yhteenveto

Tutkimuksen perusteella voidaan todeta, että lammen koko on energian määrää merkitsevämpi tekijä mallinnettaessa vesikasvilajimäärää. Lisäksi veden väri vaikuttaa lajimäärään, mutta luultavasti sen vaikutus on yksinään niin heikko, että vaikutus peittyy jonkin muun tekijän vaikutuksen alle, joka vahvempana määrää lajimäärän kehityksen suunnan. Muiden kasvien ja kaikkien kasvien lajimäärää selittää puolestaan taimikon osuus. Metsänkäsittely vaikuttaa kuitenkin lajimäärään monitahoisesti, eikä tämän tutkimuksen perusteella voida sanoa edes, vähentääkö vai lisääkö metsänhakkuut lajimäärää saati minkälaisilla mekanismeilla vaikutus tapahtuu. Lammen sisäiseen vaihteluun vaikuttaviin tekijöihin lajiston rakenteessa ei tässä tutkimuksessa saatu valaistusta.

KIITOKSET

Suuri kiitos ohjaajilleni Merja Honkaselle, joka jo maastossa urheasti kesti kaiken valitukseni, ja Mikko Mönkköselle, jolta sain paljon hyviä neuvoja tutkimuksen suunnittelu- ja kirjoitusvaiheessa. Kiitokset myös maastossa apunani olleille LuK-tutkielman tekijöille Jane Koskimäelle ja Mari Siltalalle. Anne Laita avusti tutkimusta tekemällä kartta-analysoinnit, joita ilman tutkimusta olisi ollut mahdoton tehdä nykyisellään. Kiitoksia myös Metsähallituksen työntekijöille, joiden kanssa etsittiin tutkimuslampia metsäkuvioaineistosta. Societas pro Fauna et Flora Fennica ja Suomen Biologian seura Vanamo ry tukivat tutkimustani taloudellisesti.

KIRJALLISUUS

- Biggs, J., Williams, P., Whiffeld, P., Nicolet, P., Weatherby, A. 2005. 15 years of pond assessment in Britain: results and lessons learned from the work of Pond Conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15:693–714.
- Brönmark, C. & Hansson, L.-A. 1999. *The Biology of Lakes and Ponds*. Oxford University Press, Great Britain, 215 s
- Chiarucci, A., Viciani, D., Winter, C. & Diekmann, M. 2006. Effects of productivity on species-area curves in herbaceous vegetation: evidence from experimental and observational data. *Oikos* 115:475–483.
- Dahlgren, J.P. & Ehrlén, J. 2005. Distribution patterns of vascular plants in lakes – the role of metapopulation dynamics. *Ecography* 28:49–58.
- Dodson, S.I., Arnott, S.E. & Cottingham, K.L. 2000. The relationship in lake communities between primary productivity and species richness. *Ecology* 81:2662–2679.
- Drakare, S., Lennon, J.J. & Hillebrand, H. 2006. The imprint of the geographical, evolutionary and ecological context on species-area relationships. *Ecology Letters* 9:215–227.
- Edwardsen, A. & Økland, R.H. 2006. Variation in plant species richness in and adjacent to 64 ponds in SE Norwegian agricultural landscapes. *Aquatic Botany* 85:79–91.
- Evans, K.L., Warren, P.H. & Gaston, K.J. 2005. Species-energy relationships at the macroecological scale: a review of the mechanisms. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* 80:1–25.
- France, R., Culbert, H. & Peters, R. 1996. Decreased carbon and nutrient input to boreal lakes from particulate organic matter following riparian clear-cutting. *Environmental Management* 20:579–583.
- Friday, L.E. 1987. The diversity of macroinvertebrate and macrophyte communities in ponds. *Freshwater Biology* 18:87–104.
- Gillman, L.N. & Wright, S.D. 2006. The influence of productivity on the species richness of plants: a critical assessment. *Ecology* 87:1234–1243.
- Hakala, H. & Välimäki, J. 2003. *Ympäristön tila ja suojele Suomessa*. Tammer-Paino, Tampere, 446 s.
- Hanski, I., Lindström, J., Niemelä, J., Pietikäinen, H. & Ranta, E. 1998. *Ekologia*. WSOY, Juva, 580 s.
- Holopainen, A.-L. & Huttunen, P. 1995. Avohakkuun, maanmuokkauksen ja ojituksen hydrobiologiset vaikutukset ja niiden kesto Nurmes-tutkimusalueella. Teoksessa: Saukkonen, S. & Kenttämien, K., *Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti*. Suomen ympäristö 2. Suomen ympäristökeskus, Helsinki, 185–198.
- Hämet-Ahti, L., Suominen, J., Ulvinen, T. & Uotila, P. toim. 1998. *Retkeilykasvio*. Luonnontieteellinen keskusmuseo, kasvimuseo, Yliopistopaino, Helsinki, 656 s.
- Kenttämies, K. & Saukkonen, S. 1996. *Metsätalous ja vesistöt. Yhteistutkimusprojektin Metsätalouden vesistöhaitat ja niiden torjunta (METVE) yhteenveto*. Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 4/1996, Helsinki, 100s.
- Kubin, E. 1995. Avohakkuun, hakkuutähteiden talteenoton ja maanmuokkauksen vaikutus ravinteiden huuhtoutumiseen. Teoksessa: Saukkonen, S. & Kenttämien, K., *Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti*. Suomen ympäristö 2. Suomen ympäristökeskus, Helsinki, 65–72.
- Lepistö, A., Seuna, P., Saukkonen, S. & Kortelainen, P. 1995. Hakkuun vaikutus hydrologiaan ja ravinteiden huuhtoutumiseen rehevältä metsävaluma-alueelta Etelä-Suomessa. Teoksessa: Saukkonen, S. & Kenttämien, K., *Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti*. Suomen ympäristö 2. Suomen ympäristökeskus, Helsinki, 73–84.
- Linkola, K. 1932. Alueellista lajityläästä vesiemme putkilokasveista. *Luonnon ystävä* 36:86–101.
- Linton, S. & Goulder, R. 2003. Species richness of aquatic macrophytes in ponds related to number of species in neighbouring water bodies. *Archiv fuer Hydrobiologie* 157:555–565.
- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. 1969. *The theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, 203 s

- Magurran, A.E. 2004. *Measuring Biological diversity*. Blackwell Publishing, Oxford, 256 s.
- Metsähallitus 2008 Metsähallituksen kansallispuistoiesittelyt.
<http://www.luontoon.fi/page.asp?Section=100> Luettu 3.4.2008.
- 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.
- Mäkelä, S., Huitu, E. & Arvola, L. 2004. Spatial patterns in aquatic vegetation composition and environmental covariates along chains of lakes in the Kokemäki-joki watershed (S. Finland). *Aquatic Botany* 80:253–269.
- Møller, T.R. & Rørdam, C.P. 1985. Species numbers of vascular plants in relation to area, isolation and age of ponds in Denmark. *Oikos* 45:8–16.
- Mönkkönen, M. 2004. Suomen metsäluonto – osa globaalia monimuotoisuutta. Teoksessa: Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi, P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa, P. (toim.), *Metsän kätöksissä – Suomen metsäluonnon monimuotoisuus*. Edita Prisma Oy, Helsinki, 19–47.
- Nee, S. & Cotgreave, P. 2002. Does the species/area relationship account for the density/area relationship? *Oikos* 99:545–551.
- Nilsson, S.G. & Nilsson, I.N. 1978. Breeding bird community densities and species richness in lakes. *Oikos* 31:214–221.
- Nilsson, S.G., Bengtsson, J. & Ås, S. 1988. Habitat diversity or area per se? Species Richness of woody plants, carabid beetles and land snails on islands. *Journal of Animal Ecology* 57:685–704.
- Oertli, B., Auderset Joye, D., Castella, E., Raphaëlle, J., Cambin, D., Lachavanne, J-B. 2002. Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biological Conservation* 104:59–70.
- Oertli, B., Biggs, J., Céréghino, R., Grillas, P., Joly, P., & Lachavanne, J-B. 2005. Conservation and monitoring of pond diversity: introduction. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15:535–540.
- Pärtel, M., Laanisto, L. & Zobel, M. 2007. Contrasting plant productivity-diversity relationships across latitude: the role of evolutionary history. *Ecology* 88:1091–1097.
- Rask, M., Arvola, L. & Salonen, K. 1993. Effects of catchment deforestation and burning on the limnology of a small forest lake in southern Finland. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 25:525–528.
- Ricklefs, R.E. & Lovette, I.J. 1999. The roles of island area per se and habitat diversity in the species-area relationships of four Lesser Antillean faunal groups. *Journal of Animal Ecology* 68:1142–1160.
- Rosenzweig, M. 1995. *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press, Cambridge, 436 s.
- Rørslett, B. 1991. Principal determinants of aquatic macrophyte richness in northern European lakes. *Aquatic Botany* 39:173–193.
- Saukkonen, S. & Kortelainen, P. 1995. Metsätaloustoimenpiteiden vaikutus ravinteiden ja orgaanisen hiilen huuhtoutumiseen. Teoksessa: Saukkonen, S. & Kenttämien, K., *Metsätalouden vesistövaikutukset ja niiden torjunta. METVE-projektin loppuraportti*. Suomen ympäristö 2. Suomen ympäristökeskus, Helsinki, 15–32.
- Scheffer, M. & van Geest, G.J. 2006. Small habitat size and isolation can promote species richness: second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos* 112:227–231.
- Scheiner, S.M. 2003. Six types of species-area curves. *Global Ecology & Biogeography* 12:441–447.
- Srivastava, D.S., Staicer, C.A. & Freedman, B. 1995. Aquatic vegetation of Nova Scotian lakes differing in acidity and trophic status. *Aquatic Botany* 51:181–196.
- Suomen ympäristökeskus 2008 vedenlaatuluokituksen luokkarajat.
<http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=7603&lan=fi> Luettu 13.4.2008.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, K., Tielbörger, K., Wichmann, M.C., Schwager, M. & Jeltsch, F. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography* 31:79–92.

- Tirri, R., Lehtonen, J., Lemmetyinen, R., Pihakoski, S. & Portin, P. 2001. *Biologian sanakirja*. Otava, Keuruu, 888 s
- Toivonen, H. & Huttunen, P. 1995. Aquatic macrophytes and ecological gradients in 57 small lakes in southern Finland. *Aquatic Botany* 51:197–221.
- Turner, W. R. & Tjørve, E. 2005. Scale-dependence in species-area relationships. *Ecogeography* 28:721–730.
- Tjørve, E. 2003. Shapes and functions of species-area curves: a review of possible models. *Journal of Biogeography* 30:827–835.
- Ulrich, W. & Buszko, J. 2007. Sampling design and the shape of species-area curves on the regional scale. *Acta oecologica* 31:54–59.
- Wetzel, R.G. 1988. Water as an environment for plant life. Teoksessa: Symoens, J.J. (toim.) *Vegetation of inland waters*. Kluwar Academic Publishers, Dordrecht, 1–30.
- Wright, D.H. 1983. Species-energy theory: an extension of species-area theory. *Oikos* 41:496–506.

LIITTEET

Liite 1 Tutkimuslampien muuttujatiedot.

tunnus	kunta	koordinaatit (YKJ)		pinta-ala (ha)	rantaviiva (m)	linjoja	tP (µg/l)	tN (µg/l)	pH	näkösyvyys (cm)	taimikon osuus	suon osuus
		P	N									
I1s	Kuhmoinen	6845360	3392559	1,97	678	7	20	520	6,1	180	0	0,14
I2s	Kuhmoinen	6845168	3394581	0,24	202	2	15	660	5,8	150	0	0,36
I3s	Kuhmoinen	6844712	3394692	1,25	517	5	51	3 600	5,7	300	0	0,68
I5s	Kuhmoinen	6842858	3396366	0,67	315	3	56	1 300	5,4	225	0	0,94
I9s	Kuhmoinen	6845569	3392016	4,33	1167	12	330	1 800	6,1	128	0	0,71
I2t	Kuhmoinen	6837745	3394957	0,28	198	2	61	950	7,1	115	0,21	0,97
I3t	Kuhmoinen	6835446	3395858	0,04	84	2			6,2	112	0,88	0,92
I7t	Jämsä	6861192	3390061	0,58	284	3	73	1 200	4,6	175	0,51	0,87
I8t	Jämsä	6867483	3388649	3,33	1141	11	26	1 000	5,8	100	0,39	0,55
I11t	Jämsä	6868483	3390242	2,85	802	8	74	780	7,1	102	0,41	0,31
L1s	Leivonmäki	6870679	3446867	3,38	811	8	11	700	6,3	280	0	0,4
L2s	Leivonmäki	6871062	3448436	2,19	652	7	79	1 300	5,7	130	0	0,76
L6s	Leivonmäki	6865414	3448182	0,58	279	3	9	460	4,7	218	0	0
L7s	Leivonmäki	6866621	3448404	0,32	276	3	38	410	4,8	280	0	0,96
L8s	Leivonmäki	6863655	3448359	1,41	611	6	8	370	6	160	0	0,95
L2t	Leivonmäki	6865021	3440868	0,97	438	4	26	930	4,6	131		1
L3t	Leivonmäki	6876157	3457884	0,43	275	3	12	600	5,7	98	0,16	0,43
L5t	Toivakka	6886791	3455214	0,7	333	3	39	750	5,7	145	0,35	0,09
L6t	Toivakka	6886400	3456664	2,5	716	7	8	310	5,8	210	0,14	0,82
S4s	Kivijärvi	7012285	3388231	2,57	636	6	12	690	5,9	70	0	0
S5s	Kinnula	7019311	3393478	2,53	603	6	60	680	4,7	255	0	0,46
S6s	Perho	7021626	3383415	3,5	787	8	13	390	6	240	0	0,99
S8s	Kivijärvi	7012593	3386893	0,09	124	2	12	450	7	80	0	0,5
S10s	Kivijärvi	7012198	3387859	0,21	180	2	44	2 000	5,4	130	0	0,54
S1t	Perho	7011721	3384192	0,86	437	4	41	680	5,5	75	0	0,03
S3t	Kivijärvi	7008506	3386850	0,36	231	2	14	530	5	120	0,36	0,67
S5t	Kinnula	7022273	3395386	2,18	958	9	19	380	6,5		0,22	0,87
S7t	Kivijärvi	7013445	3393102	3,21	742	7	18	430	6,3	160	0,28	1
S8t	Kivijärvi	7003385	3392991	1,08	384	4	15	450	5,9	130	0,06	0,94

Liite 2 Lammet ja niillä olevat lajit sekä lampikohtaiset lajimäärät, α -diversiteetit ja β -diversiteetit. Tummennetut lajit ovat vesikasveja.

Laji	I1s	I2s	I3s	I5s	I9s	I2t	I3t	I7t	I8t	I11t	L1s	L2s	L6s	L7s	L8s
<i>Lycopodium annotinum</i>															
<i>Isoëtes echinospora</i>	x														
<i>Equisetum fluviatile</i>	x				x										
<i>Phegopteris connectilis</i>	x														
<i>Dryopteris carthusiana</i>	x									x					
<i>Athyrium filix-femina</i>	x														
<i>Picea abies</i>	x														
<i>Pinus sylvestris</i>	x	x	x	x	x	x	x				x	x	x	x	x
<i>Juniperus communis</i>															
<i>Nymphaea alba</i>	x	x	x		x	x									
<i>Nuphar lutea</i>	x				x			x	x	x	x	x	x	x	
<i>Betula pendula</i>									x	x					
<i>Betula pubescens</i>	x	x	x		x	x			x	x	x				
<i>Betula nana</i>			x				x		x			x	x		x
<i>Alnus glutinosa</i>	x				x										
<i>Alnus incana</i>															
<i>Viola palustris</i>	x														
<i>Salix sp.</i>	x			x	x	x			x	x	x				
<i>Populus tremula</i>											x				
<i>Calluna vulgaris</i>				x							x	x	x		x
<i>Ledum palustre</i>			x	x							x	x		x	x
<i>Andromeda polifolia</i>		x	x	x		x	x		x	x	x	x	x	x	x
<i>Chamaedaphne calyculata</i>											x	x		x	x
<i>Vaccinium oxycoccus / microcarpum</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Vaccinium vitis-ideae</i>	x		x								x	x			x
<i>Vaccinium uliginosum</i>		x						x	x	x	x	x	x		x
<i>Vaccinium myrtillus</i>	x		x												
<i>Empetrum nigrum</i>		x	x			x					x	x	x	x	x
<i>Lysimachia thyrsiflora</i>	x	x			x	x		x	x	x	x	x			
<i>Trientalis europaea</i>				x											
<i>Drosera rotundifolia</i>	x	x	x	x			x	x	x		x	x	x	x	x

Laji	I1s	I2s	I3s	I5s	I9s	I2t	I3t	I7t	I8t	I11t	L1s	L2s	L6s	L7s	L8s
<i>Sparganium gramineum</i>															
<i>Sparganium emersum</i>					x										
<i>Sparganium angustifolium</i>											x				
<i>Juncus filiformis</i>					x										
<i>Juncus supinus</i>															
<i>Tricophorum alpinum</i>															
<i>Tricophorum cespitosum</i>															
<i>Eriophorum angustifolium</i>										x					
<i>Eriophorum gracile</i>															
<i>Eriophorum vaginatum</i>		x	x	x		x	x		x			x	x	x	x
<i>Eleocharis palustris</i>					x				x						
<i>Rhynchospora alba</i>		x	x	x		x							x	x	x
<i>Carex echinata</i>	x														
<i>Carex canescens</i>	x				x	x			x	x	x	x			
<i>Carex lasiocarpa</i>	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x			
<i>Carex rostrata</i>	x	x	x		x	x		x	x	x	x			x	
<i>Carex rhynchophysa</i>															
<i>Carex vesicaria</i>															
<i>Carex limosa</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x
<i>Carex magellanica</i>		x			x	x	x		x	x		x			
<i>Carex nigra</i>					x										
<i>Carex acuta</i>											x				
<i>Carex pauciflora</i>		x							x			x		x	
<i>Agrostis canina</i>	x				x				x		x				
<i>Calamagrostis epigejos</i>															
<i>Calamagrostis purpurea</i>	x				x				x	x					
<i>Alopecurus aequalis</i>															
<i>Phragmites australis</i>	x		x	x	x				x	x	x	x			
<i>Molinia caerulea</i>				x							x				
Kaikki kasvit	38	21	21	19	27	23	11	11	28	25	29	25	15	16	17
Vesikasvit	11	3	3	1	8	5	0	3	5	4	7	3	1	1	0
Muut kasvit	27	18	18	18	19	18	11	8	23	21	22	22	14	15	17

Laji	I1s	I2s	I3s	I5s	I9s	I2t	I3t	I7t	I8t	I11t	L1s	L2s	L6s	L7s	L8s
α -diversiteetti kaikki kasvit	18,43	16,00	9,80	14,33	12,25	15,50	9,00	6,00	11,09	13,25	9,75	15,57	11,67	11,00	11,00
α -diversiteetti vesikasvit	5,86	2,00	2,40	0,67	3,83	3,50	0,00	1,67	3,64	3,00	3,00	2,43	1,00	0,33	0,00
α -diversiteetti muutkasvit	12,57	14,00	7,40	13,67	8,42	12,00	9,00	4,33	7,45	10,25	6,75	13,14	10,67	10,67	11,00
β -diversiteetti kaikki kasvit	0,62	0,45	0,66	0,38	0,48	0,65	0,36	0,73	0,53	0,46	0,67	0,43	0,29	0,46	0,41
β -diversiteetti vesikasvit	0,53	0,67	0,33	0,67	0,47	0,60		0,56	0,24	0,37	0,53	0,29	0,00	1,00	
β -diversiteetti muut kasvit	0,66	0,41	0,71	0,36	0,47	0,67	0,36	0,78	0,66	0,48	0,73	0,45	0,31	0,43	0,41

Laji	L2t	L3t	L5t	L6t	S4s	S5s	S6s	S8s	S10s	S1t	S3t	S5t	S7t	S8t
<i>Lycopodium annotinum</i>						X				X				
<i>Isoetes echinospora</i>			X			X						X		
<i>Equisetum fluviatile</i>	X		X			X	X			X		X	X	X
<i>Phegopteris connectilis</i>														
<i>Dryopteris carthusiana</i>														
<i>Athyrium filix-femina</i>														
<i>Picea abies</i>	X								X					
<i>Pinus sylvestris</i>					X	X	X	X	X	X			X	X
<i>Juniperus communis</i>						X						X		
<i>Nymphaea alba</i>						X	X				X		X	X
<i>Nuphar lutea</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Betula pendula</i>													X	
<i>Betula pubescens</i>	X			X		X			X	X				
<i>Betula nana</i>				X			X	X	X	X				X
<i>Alnus glutinosa</i>	X		X	X										
<i>Alnus incana</i>	X									X				
<i>Viola palustris</i>	X			X		X								
<i>Salix sp.</i>						X						X		X
<i>Populus tremula</i>														
<i>Calluna vulgaris</i>	X	X	X	X	X	X	X		X	X				X
<i>Ledum palustre</i>	X	X	X	X	X	X	X			X				X
<i>Andromeda polifolia</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Chamaedaphne calyculata</i>		X	X	X	X		X				X			
<i>Vaccinium oxycoccos / microcarpum</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Vaccinium vitis-ideae</i>	X	X	X	X	X	X	X		X					
<i>Vaccinium uliginosum</i>	X			X	X	X	X	X				X		X
<i>Vaccinium myrtillus</i>	X			X	X	X	X			X				
<i>Empetrum nigrum</i>	X	X	X	X	X	X	X		X	X				X
<i>Lysimachia thyrsiflora</i>	X	X	X	X		X	X		X	X		X	X	X
<i>Trientalis europaea</i>	X			X		X	X			X				X
<i>Drosera rotundifolia</i>		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X

Laji	L2t	L3t	L5t	L6t	S4s	S5s	S6s	S8s	S10s	S1t	S3t	S5t	S7t	S8t
<i>Drosera longifolia</i>		X								X	X		X	
<i>Filipendula ulmaria</i>	X													
<i>Rubus chamaemorus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X	X
<i>Rubus saxatilis</i>	X					X								
<i>Potentilla palustris</i>	X	X	X			X	X		X			X	X	X
<i>Potentilla erecta</i>	X													
<i>Sorbus aucuparia</i>						X								
<i>Epilobium angustifolium</i>														
<i>Epilobium palustre</i>														
<i>Cicuta virosa</i>							X		X	X				
<i>Peucedanum palustre</i>	X		X	X		X	X			X				X
<i>Rhamnus frangula</i>		X		X		X	X					X		
<i>Galium palustre</i>	X													
<i>Galium trifidum</i>										X				
<i>Menyanthes trifoliata</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X	X
<i>Scutellaria galericulata</i>	X													
<i>Melampyrum sylvaticum</i>														
<i>Melampyrum pratense</i>	X					X			X					
<i>Pedicularis palustris</i>										X				
<i>Utricularia minor</i>							X							
<i>Utricularia intermedia</i>		X								X			X	
<i>Utricularia vulgaris</i>														
<i>Hippuris vulgaris</i>		X										X		
<i>Convallaria majalis</i>	X													
<i>Maianthemum bifolium</i>	X													
<i>Dactylorhiza maculata</i>	X	X			X									
<i>Calla palustris</i>		X				X								
<i>Lemna minor</i>	X													
<i>Alisma plantago-aquatica</i>												X		
<i>Scheuchzeria palustris</i>		X			X		X	X	X	X			X	X
<i>Potamogeton natans</i>						X			X				X	
<i>Potamogeton alpinus</i>												X		
<i>Potamogeton berchtoldii</i>							X					X		

Laji	L2t	L3t	L5t	L6t	S4s	S5s	S6s	S8s	S10s	S1t	S3t	S5t	S7t	S8t
<i>Sparganium gramineum</i>						x	x					x		
<i>Sparganium emersum</i>														
<i>Sparganium angustifolium</i>														
<i>Juncus filiformis</i>				x								x		
<i>Juncus supinus</i>												x		
<i>Tricophorum alpinum</i>									x					
<i>Tricophorum cespitosum</i>								x		x				
<i>Eriophorum angustifolium</i>														
<i>Eriophorum gracile</i>										x			x	
<i>Eriophorum vaginatum</i>			x	x	x	x	x	x	x		x		x	x
<i>Eleocharis palustris</i>							x							
<i>Rhynchospora alba</i>		x	x					x	x				x	
<i>Carex echinata</i>	x	x			x		x							x
<i>Carex canescens</i>			x			x	x		x	x		x	x	x
<i>Carex lasiocarpa</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x
<i>Carex rostrata</i>	x	x		x	x		x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Carex rhynchophysa</i>			x	x										
<i>Carex vesicaria</i>												x		
<i>Carex limosa</i>	x	x	x		x		x	x	x	x	x		x	x
<i>Carex magellanica</i>		x		x		x	x		x				x	x
<i>Carex nigra</i>	x													
<i>Carex acuta</i>												x		
<i>Carex pauciflora</i>		x	x				x	x	x	x			x	
<i>Agrostis canina</i>			x			x								
<i>Calamagrostis epigejos</i>				x										
<i>Calamagrostis purpurea</i>						x						x		
<i>Alopecurus aequalis</i>												x		
<i>Phragmites australis</i>	x	x	x	x		x	x			x				
<i>Molinia caerulea</i>	x			x		x	x			x				x
Kaikki kasvit	38	28	26	30	21	40	38	17	28	34	10	25	25	28
Vesikasvit	6	6	7	3	1	10	10	1	5	6	2	12	7	5
Muut kasvit	32	22	19	27	20	30	28	16	23	28	8	13	18	23

Laji	L2t	L3t	L5t	L6t	S4s	S5s	S6s	S8s	S10s	S1t	S3t	S5t	S7t	S8t
α -diversiteetti kaikki kasvit	21,00	17,33	14,00	12,14	10,50	16,83	17,13	11,50	18,00	17,75	7,00	9,67	12,43	15,50
α -diversiteetti vesikasvit	4,67	3,00	3,33	1,00	1,00	4,33	4,63	1,00	3,00	3,00	1,50	5,78	4,71	3,50
α -diversiteetti muutkasvit	16,33	14,33	10,67	11,14	9,50	12,50	12,50	10,50	15,00	14,75	5,50	3,89	7,71	12,00
β -diversiteetti kaikki kasvit	0,62	0,52	0,68	0,72	0,59	0,66	0,60	0,65	0,68	0,64	0,60	0,60	0,52	0,59
β -diversiteetti vesikasvit	0,36	0,67	0,74	0,87	0,00	0,64	0,60	0,00	0,80	0,65	0,50	0,50	0,37	0,38
β -diversiteetti muut kasvit	0,68	0,48	0,66	0,72	0,63	0,67	0,60	0,69	0,65	0,63	0,62	0,70	0,57	0,65