

Pro Gradu -tutkielma

**Eteläboreaalisen vyöhykkeen putkilokasvien lajirunsaus
maisematasolla**

Asta Vaso



Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ekologia ja evoluutiobiologia

1.10.2014

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos
Ekologia ja evoluutiobiologia

Vaso A.: Eteläborealisen vyöhykkeen putkilokasvien lajirunsaus
maisematasolla

Pro Gradu -tutkielma: 23 s.
Työn ohjaajat: Anssi Lensu FT, Minna-Maarit Kytöviita FT ja
Aleksi Räsänen FT.

Tarkastajat:
Tammikuu 2015

Hakusanat: biodiversiteetti, GAM yleistetty additiivinen malli, lajimäärä, putkilokasvit, alkuperäislajit

TIIVISTELMÄ

Biodiversiteetin epätasaista jakaantumista on usein tutkittu putkilokasveilla, koska ne ovat ravintoketjun ensimmäinen taso. Putkilokasvien lajirunsauden selittäjät riippuvat mittakaavasta. Suurilla alueilla auringon energian määrä ja veden saatavuus selittävät hyvin putkilokasvien lajimäärää pohjoisella pallonpuoliskolla. Maisematasolla ilmasto ei ole merkittävä selittäjä. Paikallisella tasolla lajirunsauteen vaikuttavat abioottiset ja bioottiset tekijät. Borealisessa metsässä ravinteisuus, vesitalous ja valon määrä selittävät lajimäärää. Lisäksi ihmisen toimilla on merkitystä putkilokasvien lajimäärään. Se kasvaa, koska siemeniä kulkeutuu ihmisen mukana uusille alueille. Ihmisen toiminta aiheuttaa häiriöitä ja lisää ympäristön heterogeenisyyttä. Elinympäristöjen määrän kasvaessa myös lajimäärä kasvaa. Keskimääräiset häiriöt vähentävät kilpailua ja pitävät yllä sukcession eri vaiheita. Tässä tutkimuksessa on mallinnettu koko putkilokasvilajiston ja alkuperäislajien lajimäärään vaikuttavia tekijöitä eteläborealisella metsävyöhykkeellä. Koko lajimäärään oletin vaikuttavan eniten ihmistoiminnan. Alkuperäislajien, eli ennen 1600-lukua alueelle saapuneiden lajien, oletin olevan suhteessa enemmän riippuvaisia abioottisista tekijöistä. Tutkimuksen aineistona käytettiin Luopioisista kerättyä kasvillisuuskartoitusaineistoa 286 neliökilometriltä. Lajirunsausta mallinnettiin yleistetyllä additiivisella mallilla (GAM). Neliökilometriruudulta tiedettiin kasvien lajimäärä ja sitä selitettiin paikkatietoaineistoista lasketuilla muuttujilla. Malliin sovitettiin 13:a muuttujaa, jotka olivat abioottisia, bioottisia tai ympäristön heterogeenisyyttä kuvaavia. Tuloksena oli, että kaikkien putkilokasvien lajimäärää selittivät parhaiten ihmisen vaikutus, kasvupaikan ravinteisuus ja ympäristön heterogeenisyys. Tulokset ovat hyvin samanlaisia kuin aiemmin tehdyissä tutkimuksissa. Alueelle alkuperäisten lajien runsaus ei selittänyt niillä tekijöillä kuin oletin. Alkuperäislajien runsausta selitti ihmisen toiminta, ravinteisuus, vesitalous ja ympäristön heterogeenisyys. Alkuperäislajien malli oli hyvin samankaltainen kuin kaikkien lajien malli. Siinä oli vain kolme lisämuuttujaa ja huonompi selitysaste. Mallintaminen perustui korrelaatioon, joten yllätyksenä tullut ihmisen toiminnan suuri merkitys alkuperäislajeille voi selittyä myös sillä, ettei asutus ole alueelle sijoittunut sattumanvaraisesti, vaan valmiiksi lajirunsaalle alueille. Samanlaisia tuloksia on saatu Keski-Euroopassa tehdyissä tutkimuksissa.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science

Department of Biological and Environmental Science
Ecology and Evolutionary Biology

Vaso A.: Vascular Plant Species Diversity of Southern Boreal Regions
of Finland in the Landscape Level

Master of Science Thesis: 23 p.
Supervisors: Anssi Lensu, PhD, Minna-Maarit Kytöviita, PhD,
and Aleksi Räsänen, PhD.

Inspectors:
January 2015

Key Words: biodiversity, GAM generalized additive model, species diversity, vascular plants, native species

ABSTRACT

Vascular plants are often used to study unevenly distributed biodiversity because plants are primary producers. Explanatory variables of vascular plant species diversity depend on study scale. In the continental-scale, amount of solar radiation and the availability of water explain plant diversity well in the northern hemisphere. In the landscape level climate is not a significant determinant. On the local scale the plant species diversity is affected by abiotic and biotic factors. In a boreal forest, the amount of nutrients, water economy and the amount of light explain the species diversity. Furthermore, the activities of humans have a significant effect on the species richness of plants. It increases because seeds disperse with humans to new areas. The activities of humans cause disturbances and add to the environmental heterogeneity. While the quantity of habitats increases, the species richness also increases. Intermediate disturbances lessen the competition and maintain the various phases of succession. In this research I have modeled factors affecting all vascular plant species and native species richness in the region of southern boreal forest. I assumed the activities of humans were the most significant factor affecting the number of all plant species. Native species, which arrived to the region before the 17th century, were assumed to be more dependent on abiotic factors. Plant survey material gathered from 286 square kilometers in the municipality of Luopioinen was used in this research. The plant species richness on a square kilometer rectangle was known and it was explained using variables calculated from geographic information using a Generalized Additive Model (GAM). Thirteen variables, which were abiotic, biotic, or explaining environmental heterogeneity were fitted into the model. The result was that species richness of all vascular plants was best explained by the impact of humans, nutrient level of the soil and the heterogeneity of the environment. The results were fairly similar to previous research. The native species didn't behave in the model like I assumed. The diversity of the native species was explained by the impact of humans, nutrition level, water economy and the heterogeneity of the environment. The model for the native species was very much like the model for all species. There were only three additional variables and the level of determination of the model was lower. The used modeling approach cannot detect causality, so the impact of humans on the native species, which came as a surprise, could be explained by the fact that human settlements can have emerged on already species rich regions instead of being randomly distributed. This finding is supported by research conducted in Central Europe.

SISÄLTÖ

1. JOHDANTO	5
1.1 Kasvien lajirunsaus.....	5
1.2 Ihmistoiminnan vaikutus putkilokasvien lajirunsauteen	7
1.3 Kasvien lajirunsauden mallintaminen	8
1.4 Työn tavoitteet ja hypoteesit	8
2. AINEISTO JA MENETELMÄT	9
2.1 Tutkimusalue.....	9
2.2 Putkilokasvien lajirunsausaineisto	9
2.3 Selittävät muuttujat.....	10
2.4 Tilastolliset analyysit.....	12
3. TULOKSET	1312
4. TULOSTEN TARKASTELU	17
KIITOKSET	20
KIRJALLISUUS	20
LIITTEET	

1. JOHDANTO

Biodiversiteetin epätasainen jakaantuminen on ollut pitkään tutkijoiden kiinnostuksen kohteena (Gaston 2000). Se yksinkertaistetaan usein alueella esiintyvien lajien lukumääräksi. Putkilokasvien valitsemista biodiversiteetin edustajaksi puoltaa kasvien toimiminen ravintoketjujen ensimmäisenä lenkkinä (Whittaker ym. 2001). Globaalissa tarkastelussa lajirunsaat alueet sijaitsevat tropiikissa ja lajimäärä vähenee kohti napoja (Kier ym. 2005). Lajirunsauden epätasaista jakaantumista ei pystytä selittämään yhdellä tekijällä, vaan siihen vaikuttaa monta erillistä ympäristömuuttujaa (Kreft & Jetz 2007). Fennoskandiassa putkilokasvien lajirikkaimpia alueita ovat Tanska ja Etelä-Ruotsi, lajimäärä on pienempi pohjoisessa ja sisämaat ovat rannikkoa lajimäärältään köyhempiä alueita (Grytnes ym. 1999). Tuloksien pääasiallinen selittäjä on ilmasto.

Maisematasolla ilmasto ei näyttele merkittävää osaa, vaan lajirunsautea on selitettävä muilla muuttujilla. Suomessa on aikaisemmin maisematasolla tukittu lajirunsauteen vaikuttavia tekijöitä asumattomilla seuduilla Oulangassa ja Kevolla (esim. Heikkinen & Neuvonen 1997, Parviainen ym. 2009, Hjort ym. 2012). Ihmisen toiminta kuitenkin muuttaa kasvillisuutta ja vaikuttaa alueelliseen lajimäärään, joten siksi on kiinnostavaa tutkia kasvien lajirunsautea maisematasolla myös asutulla alueella. Tässä tutkimuksessa putkilokasvien lajirunsauteen vaikuttavia tekijöitä selvitettiin eteläborealisella vyöhykkeellä alueella, jossa on pitkä asutushistoria. Tutkimusalueena on Luopioinen, joka eroaa merkittävästi aikaisemmin Suomessa tehdyistä tutkimuksista eteläisemmän sijaintinsa ja ihmisen vaikutuksen suhteen.

Tutkimuksen tuloksena saatuja lajirunsausmalleja ei ole mahdollista soveltaa suoraan käytännön suojelutyöhön (Haila & Kouki 1994, Ferrier 2002). Ymmärtääksemme biodiversiteetin epätasaista jakaantumista tulee tutkimusta tehdä eri mittakaavoissa (Gaston 2000). Tämän tutkimuksen on tarkoitus lisätä ymmärrystä lajirunsauteen vaikuttavista tekijöistä maisematason mittakaavassa.

1.1 Kasvien lajirunsaus

Kasvien lajirunsautea tukittaessa osa selittäjistä muuttuu mittakaavan mukana. Globaaleissa ja ilmatorajat ylittävissä tutkimuksissa lajirunsauteen selittäjiksi nousevat vesi, vesi ja energia tai energia (Hawkins ym. 2003). Ilmastoja kuvaavat muuttujat selittävät parhaiten kasvien lajirunsautea, kun mittakaava on suuri. Kreftin ja Jetzin (2007) globaalissa kasvien lajirunsautea selittävissä mallissa oli ilmaston lisäksi mukana alueen pinta-alaa, ympäristön heterogeenisyyttä ja alueen kehityshistoriaa kuvaavat muuttujat. Tulokset selittävät hyvin leveysasteiden ja kasvien lajirunsauteen välillä olevaa riippuvuutta. Pohjois-Amerikassa ja Euroopassa kasvien lajirunsauteen vaikuttaa käytettävissä olevan energian määrä (Mutke & Barthlott 2005).

Pinta-alalla ja alueen heterogeenisyydellä on vaikutusta myös pienemmässä mittakaavassa. Parhaiten tunnettuja ekologisia lainalaisuuksia on, että koealan koon kasvaessa myös lajimäärä kasvaa (Rosenzweig 1995). Ilmiötä voidaan selittää otannalla, eli suuremman alueen tutkimiseen käytetään enemmän aikaa ja vaivaa, tai siihen voi vaikuttaa myös elinympäristöjen määrä. Ympäristön heterogeenisyyshypoteesin mukaan pinta-alan kasvaessa elinympäristöjen määrä kasvaa ja erilaisissa elinympäristöissä on erilainen lajisto, mikä selittää suuremman lajimäärän (Williams 1964). Käytännössä on saatu viitteitä siitä, että molemmat vaikuttavat (Kallimanis ym. 2008). Saatujen tuloksien mukaan pinta-alan pitäminen samana aiheutti lajirunsauteen korreloinnin elinympäristöjen määrän kanssa. Kun elinympäristöjen määrä pysyi samana, lajimäärä korreloi pinta-alan kanssa. Myös pinta-ala ja elinympäristöjen määrä korreloivat keskenään. Mittakaavalla on

todettu olevan merkitystä pinta-alan ja lajimäärän suhteessa (Crawley & Harra 2001). Pienillä alle 100 m² koealoilla kasvien lajirunsausta säätelevät niiden keskinäiset suhteet, kuten kilpailu. Lajien kertyminen pinta-alan kasvaessa riippuu hyvin paljon elinympäristöstä. Keskikokoisilla alueilla, hehtaareista neliökilometreihin, kasvien lajimäärä lisääntyy hyvin nopeasti pinta-alan kasvaessa, kun elinympäristöjen määrä kasvaa. Samassa mittakaavassa mitatut maisematason heterogeenisyyttä kuvaavat diversiteetti-indeksit korreloivat kasvien lajirunsauden kanssa (Honnay ym. 2003).

Yllä mainittujen tekijöiden lisäksi lajimäärään vaikuttavia prosesseja ovat lajiutumisen ja lajien levinneisyshistoria (Zobel 1997). Suomessa viimeisestä jääkaudesta on varsin lyhyt aika, noin 10 000 vuotta (Kalliola 1973). Suomeen lajistoa saapui aluksi idästä, jonka jälkeen kasvien vaellus tapahtui pääasiassa kaakosta ja etelästä. Viimeiseksi lajistoa on saapunut lännestä ja etelästä. Viimeisen kahdentuhannen vuoden aikana ihmisellä on kuitenkin ollut ilmastoa merkittävämpi rooli kasvillisuuden muutoksissa. Suomelle kotoperäisiä kasvilajeja on vain suvuissa voikukat (*Taraxacum*) ja keltanot (*Hieracium*) (Living national treasures luettu 16.9.2013). Suomen olosuhteissa lajien migraatio on lajiutumista merkittävämpi kasvien lajimäärään vaikuttava tekijä

Suomessa tavataan noin 1200 kasvilajia, jotka ovat alkuperäislajeja tai muinaistulokkaita (Kalliovirta ym. 2010). Kun tarkasteluun otetaan mukaan risteymät, uustulokkaat ja kasvullisesti lisääntyvät pikkulajit, päästään kasvitaksonien määrässä noin 3550:een. Kasvit luokitellaan alkuperäisiin, muinaistulokkaisiin, jotka ovat saapuneet ennen 1600-luvun alkupuolta, ja sen jälkeen saapuneisiin uustulokkaisiin (Hämet-Ahti ym. 1998). Suomi jakautuu hemiboreaaliseen ja boreaaliseen kasvillisuusvyöhykkeeseen (Kalliola 1973). Boreaalinen vyöhyke voidaan jakaa vielä kolmeen alavyöhykkeeseen etelä-, keski- ja pohjoisboreaaliseen alueeseen. Eteläisten lajien määrä vähenee hemiboreaalilla vyöhykkeellä ja tunturilajeja on vain pohjoisessa.

Tässä tutkimuksessa mittakaava on alueellista mittakaavaa pienempi maisemataso. Alueeksi voidaan ymmärtää ilmastoltaan ja topografialtaan yhtenäinen alue (Zobel 1997). Paikallinen lajirunsaus on siis riippuvainen lajeista, joita esiintyy alueellisesti. Paikallinen elinympäristö toimii suodattimen tavoin, jolloin kasvupaikalla esiintyvät vain lajit, jotka selviävät siellä. Zobelin lajipooli-hypoteesissa (Species pool) lajimäärän ajatellaan olevan riippuvainen suurista prosesseista kuten lajiutumisesta, migraatiosta ja paikallisesta leviämisestä. Näin muodostuu mahdollinen lajimäärä, josta paikallinen lajirunsaus määräytyy abioottisten ja bioottisten tekijöiden perusteella.

Paikalliseen lajirunsauteen vaikuttavia tekijöitä ovat mm. ravinteet, vesi, valo ja häiriöt (Pausas & Austin 2001). Ravinteisuutta on mitattu suoraan tai käytetty kasvien tuottamaa biomassaa sen korvikkeena (Mittelbach 2001). Suurimmassa osassa tutkimuksia kasvien lajirunsaus on suurinta, kun tuottavuus on keskiluokkaa. Karuissa ja hyvin rehevissä olosuhteissa lajirunsaus on vähäisempää. Tutkimuksia on tehty vertailemalla samanlaista kasvillisuutta eri tuottavuustasoilla, mutta tyypillisimmin lajirunsaus on kellokäyrän muotoinen, kun verrataan eri kasvupaikkatyyppisiä. Kasvien tuottaman biomassan mittaaminen ei kuitenkaan kaikissa ympäristöissä ole paras mahdollinen vastine ravinteisuudelle (Pausas & Austin 2001). Esimerkiksi hyvin kuivilla kasvupaikoilla veden puute vaikeuttaa kasvien ravinteiden saantia (Salonen 2006). Kasvit ottavat ravinteita maaveteen liuenneina ja kuivassa maassa ravinneionien liikkuminen on hidasta. Pintamaassa olevien ravinteiden määrään vaikuttaa alla olevan peruskallion kivilajit (Kalliola 1973). Kalkkikivi ja muut emäksiset kivilajit vähentävät rapautuessaan maaperän happamuutta. Se parantaa fosforin ja monien tärkeiden hivenravinteiden saantia, jotka saostuvat happamassa maassa (Hartikainen 2009). Siksi kasvien lajirunsausta voidaan osittain selittää kalkkikiven määrällä peruskalliossa (Pausas & Carreras 1995, Wohlgemuth 1998, Lobo ym. 2001).

Boreaalisessa metsässä paikallista lajirunsautta selittää hyvin topografiasta laskettu kosteusindeksi, joka korreloi pohjaveden tason kanssa (Zinko ym. 2005). Paikallisessa mittakaavassa sademäärä ja haihtuminen ovat koko alueella samankaltaisia, joten maaperän kosteutta kontrolloi boreaalisessa metsässä topografia. Harjuilla tehdyissä tutkimuksissa on valon määrän ja lounaaseen avautuvan rinteen todettu lisäävän kasvien lajirunsautta (Heikkinen 1991).

Häiriön vaikutuksesta kasvien lajirunsauteen on muodostunut kohtalaisen häiriön hypoteesi (Intermediate disturbance hypothesis), jossa kohtalaisin väliajoin toistuva häiriö pitää yllä suurinta lajirunsautta (Connell 1978). Yhteys on löydetty, kun on tutkittu laidunnusintensiiteettiä, puiden latvuseroksen yhtenäisyyttä ja aaltojen vaikutusta (Pausas & Austin 2001). Käsitteenä kohtalaista häiriötä ei ole pystytty määrittämään, vaan lajirunsauden oletetaan muodostuvan korkeaksi aina, kun häiriö on kohtalaista. Lajirunsauden kasvun taustalla on resurssien vapautuminen ja kilpailun väheneminen. On arvioitu, että lajirunsauden ja häiriöiden välinen yhteys olisi oletettua harvinaisempaa (Mackey ym. 2001, Randall Hughes ym. 2007). Fox (2012) olisi valmis luopumaan koko kohtalaisen häiriön hypoteesista. Hän vetosi, että käytännön tutkimuksessa oli vain harvoin löydetty yhteys lajirunsauden ja häiriön välillä. Lisäksi Foxin mielestä teoriassa oli kolme epäloogisuutta. Häiriöt vähentävät kilpailua, mutta sama tapahtuu kun yksilötiheys vähenee, jolloin puhutaankin enemmän tiheyden muutoksesta. Häiriöstä johtuvan yksilöiden joukkokuoleman lisäksi tiheydestä riippuva yksilöiden kuolema lisää lajirunsautta. Lajirunsauden kasvuun riittäisi, että yksilöitä kuolee. Viimeinen peruste oli, että ympäristön pienet vaihtelut riittävät lajirunsauden ylläpitämiseen. Paras kilpailija olisi vain hetken aikaa valtalaji, kunnes olosuhteet muuttuisivat ja toinen laji olisi silloin paremmin sopeutunut.

Kohtalaisen häiriön hypoteesi on kehitetty alun perin elinympäristössä, jossa sukkession viimeisessä vaiheessa lajirunsaus on vähäistä (Sheil & Burslem 2013). Tutkittaessa kohtalaisen häiriön vaikutusta lajirunsauteen mittakaavan tulisi myös olla riittävän suuri, että sukkession eri vaiheet näkyvät. Häiriön suuruudella ja uusiutum välillä oli myös merkitystä (Svensson ym. 2009). Lajirunsaus oli suurta, kun häiriö toistui harvoin ja oli pinta-alaltaan laaja. Kriittistä huolimatta kohtalaisen häiriön hypoteesi soveltuu hyvin lähtökohdaksi etsittäessä selittäjiä boreaalisen metsän lajirunsauteen maisematasolla. Kohtalainen häiriö myös lisäsi boreaalisessa metsässä puulajien määrää (Chen & Taylor 2012).

1.2 Ihmistoiminnan vaikutus putkilokasvien lajirunsauteen

Ihmisen vaikutuksesta kasvit leviävät uudelle alueelle lisäten alueen kokonaislajimäärää (Sax & Gaines 2003). Alueellinen lajimäärä kasvaa, jos tulokaslaji ei aiheuta alkuperäislajistossa sukupuuttoja. Tulokaslajien ei tiedetä aiheuttaneen alkuperäiskasvilajien häviämistä edes alueellisesti (Davis 2002, Sagoff 2005). Suomessa tulokaslajit määritellään saapumisajankohdan perusteella (Hämet-Ahti ym. 1998). Muinaistulokkaat ovat saapuneet ihmisen mukana ennen 1600-lukua. Sen jälkeen saapuneet kasvit ovat Pohjoismaissa uustulokkaita. Osa tulokaslajeista pystytään määrittelemään vielä tarkemmin satunnaisiksi tai viljelykarkulaisiksi. Määrittely tulokas- ja alkuperäislajin välillä on epäselvä, osa Suomenkin alkuperäisistä kasveista on osassa esiintymisalueitaan tulokaslajeja (Suominen & Hämet-Ahti 1993). Alkuperäislajien siirtyminen kallioilta, lähteiltä ja merenrannoilta ihmisen toiminnan aikaansaamiin kulttuurisidonnaisiin kasvupaikkoihin hämärtää entisestään tulokaslajin ja alkuperäislajin määrittelmää.

Putkilokasvien levinneisyyteen vaikuttanut maanviljely on alkanut Suomessa noin 4000 vuotta sitten (Suominen & Hämet-Ahti 1993). Lajeja on siirtynyt alueelta toiselle

ihmistoiminnan vaikutuksesta. Alueiden käyttöhistoria näkyy yhä kasvien lajirunsaudessa, sillä perinteisen karjatalouden niityt lisäävät lajimäärää yhä kolme sataa vuotta myöhemmin (Cousins ym. 2002). Perinteisen karjatalouden ylläpitämistä kulttuurisidonnaisista perinnebiotoopeista, kuten niityistä ja hakamaista, on tullut erittäin uhanalaisia (Schulman ym. 2008). Ensisijaisesti perinnebiotoopeilla kasvavia uhanalaisia kasvilajeja on 56 ja silmälläpidettäviä lajeja 31 (Rassi ym. 2010). Putkilokasvien uhanalaistumisen ensisijainen syy on avoimien ympäristöjen umpeenkasvu.

Alueen kaupungistumisasteella on merkitystä kasvien lajimäärään (McKinney 2008). Tiiviisti rakennetuissa keskustoissa on vähän lajeja, mutta esikaupunkialueella, jossa rakennettua maata on 20–50 %, on enemmän lajeja kuin sitä ympäröivällä maaseudulla. Syyksi on esitetty ihmistoiminnan mukanaan tuomia tulokaslajeja sekä häiriöiden ja elinympäristöjen lisääntymistä. Uustulokaslajit menestyvät ympäristössä, jossa on enemmän häiriötä, paremmin kuin alkuperäislajit (Honnay ym. 2003). Ihmisen toiminta ei rajoitu vain rakennettuun ja viljeltyyn alueeseen, vaan myös metsät ovat muuttuneet. Verrattaessa hoidettua talousmetsää ja vanhaa metsää on putkilokasvien lajirunsaus hieman suurempaa talousmetsässä (Paillet ym. 2010). Syynä ovat metsänhoitotöistä johtuvat häiriöt, jotka suosivat aluskasvillisuutta. Metsässä putkilokasvien lajimäärä on suurimmillaan sukkession alkuvaiheessa muutama vuosi avohakkuun jälkeen (Pitkänen 2000).

1.3 Kasvien lajirunsauden mallintaminen

Tutkimukseni suurimpana haasteena on muuttaa edellä kuvatut lajirunsauteen vaikuttavat tekijät selittäviksi muuttujiksi neliökilometriruudulle. Mallintamisessa muuttujat voidaan jakaa teoreettisesti kolmeen ryhmään: kasviin suoraan vaikuttavat ympäristömuuttujat, kasvin resurssihin vaikuttavat muuttujat ja epäsuorasti kasviin vaikuttavat muuttujat (Austin 2002). Ympäristömuuttujat, jotka vaikuttavat kasvin kasvuun, mutta eivät kulu kasvin käytössä kuten resurssit, ovat suoraan vaikuttavia muuttujia. Tällaisia suoria muuttujia ovat mm. lämpötila ja kasvualustan pH. Resurssit ovat ravinteet, vesi ja valo. Kolmas ryhmä on epäsuorat muuttujat, joilla ei ole fysiologista vaikutusta kasviin. Tällaisia ovat korkeus-, pituus- ja leveysasteet sekä etäisyys merestä (Pausas & Austin 2001). Ne korreloivat yleensä useiden suorien muuttujien kanssa eikä niiden käyttäminen lisää ekologisen ilmiön ymmärtämistä. Toisaalta voidaan ajatella, että ne summaavat hyvin sekä resurssimuuttujia että suoria muuttujia (Guisan & Zimmermann 2000). Epäsuorien muuttujien käytön haittapuolena on, että ne heikentävät mallin yleistettävyyttä.

Maisematason mittakaavassa (200–10 000 km²) tehdyissä kasvien lajirunsausta käsittelevissä tutkimuksissa käytetyn ruudun koko vaihtelee 50 m × 50 m ja 5 km × 5 km välillä (Heikkinen & Neuvonen 1997, Bruun ym. 2003, Honnay ym. 2003, Hjort ym. 2012). Maisematasolla topografialla eli maanpinnan muodoilla on merkitystä, mutta sitä suuremmilla alueilla mallit perustuvat yleensä muuttujiin, joilla on suora fysiologinen vaikutus kasveihin (Pausas & Austin 2001). Myös aineiston rakenne tulee huomioida lajimäärää mallinnettaessa. Ruutuaineistona kerätystä datasta pitää huomioida ympäristön heterogeenisyys (Pausas & Austin 2001). Ruutujen sisäinen ja välinen heterogeenisyys tulisi lisätä muuttujaksi. Lajirunsausta ennustettaessa suurin osa muuttujista on maantieteellisiä, joko kaksiulotteisia sijaintia kuvaavia tai kolmiulotteisia korkeutta kuvaavia (Elith & Leathwick 2009). Ihmisen toimintaa alueella on huomioitu maankäyttöä kuvaavilla muuttujilla (Lobo ym. 2001, Honnay ym. 2003).

1.4 Työn tavoitteet ja hypoteesit

Tämän tutkimuksen tavoitteena on ymmärtää putkilokasvien lajirunsauteen epätasaista jakaantumista eteläborealisessa maisemassa, joka on ollut asutettu viimeiset viisisataa

vuotta. Vertailen kaikkien putkilokasvien ja alueelle ennen 1600-lukua levinneiden alkuperäislajien lajirunsausta selittäviä muuttujia. Kaikkien putkilokasvien lajirunsausta selittää oletettavasti ihmisen toiminta, koska monet putkilokasvit hyötyvät siitä. Ihmisen toiminta tuo alueelle uusia lajeja, lisää elinympäristöjen määrää ja pitää yllä kasvillisuuden sukkession eri vaiheita. Ympäristön heterogeenisyyshypoteesin mukaan lajimäärä kasvaa, kun elinympäristöjen määrä nousee (Williams 1964). Häiriöt pitävät yllä sukkessiota ja kohtalaisten häiriöiden hypoteesin mukaan lajirunsaus on suurimmillaan, kun häiriöt toistuvat tasaisin väliajoin (Connell 1978). Tutkimukseni hypoteesina on, että ihmisen toiminnan määrä alueella on paras selittäjä kaikkien putkilokasvien lajirunsaudelle.

Käytännön suojelutoiminnassa mallintamalla saatu lajirunsaus ei ole kovin hyödyllinen tieto. Ensisijaisesti halutaan suojella luonnontilaisia alueita, joilla ihmisen toiminta on ollut vähäistä. Siksi selvitän myös muuttuvatko putkilokasvien lajirunsausta selittävät muuttujat, kun tarkastellaan vain alueelle alkuperäisiä putkilokasveja. Oletettavasti alkuperäislajien runsausta selittävät suhteellisesti enemmän abioottiset tekijät kuin ihmistoiminta. Oletan, että abioottiset tekijät ovat tärkeämpiä, koska alkuperäislajit ovat olleet alueella jo ennen pysyvää asutusta. Työn toinen hypoteesi on, että abioottiset tekijät, kuten ravinteisuus selittävät enemmän alkuperäislajien runsausta kuin kaikkien kasvien lajirunsausta. Lajirunsausta kuvaaviin malleihin valittavat selittävät muuttujat on laskettu erilaisista paikkatietoaineistoista.

2. AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1. Tutkimusalue

Tutkimusalueena on 286 km² eteläsuomalaista maalaismaisemaa, joka on osa entistä Luopioisten kuntaa. Tuomo Kuitunen (2013) on kartoittanut alueen kasvillisuuden vuosina 1983–2010. Nykyään Pälkäneen kuntaan kuuluva Luopioinen on eteläboreaalista metsävyöhykettä (Ahti ym. 1968). Tutkimusalue on Kukkiajärven ympäristöä ja siitä pohjoiseen. Tutkimusalueesta vesipinta-alaa on 17 %. Alueen suurin kylä on Luopioisten kirkonkylä, ja muita kyliä ovat mm. Puutikkala, Kuohijoki, Padankoski ja Rautajärvi. Luopioisten kunnan liittyessä Pälkäneeseen kunnan asukasluku oli n. 2400 asukasta (Väestörekisterikeskus 2006). Arkeologisten löytöjen perusteella alueella on ollut asutusta jo kivikaudella (Haimila 2004). Kiinteää asutusta on ollut jo 1500-luvulla (Kalliola 1973). Nykyään 10 % maapinta-alasta on peltoa.

2.2 Putkilokasvien lajirunsausaineisto

Kasvillisuusaineisto on kerätty neliökilometriruuduittain. Sitä on kerätty systemaattisesti vuodesta 1983 alkaen. Jokaisen ruudun kasvillisuus on kartoitettu kerran ja siihen käytettiin 3–4 tuntia. Ruudusta valittiin kartan perusteella kaikki mahdolliset erilaiset elinympäristöt, jotka kartoitetaan. Putkilokasvien aineistossa on mukana metsät, suot, vesistöt, kalliot, rannat, joutomaat, kulttuuriympäristöt ja autiopihat. Myös puutarhakarkulaiset ja puutarhan rikkakasvit on huomioitu (Kuitunen 2013). Tutkimusalueessa on mukana 286 ruutua, jotka ovat Kuitusen arvion perusteella kattavasti inventoituja. Alkuperäisessä aineistossa oli 796 lajihavaintoa, joista osa on ryhmälajeja ja risteymiä. Nimistö perustuu Retkeilykasvioon (Hämet-Ahti ym. 1998) ja sitä täydentävään Lisäyksiä ja korjauksia Retkeilykasvioon (Hämet-Ahti ym. 2005).

Muokkasin aineistoa poistamalla risteymät, esittämällä taksonit *Chenopodium album* ja *Elatine hydropiper* ryhmälajeina ja *Hieracium*-suvun lajit ryhmätasolla. Kasvit, joilta puuttui sijaintitieto, poistettiin, samoin kuin vain herbaarionäytteinä olevat *Odontites vernus* ja *Gentianella campestris*. Jäljelle jäi 742 lajihavaintoa, joista 13 oli ryhmälajeja.

Kasvit luokiteltiin Retkeilykasvion (Hämet-Ahti ym. 1998) perusteella alkuperäislajeihin, muinaistulokkaksiin, uustulokkaksiin ja satunnaisiin/viljelykarkulaisiin. Kasvien uhanalaisuusluokitus otettiin kahdesta teoksesta (Rassi ym. 2010, Rytteri ym. 2012).

2.3 Selittävät muuttujat

Tutkimusta varten tein 13 lajirunsautta selittävää muuttujaa (Taulukko 1). Ne voidaan jakaa neljään pääryhmään: abioottiset, bioottiset, ihmisen vaikutusta selittävät ja alueen heterogeenisyyttä selittävät muuttujat. Paikkatietoaineistot, joiden perusteella muuttujat on laskettu neliökilometriruuduittain, ovat peräisin Maanmittauslaitokselta, Geologian tutkimuskeskukselta, Metsäntutkimuslaitokselta ja Maaseutuvirastolta. Kolmen ensimmäisen ryhmän muuttujat on laskettu ArcGIS 10.2 -ohjelmalla (ESRI, Redlands, CA, USA). Pääperiaatteena on ollut, että haluttua ominaisuutta kuvaavat muuttujat on valittu lähdekartasta. Valituille muuttujille on annettu inventointiruudun perusteella tieto ruudusta, jolla kohde sijaitsee. Sen jälkeen on laskettu ruuduittain pilkottujen kohteiden pinta-alat, kilometrit tai lukumäärä. Lopuksi ruutukohtaiset tiedot on saatu laskemalla yhteen samalla ruudulla sijaitsevat samantyyppiset kohteet, niiden pituudet tai niiden pinta-alat. Tarkemmat selvitykset muuttujien laskemisesta ja lähdeaineistoista löytyvät Liitteestä 1.

Taulukko 1. Neliökilometreittäin lasketut lajirunsautta selittävät muuttujat, muuttujien sanalliset kuvaukset, yksiköt, joissa muuttujien arvot on määritetty, ja tilastollisia tunnuslukuja työn mallinuksissa käytettyjen 286 ruudun osalta. Mikroilmaston ja elinympäristöjen teemakartat ovat liitteessä 2 ja 3.

		yksikkö	min-max	keski-arvo	mediaani
Abioottiset selittävät muuttujat					
MAA_ALA	maapinta-ala	ha	1,86 - 100	83	98,3
MP_HH	hiesu- ja hieno hieta -maat	ha	0 - 65,2	1,59	0
KALLIO_HYV	ravinteisuuden kannalta alueelle parhaat kivilajit	ha	0 - 72,5	3,03	0
Bioottiset selittävät muuttujat					
OJIT1	ojittamattomia soita ja soita, joissa ojitusvaikutus alle 1 %	ha	0 - 7,9	0,7	0,3
OJIT_YHT	soita, joiden ojitusvaikutus alle 30 % pinta-alasta	ha	0 - 67,4	1,7	0,5
LEHTO_P	lehtopinta-alan prosenttiosuus	%	0 - 0,1	0,03	0,03
Ihmisen vaikutusta selittävät muuttujat					
PELLOT	peltopinta-ala	ha	0 - 66	8,3	2,8
L Aidun	EU-tukikelpoiset ei pellot (lumo- ja pb-sopimukset) vuonna 2012	ha	0 - 15,8	0,7	0
TIE_KM	tiekilometrit	km	0 - 9348	2786	2645
RAKENNUS	rakennusten määrä per km ²	kpl	0 - 183	23	13
Alueen heterogeenisyyttä selittävät muuttujat					
MIKROILMASTO	topografiasta ja auringon paisteen määrästä kertovan teemakarta				
MI_SHDI	Shannonin diversiteetti-indeksi	indeksi	0,03 - 2,6	1,8	1,9
ELINYMPÄRISTÖT	maankäytön, metsä- ja suotyyprien mukaan luokitellun teemakarta				
EY_PR	maisemalaikkujen luokkien määrä	kpl	3 - 14	7,9	8
EY_SIDI	Simpsonin diversiteetti-indeksi	indeksi	0,03 - 0,8	0,5	0,6

Ravinteisuuden ja lajirunsauden välillä olevan yhteyden takia kolme muuttujaa tehtiin kuvaamaan kasvupaikan rehevyyttä. Abioottisista muuttujista näitä ovat KALLIO_HYV ja MP_HH sekä bioottisista LEHTO_P. Kallioperän vaikutus maan viljavuuteen perustuu kalkkivaikutukseen ja sen voimakkuuteen vaikuttaa alueen kivilajit (Kalliola 1973). Kivilajit voidaan jakaa neljään luokkaan, joista ensimmäisessä ovat parhaimmat kuten kalkkikivi. Luopioisista ei löydy ensimmäisen luokan kivilajeja, mutta muuttuja KALLIO_HYV koostuu toiseksi viljavampien kivilajien esiintymisen laajuudesta ruudulla. Mukana olevat kivilajit ovat dioriitti, gabro, fylliitti, peridotiitti, kvartsidioriitti ja amfiboliitti. Geologian tutkimuskeskuksen maaperäkartasta laskettu MP_HH kertoo kosteutta pidättävien ja runsasravinteisten hieta- ja hiesumaiden määrän ruuduittain. Lehto eroaa eniten kasvillisuudeltaan muista kasvupaikkatyypeistä. Muuttuja LEHTO_P on laskettu Metsätutkimuslaitoksen monilähteisestä Valtakunnan metsien inventointiaineistosta. Pääluokka eli tieto turve- tai kangasmaasta yhdistettiin kasvupaikkatyyppeihin, joka kertoo alueen rehevyydestä. Muuttuja saatiin laskemalla ruutukohtaisesti lehtojen rasteripinta-alan prosenttiosuus.

Borealisessa metsässä saniaisista ja ruohovartisia kasveja on vähän (Esseen ym. 1997). Ruohovartisia on eniten kosteilla kasvupaikoilla, joissa pohjavesi liikkuu. Tätä on kuvattu epäsuorasti ruudun suo pinta-alalla. OJIT1 muuttujassa on ojittamattomia soita ja soita, joissa ojien vaikutus on alle 1 %. Ojien vaikutusta on kuvattu tekemällä ojille 25 metrin vaikutusalue ja laskemalla ojituksen vaikutuksen prosenttiosuus suon kokonaispinta-alasta. OJIT_YHT muuttujassa on mukana suot, joissa ojituksen vaikutus on alle 30 % kokonaispinta-alasta.

Ihmisen vaikutusta on kuvattu laskemalla ruudulla olevien teiden pituus (TIE_KM) ja rakennusten määrä (RAKENNUS) Maanmittauslaitoksen Maastotietokannasta. PELLOT- muuttujassa on yhdistetty Maanmittauslaitoksen Maastotietokannan ja maankäyttöä kuvaavan SLICES tietokannan pellot. LAIDUN-muuttuja on saatu Maaseutuviraston vuoden 2012 Eu-tukikelpoisten alueiden peruslohkokartasta, kun siitä on vähennetty PELLOT-muuttuja. Jäljelle jäävät alueet eivät ole peltoja vaan LUMO- (Luonnon ja maiseman monimuotoisuus) tai perinnebiotooppisopimuksen alaisia alueita. Perinnebiotooppisopimuksen alaisia alueita tulisi hoitaa niin, että ravinteita viedään pois ja alue köyhtyy.

Jäljelle jääneistä muuttujista heterogeenisyyttä ja maa-alaa kuvaavat muuttujat ovat mukana selittämässä ruutujen ominaisuuksien eroja koealoina. Pinta-alan ja lajimäärän välillä olevan riippuvuuden takia mukaan tarvitaan maapinta-ala (MAA_ALA). Heterogeenisyyttä kuvataan kahdella tasolla elinympäristöjen ja mikroilmastotyyppien määrällä. Elinympäristöjä varten tehtiin maankäyttöön sekä metsä- ja suotyyppeihin perustuva luokiteltu rasterikartta, jonka tekemisestä on tarkempi kuvaus Liitteessä 3. Mikroilmastokarttaa varten yhdistettiin topografisen sijainti-indeksin avulla tehty maanmuotojen luokittelu ja auringon säteilyn määrästä kertova rasteritaso (ks. Liite 2). Kartoista laskettiin FRAGSTATS-ohjelmalla (McGarigal ym. 2002) jokaiselle ruudulle diversiteetti-indeksejä. Maiseman rakenteen tarkastelussa lasketaan usein luokkien määrää ja luokkien suhteellisia pinta-aloja (Gustafson 1998). Diversiteetti-indeksit koostuvat yleensä kahdesta osasta, jotka ovat määrä (*richness*) ja jakautuneisuus (*evenness*). Määrä kertoo maisemassa olevien laikkujen luokkien määrän ja jakaantuneisuus pinta-alan jakaantumisesta luokkiin. Käytettyjä indeksejä ovat Shannon (Shannon & Weaver 1949), Simpson (Simpson 1949), ja muunneltu Simpson (Pielou 1975). Muuttujista EY_PR on elinympäristöjen lukumäärä ruudulla. EY_SIDI on elinympäristöistä laskettu Simpsonin diversiteetti-indeksi. Simpsonin indeksi on herkempi maisemaa dominoiville luokille, kun taas Shannon kuvaa paremmin harvinaisia luokkia (Nagendra 2002). Mikroilmastosta

laskettiin Shannonin diversiteetti-indeksi (MI_SHDI), koska mielenkiintoisimpia ovat mikroilmastollisesti harvinaiset pienet alueet.

2.4 Tilastolliset analyysit

Tässä työssä kaikkien putkilokasvien ja alueelle alkuperäisten kasvien lajimäärää selitettiin 13:lla paikkatietoaineistosta lasketulla muuttujalla. Malliksi valitsin yleistetyn additiivisen mallin (*Generalized additive model*, GAM) (Hastie & Tibshirani 1986), koska lajirunsauden ja selittävien muuttujien välinen riippuvuus voi useissa tapauksissa olla epälineaarista tai jopa unimodaalista. GAM on kehitetty yleistetyn lineaarisen mallin (*Generalized linear model*) pohjalta (Guisan & Zimmermann 2000). Erona on, että joidenkin tai kaikkien selittävien muuttujien kohdalla voidaan käyttää epälineaarisia muunnoksia, jotka toteutetaan parametrittomilla spline-silotusfunktioilla. Molempia malleja on käytetty ennustamaan kasvien lajirunsautta (Pausas & Carreras 1995, Heikkinen & Neuvonen 1997, Lobo ym. 2001, Bruun ym. 2003, Hjort ym. 2012).

Selittävien muuttujien välillä oli korrelaatiota, mikä voi olla haitallista mallille. Siksi valitsin ensin malliin muuttujat, joiden keskinäinen korrelaatio oli pientä. Valintaan käytin selittävien muuttujien kerroinarvojen virhevarianssin kasvuerrointa (*variance inflation factor*, VIF), joka kertoo selittävien muuttujien keskinäisistä korrelaatioista (Dormann ym. 2013). VIF-arvojen tarkastelu tehtiin R 2.15.3 -ohjelmalla ja AED-paketin (Zuur ym. 2007) *corvif*-funktioilla, jossa raja-arvona oli 3 (Zuur ym. 2009). Lajirunsautta selittävään malliin sovitettiin lopulta kaikkiaan 12 muuttujaa, koska MAA_ALA jouduttiin jättämään pois selittäjien korrelaation takia.

Lajirunsaus lukumäärätietona noudattaa Poissonin jakaumaa tai negatiivista binomijakaumaa (Guisan & Zimmermann 2000). Poissonin jakauman oletus, että lajimäärän varianssi ja keskiarvo ovat yhtä suuret, ei toteutunut, joten kun lajimäärän varianssi oli keskiarvoa suurempi, käytin negatiivista binomijakaumaa ja log-linkkifunktiota. Malli oli siis muodoltaan kaavan 1 mukainen:

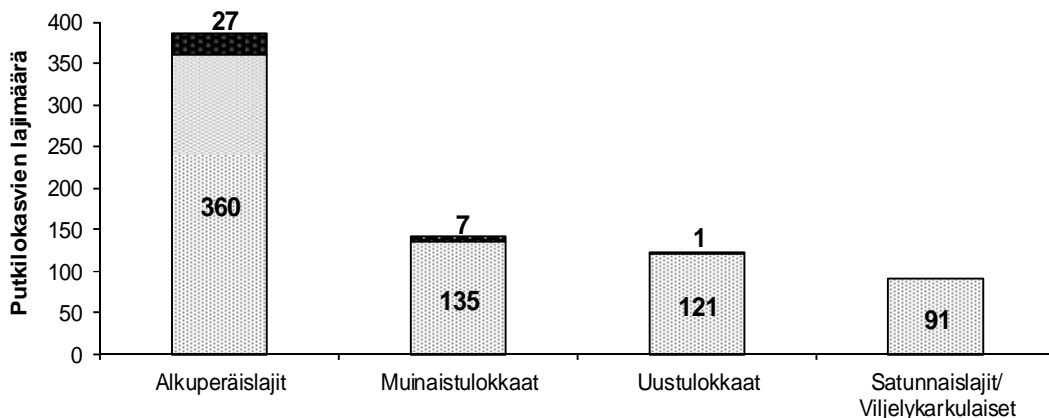
$$\log y = \alpha + s_1(x_1) + s_2(x_2) + \dots + s_p(x_p), \quad (1)$$

missä y on mallin vaste (lajien määrä), α on vakiotermi, funktiot s_i ovat silottavia spline-funktioita ja muuttujat x_i ovat selittäjiä.

Mallin sovitukset tapahtui R 3.0.1 ohjelman *mgcv*-paketilla (Wood ym. 2007, R Core Team 2013). GAM estimoi negatiivista binomijakaumaa väliltä 1–100, kun muuttujia sovitettiin. Malliin valittiin muuttujia perustuen Akaiken informaatiokriteerin (*Akaike information criteria*, AIC) arvoon. AIC:n avulla voidaan valita hyvin aineistoon sopiva, mutta yksinkertaisin malli (Bozdogan 1987). Muuttujia lisättiin yksi kerrallaan niin kauan, että seuraavan mallin AIC arvo ei enää pienentynyt. Eteenpäin askellus (*forward*)-tekniikassa ensimmäisellä kierroksella sovitettiin kaikki 12 muuttujaa ja valittiin malliin niistä paras selittävä muuttuja. Seuraavalla kierroksella tehtiin 11 uutta mallia, joissa oli jo valittu selittävä muuttuja ja lisäksi yksi jäljelle jääneistä muuttujista. Toisen kierroksen jälkeen valittiin malliin toinen selittäjä muuttuja. Kolmannella kierroksella tehtiin 10 mallia, joissa oli jo valitut selittävät muuttujat ja yksi jäljelle jääneistä. Mallien tekeminen lopetettiin kun AIC arvo ei enää pienentynyt. Eteenpäin askellus -tekniikalla silottajafunktioiden vapausasteita ei tarvinnut rajoittaa, mikä olisi pitänyt tehdä, jos malli olisi sovitettu automaattisesti käyttäen silottajaparametreja (*smoothing parameters*).

3. TULOKSET

Luopioisten kasviston putkilokasveista 53 % oli alueelle alkuperäisiä lajeja. Kuvasta 1 näkee putkilokasvien jakaantumisen alueelle saapumisen perusteella. Alueellisesti tai valtakunnallisesti uhanalaisia kasveja oli yhteensä 35 lajia. Ennen kuin kaikkien putkilokasvien ja alkuperäislajien lajirunsauteen vaikuttavia tekijöitä voitiin mallintaa, piti keskenään voimakkaasti korreloivat muuttujat poistaa. VIF raja-arvona pidettiin arvoa 3, jolloin MAA_ALA (VIF 3,48) piti jättää mallista pois. Kaikkien muiden 12 muuttujan VIF arvo oli seuraavalla testauksella alle 3 ja ne voitiin ottaa mukaan mallin sovitukseen.



Kuva 1. Luopioisten kasvistossa oli 729 lajia ja 13 ryhmälajia. Ne jakaantuvat alueelle saapumisajankohdan mukaan neljään luokkaan: alkuperäislajit, ennen 1600-luvun alkua saapuneet muinaistulokkaat, sen jälkeen saapuneet uustulokkaat ja satunnaiset/viljelykarkulaiset. Uhanalaiset lajit ovat kuvassa mustalla värillä ja harmaalla ovat muut lajit. Uhanalaisten lajien lukumäärä on ilmoitettu pylvään päällä.

Muuttujat valittiin GAM-malliin käyttäen AIC-arvoja. Kaikkien putkilokasvien lajimäärää selittävään malliin tuli mukaan 5 selittävää muuttujaa ja alkuperäislajien malliin 8 selittävää muuttujaa (Taulukko 2 ja 3). Molemmassa malleissa kolme ensimmäisenä valittua muuttujaa olivat samoja. Kaikkien putkilokasvien malli selitti 68,1 % lajirunsauteen vaihtelusta ja alkuperäisten putkilokasvien malli 51,9 % lajirunsauteen vaihtelusta.

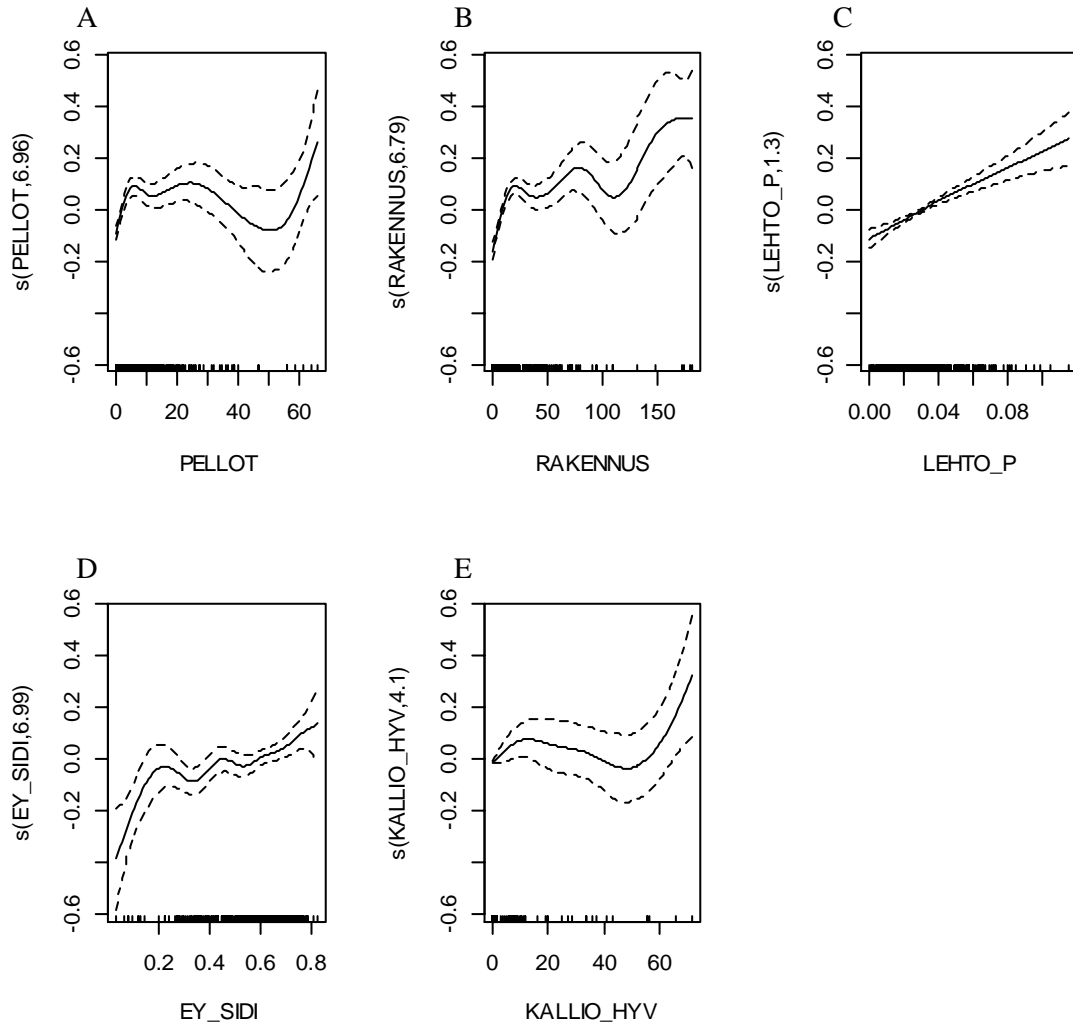
Taulukko 2. Kaikkien putkilokasvien lajimäärää selittävässä mallissa oli viisi selittävää muuttujaa. Selittävät muuttujat on esitetty mallin tulojärjestyksessä ja AIC-arvo on aina edellistä pienempi. Ihmisvaikutusta kuvaavat PELLLOT ja RAKENNUS. Ravinteisuutta lehtojen prosentuaalinen osuus LEHTO_P ja kallion emäksisten kivilajien määrä KALLIO_HYV. Ympäristön heterogeenisyyttä kuvaa EY_SIDI.

Kaikki putkilokasvit	AIC
PELLLOT	2942,515
PELLLOT + RAKENNUS	2872,787
PELLLOT + RAKENNUS + LEHTO_P	2826,536
PELLLOT + RAKENNUS + LEHTO_P + EY_SIDI	2811,667
PELLLOT + RAKENNUS + LEHTO_P + EY_SIDI + KALLIO_HYV	2804,445

Taulukko 3. Alueelle alkuperäisten putkilokasvien lajimäärää selittävässä mallissa on kahdeksan selittävää muuttujaa. Selittävät muuttujat ovat malliin tulojärjestyksessä ja AIC-arvo on aina edellistä pienempi. Ihmisvaikutusta kuvaavat muuttujat PELLOT, rakennusten lukumäärä RAKENNUS ja alueen tiekilometrit TIE_KM. Ravinteisuutta kuvaavat lehtojen prosentuaalinen osuus LEHTO_P, kallion emäksisten kivilajien määrä KALLIO_HYV ja hienon hiesun ja hiedan määrä MP_HH. Vesitaloutta kuvaa muuttuja OJIT_YHT, jossa on ojittamattomat tai osittain ojittamattomat suot. Ympäristön heterogeenisyyttä mallissa kuvaa EY_SIDI.

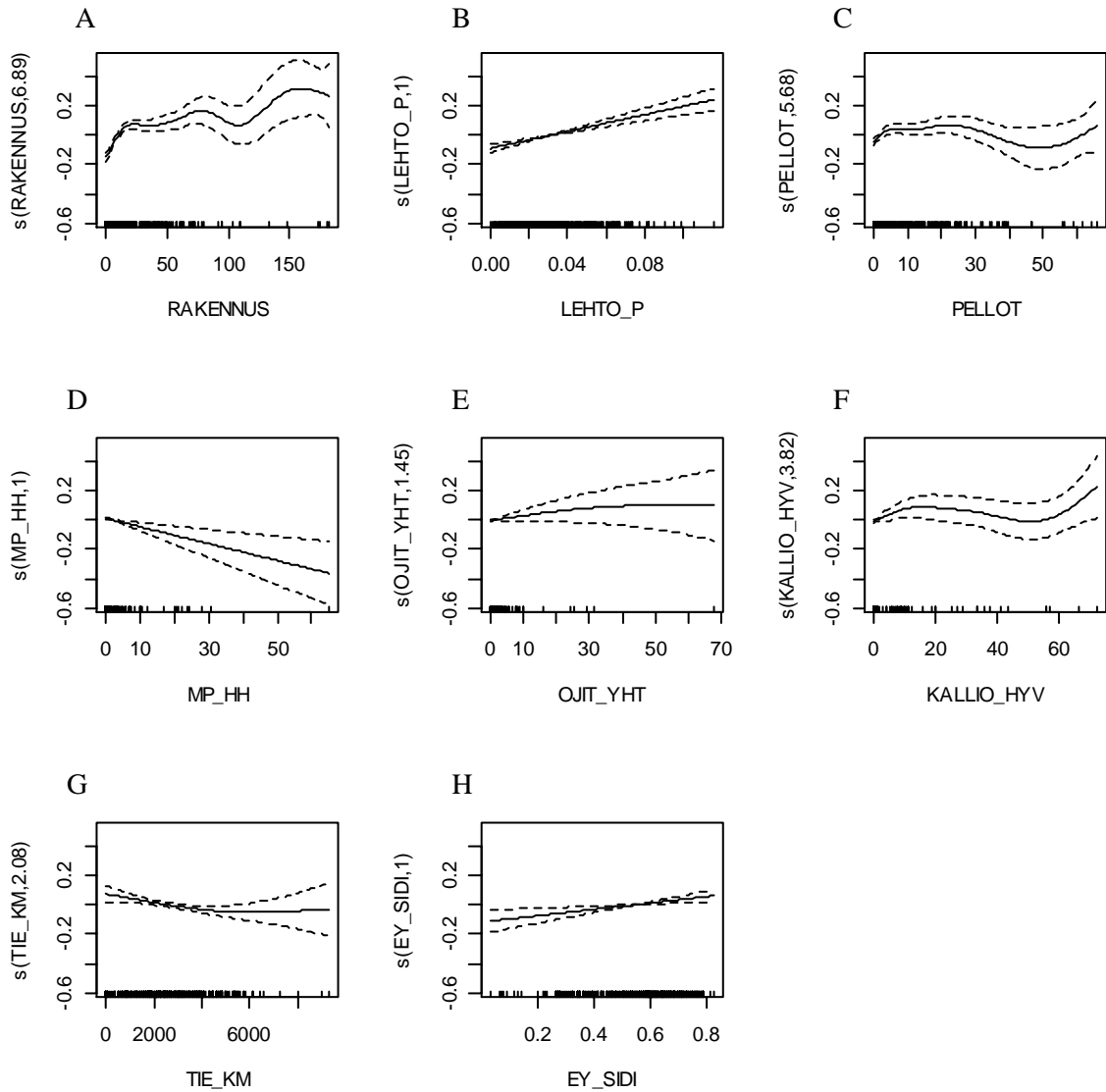
Alkuperäiset putkilokasvilajit	AIC
RAKENNUS	2657,831
RAKENNUS + LEHTO_P	2615,925
RAKENNUS + LEHTO_P + PELLOT	2602,672
RAKENNUS + LEHTO_P + PELLOT + MP_HH	2594,984
RAKENNUS + LEHTO_P + PELLOT + MP_HH + OJIT_YHT	2590,398
RAKENNUS + LEHTO_P + PELLOT + MP_HH + OJIT_YHT + KALLIO_HYV	2584,596
RAKENNUS + LEHTO_P + PELLOT + MP_HH + OJIT_YHT + KALLIO_HYV + TIE_KM	2581,085
RAKENNUS + LEHTO_P + PELLOT + MP_HH + OJIT_YHT + KALLIO_HYV + TIE_KM + EY_SIDI	2577,830

GAM-mallin muuttujien silottajat (*smoothers*) kuvaavat vasteen ja selittävän muuttujan välistä suhdetta (kuvat 2 ja 3). Silottajat on laskettu täydestä mallista eli kaikkien mallin selittävien muuttujien suhde lajirunsauteen on huomioitu. Kuten kaavasta 1 voidaan päätellä, selittävä muuttuja lisää lajimäärää (tai itse asiassa sen logaritmimuunnettua arvoa), kun y-akselin arvo on suurempi kuin nolla. Lajimäärä vähenee, kun y-akselin arvo on pienempi kuin nolla. Kaikkien putkilokasvien mallissa (Kuva 2) ihmisvaikutusta kuvaavat selittävät muuttujat PELLOT ja RAKENNUS. Lajimäärä lisääntyy, kun peltoja oli 4–40 hehtaaria sekä yli 55 hehtaaria ja rakennuksia yli 7 neliökilometrillä. Kasvupaikan rehevyyttä ennustavia muuttujia mallissa olivat LEHTO_P ja KALLIO_HYV. Kun lehtojen prosentuaalinen osuus neliökilometrillä oli yli 0,030 % lisääntyy putkilokasvien lajimäärää. Kallioperän vaikutuksesta kasvien lajimäärä kasvoi. KALLIO_HYV lisäsi lajimäärää välillä 3–39 hehtaaria ja uudestaan kun pinta-ala oli yli 55 hehtaaria. Muuttujassa oli kuuden kivilajin yhteenlaskettu pinta-ala (dioriitti, gabro, fylliitti, peridotiitti, kvartsidioriitti ja amfiboliitti). Ympäristön heterogeenisyys EY_SIDI lisäsi putkilokasvien lajimäärää, kun Shannonin diversiteetti-indeksi oli yli 0,65. Shannonin diversiteetti-indeksin ollessa 0 on vain yhdenlaista elinympäristöä. Indeksien kasvaessa elinympäristöjen määrä kasvaa ja pinta-ala jakaantuu tasaisemmin eri elinympäristöihin. Pelkästään elinympäristöjen määrä EY_PR ei riittänyt selittämään lajimäärää, mutta kun siihen yhdistettiin tieto elinympäristöjen pinta-alasta, oli se mukana mallissa.



Kuva 2. Kaikkien putkilokasvien mallin silottajat (*smoothers*). X-akselilla on selittävän muuttujan arvo ja havaintojen määrä. Y-akselilla on silottajan antama arvo. Kuvissa näkyy selittävän muuttujan suhde eri arvoilla kaikkien putkilokasvien lajimäärään. A) peltojen pinta-ala, B) rakennusten määrä ruudussa, C) lehdon prosentuaalinen osuus 1 km² ruudusta, D) elinympäristöjen Simpsonin diversiteetti-indeksi ja E) kallioperän ravinteisimmat kivilajit.

Alueelle alkuperäisten putkilokasvien mallissa oli mukana ihmisvaikutus, kasvupaikan rehevyys, elinympäristön heterogeenisuus ja ojittamattomien sekä vähän ojittettujen soiden yhteispinta-ala (Kuva 3). Mallien antamat tulokset olivat hyvin lähellä toisiaan. Lajimäärää lisääntyi kun alueella oli yli 7 rakennusta neliökilometrillä ja peltojen pinta-ala oli välillä 2–35 hehtaaria tai yli 60 hehtaaria. Edelliset kaksi ihmisvaikutusta kuvaavaa muuttujaa olivat mukana myös kaikkien putkilokasvien mallissa, mutta TIE_KM oli vain alueelle alkuperäisten kasvilajien mallissa. Tiekilometrit lisäsivät lajimäärää välillä 0–3000 km. Jos alueella oli vähän teitä, oli ruudun lajimäärä suurempi. Rehevyyttä mallissa selittivät LEHTO_P, KALLIO_HYV ja MP_HH. Lehtojen prosentuaalinen osuus lisäsi lajimäärää alkaen 0,025 prosentista. Kallioperä vaikutti kasvien lajimäärää lisäävästi välillä 4–43 hehtaaria sekä yli 55 hehtaaria. Maaperän hienon hiesun ja hiedan pinta-ala oli laskettu muuttujaan MP_HH, jonka arvon kasvaessa lajimäärä vähenee. Ojittamattomien ja vähän ojittettujen soiden yhteenlaskettu pinta-ala lisäsi lajimäärää. Elinympäristöjen heterogeenisuutta kuvaava Shannonin diversiteetti-indeksi lisäsi lajimäärää ollessaan yli 0,54.



Kuva 3. Alkuperäisputkilokasvien lajimäärää ennustavan mallin silottajat (*smoothers*). X-akselilla on selittävän muuttujan arvo ja havaintojen määrä. Y-akselilla on silottajan antama arvo ja y-akselin nimikkeessä silottajaan liittyvän vapausasteparametrin arvo. Silottajat kuvaavat lajimäärän ja selittävän muuttujan välistä suhdetta. A) rakennusten määrä ruudussa, B) lehdon prosentuaalinen osuus 1 km² ruudusta C) peltojen pinta-ala, D) maaperän hiesun ja hienon hiedan esiintyminen, E) suot joiden pinta-alasta alle 30 % oli ojitettu, F) kallioperän ravinteisimmat kivilajit G) Neliökilometrillä olevien teiden yhteen laskettu pituus ja H) elinympäristöjen Simpsonin diversiteetti-indeksi.

4. TULOSTEN TARKASTELU

Tutkimuksella oli kaksi hypoteesia, joista ensimmäinen oli, että putkilokasvien koko lajimäärää selittää parhaiten ihmistoiminta. Mallintamisen tulokset pitivät yhtä hypoteesin kanssa. Malliin tuli viisi selittävää muuttujaa, jotka muodostavat kolme isompaa kokonaisuutta 1. ihmisvaikutus, 2. ravinteisuus ja 3. elinympäristön heterogeenisyys. Kaikkien putkilokasvien mallissa kaksi ensimmäisenä valittua selittävää muuttujaa, peltopinta-ala ja rakennusten määrä, kuvaavat ihmisvaikutusta. Muissa maisematason tutkimuksissa peltopinta-ala ei ole noussut merkittäväksi selittäjäksi. Viljelysmaan määrä ei harvaan asutulla alueella selittänyt putkilokasvien lajimäärää (Bruun ym. 2003), vaan lajimäärän jakaantumiseen vaikuttivat enemmän muut tekijät kuin ihmistoiminta. Myöskään tiheään asutussa Belgiassa ei viljelysmaan määrä selittänyt lajimäärää (Honnay ym. 2002). Siellä rakennetun maan osuus selitti kasvien lajirunsausta. Tässä työssä Luopioisissa ei tarkasteltu rakennettua maata vaan rakennuksien lukumäärää, mutta tulokset ovat samansuuntaiset. Suomessa pellot ovat talojen ympärillä, joten rakennukset sekä pellot kuvaavat yhdessä ihmisen vaikutusta alueella. Ihmisen vaikutuksesta putkilokasvien lajimäärä kasvaa. Vaikutus lajirunsauteen perustuu ihmisen mukana kulkeutuneisiin lajeihin (Kowarik 2003) ja heterogeeniseen elinympäristöön (Zerbe ym. 2005). Ihminen muokkaa ympäristöään myös häiriöiden kautta poistamalla kasvillisuutta ja muokkaamalla maaperää. Keskimääräisen häiriön hypoteesin mukaan kasvien lajirunsaus lisääntyy, kun alueella esiintyy häiriöitä (Hobbs & Huonneke 1992). Häiriöt pitävät yllä sukcession eri vaiheita ja maaperän paljastavat häiriöt parantavat siementen itämismahdollisuuksia.

Ravinteisuutta kaikkien putkilokasvien mallissa kuvasi kaksi selittäjää, kolmantena valittu lehtojen prosentuaalinen osuus ja viimeisenä valittu kallioperän kivilajien ravinteisuudesta kertova muuttuja. Luopioisissa neliökilometririudun lehtoprosentti selitti kasvien lajimäärää, ja vastaavia tuloksia on saatu myös muissa tutkimuksissa. Keski-Euroopassa metsäkasvillisuuden lajirunsaus on suurinta ravinteisilla kasvupaikoilla (Cornwell & Grubb 2003). Suomessa rehevimpiä kasvupaikkatyyppisiä ovat lehdot (Kuusipalo 1996). Lehdot ovat kasvillisuudeltaan lajirikkaimpia alueita eteläboreaalisessa metsässä. Niiden putkilokasvien lajimäärä kasvaa metsikössä aina 80–100 vuoden ikään asti (Tonteri 1994). Toinen ravinteisuudesta kertova muuttuja oli peruskallion kivilaji. Kivilajien vaikutus ravinteisuuteen perustuu kalkkivaikutukseen eli maaperän happamuuden vähenemiseen (Kalliola 1973). Luopioisissa peruskallion kivilajin emäksisyys lisäsi putkilokasvien lajimäärää. Vastaavia tuloksia on saatu myös muualla (Pausas & Carreras 1995, Wolhegemut 1998, Lobo ym. 2001). Pohjois-Suomessa, Kevolla tehdyssä tutkimuksessa gabron ja dioriitin huomattiin selittävän kasvien lajirunsausta (Heikkinen & Neuvonen 1997). Luopioisissa kasvillisuuden kannalta parhaista kivilajeista yli puolet oli gabroa ja dioriittia.

Ympäristön heterogeenisyys selittää useissa tutkimuksissa lajirunsausta, niin myös Luopioisissa. Ympäristön heterogeenisyyttä kuvaava muuttuja perustui maankäyttöluokkiin, metsä- ja suotyyppeihin. Myös Pohjois-Belgiassa kaikkien putkilokasvien lajirunsausta selitti maankäyttöön ja ympäristötyyppiin perustuva luokittelu heterogeenisyydestä (Honnay ym. 2003). Ympäristön heterogeenisyyden ajatellaan lisäävän lajirunsausta, koska eri elinympäristöissä esiintyy eri lajeja (Rosenzweig 1995). Yksin elinympäristöjen määrä ei kuitenkaan nouse merkittäväksi selittäjäksi putkilokasvien lajirunsaudelle Luopioisissa. Tutkimuksessa käytettiin Simpsonin diversiteetti-indeksiä, jossa huomioidaan elinympäristön määrän lisäksi elinympäristöjen pinta-ala. Asumattomilla tai harvaan asutuilla alueilla heterogeenisyyden merkittäväksi selittäjäksi

on joissakin tutkimuksissa noussut kallioperä (Bruun ym. 2003) ja maaston vaihtelevuus (Heikkinen & Neuvonen 1997). Heterogeenisyyden mittana on käytetty myös normalisoidun kasvillisuusindeksin (NDVI) vaihtelua. Tämä tuottavuutta kuvaava indeksi lasketaan satelliitti- tai ilmakuvista punaisen ja lähi-infrapunaisen värikanavan avulla (Gould 2000, Parviainen ym. 2010). Tässä tutkimuksessa käytetyssä heterogeenisyyttä kuvaavassa muuttujassa oli mukana ihmisen rakentamaa ympäristöä ja suo- sekä metsäkasvillisuustyyppisiä. NDVI-indeksin käyttäminen olisi voinut parantaa ymmärrystä heterogeenisyyden merkityksestä kasvien lajirunsauteen. Se olisi lisännyt tietoa, onko mallissa mukana olevassa heterogeenisyydenmuuttujassa tärkeämpää kasvillisuuden vaihtelu kuin ihmisentoiminnan vaikutus ympäristöön.

Abioottisten muuttujien oletettiin tässä tutkimuksessa selittävän alueelle ennen 1600-lukua levinneiden alkuperäislajien lajimäärää. Alkuperäislajien malli ei kuitenkaan tukenut tätä hypoteesia. Mallissa on samat viisi muuttujaa kuin kaikkien putkilokasvien mallissa, mutta sen lisäksi kolme muuta selittävää muuttujaa. Kahdeksan selittävää muuttujaa jakaantuu isommiksi kokonaisuuksiksi 1. ihmisvaikutus, 2, ravinteisuus, 3. vesitalous ja 4. elinympäristön heterogeenisyys.

Ihmisen toiminnan vaikutus alkuperäislajien lajirunsauteen selittyy eri mekanismien kautta kuin kaikkien lajien kohdalla. Alkuperäislajien levinneisyyden vektorina ei ole ihminen, mutta osa lajeista voi hyötyä ihmisen toiminnasta (Suominen & Hämet-Ahti 1993). Ihmisvaikutuksen kaksi muuta osatekijää ovat ympäristön heterogeenisyyden ja häiriöiden lisääntyminen (McKinney 2008). Peltojen ja rakennusten lisäksi alkuperäislajien mallissa on ihmisvaikutusta kuvaava muuttuja tiekilometrit, joka liittyy olennaisesti mm. häiriöihin. Tiekilometrit lisäävät lajimäärää aina 3000 km asti. Kun tiekilometrejä on vähän, lajien lukumäärä on suurempi. Metsäteiden reunat muodostavat elinympäristön, jossa pärjäävät valosta riippuvaiset sukkession alkuvaiheen putkilokasvit (Avon ym. 2010). Yleisesti teiden ajatellaan kuitenkin lisäävän vieraslajeja (Coffin 2007), eikä selittävän alkuperäislajien esiintymistä. Ihmisvaikutuksen tarkemmassa tarkastelussa alkuperäislajeihin kuuluvat kasvit kannattaisi jakaa ryhmiin, kuten yksivuotiset ja monivuotiset lajit. Silloin pystyttäisiin selvittämään hyötyvätkö toistuviin häiriöihin tottuneet yksivuotiset lajit monivuotisia enemmän ihmisen toiminnasta. Vastaus tarkentaisi ihmisvaikutuksen mekanismeja alkuperäislajien runsauteen.

Mallissa esiin tullut alkuperäisen kasvillisuuden ja ihmisvaikutuksen välissä oleva yhteys on löydetty myös Keski-Euroopassa. Saksassa tehdyssä alkuperäislajien esiintymisen tarkastelussa, joka oli mittakaavaltaan suuri (ruudun koko 130 km²), kaupungit sijoittuivat lajirunsauteille ruuduille (Kühn ym. 2004). On aivan hyvin mahdollista, että myös Luopioisissa asutus ja ihmisvaikutus ovat keskittyneet jo hyvin varhain alueille, joissa kasvien lajirunsaus on suurta. Nykyään alueella esiintyvät alkuperäislajit ovat sopeutuneita yli neljäsataa vuotta jatkuneeseen pysyvään ihmisasutukseen.

Ravinteisuutta kuvaavista muuttujista alkuperäisten kasvien mallissa ovat lehtoprosentin ja kallioperän lisäksi hiesun ja hiedan pinta-ala maaperästä. Keski-Ruotsissa hienojakoiset maalajit savi ja siltti selittivät kasvien lajirunsautea (Bruun ym. 2003). Myös Etelä-Ruotsissa siltillä esiintyi eniten putkilokasvilajeja (Cousins ym. 2002). Siltti vastaa raekooltaan hiesua ja hietaa (Paasonen ym. 2007). Luopioisten ja Keski-Ruotsin erona on asutuksen määrä. Keski-Ruotsin tutkimusalue on harvaan asuttua, mutta Luopioisissa koelallalla oli keskimäärin 16 rakennusta ja vain 16 % koeruuduista oli rakentamattomia. Etelä-Ruotsissa tutkimuksen mittakaava oli pienempi ja tutkimusasetelma perustui koeloihin 16 m². Suomessa alueilla, joilla maata on viljelty kauan, savimaat ja kaikki sopivat alueet on muutettu pelloiksi (Kalliola 1973). Siltin negatiivinen vaikutus alkuperäislajien lajimäärään selittyy todennäköisesti peltojen määrällä, mutta selvää asiayhteyttä ei tässä tutkimuksessa löydetty.

Vesitalous on alkuperäismallin muuttujista mielenkiintoisin. Muuttuja on luonnontilaisten soiden ja yli 70 % ojittamatonta suota olevien soiden yhteispinta-ala. Muuttuja on epäsuora ja sen tarkoituksena on tavoittaa veden merkitystä kasvien lajimäärään. Tiedetään, että topografiaan perustuva kosteusindeksi (*topographical wetness index*, TWI) ennustaa kasvien lajirunsausta borealisessa metsässä (Zinko ym. 2005). Suot eivät kuitenkaan selitä kuin osan TWI:n ja lajirunsauden välisestä yhteydestä, koska turvemaiden poistamisesta huolimatta tulokset säilyivät samana. Kuivilla kasvupaikolla esiintyi vähän lajeja ja kosteilla enemmän. Tulos on ymmärrettävä, koska esimerkiksi lehtojen kasvillisuutta määrittää myös kosteus (Hokkanen 2006). Aikaisemmassa tutkimuksessa on havaittu, että TWI-indeksi ennustaa puolet alueella esiintyvistä soista (Grabs ym. 2009). Suopinta-ala -muuttujan mukana oleminen mallissa voi johtua myös siitä, että suolajeista suurin osa on alkuperäislajeja.

Ympäristön heterogeenisuus oli viimeinen kahdeksasta muuttujasta, joka tuli valituksi alkuperäislajien malliin. Pohjois-Belgiassa alkuperäislajeilla lajirunsauteen vaikutti elinympäristöjen määrä (Honnay ym. 2003), joka ei tässä tutkimuksessa noussut selittäväksi tekijäksi. Saksassa alkuperäislajien esiintyminen oli runsainta maaseudun heterogeenisillä alueilla, jolloin ihmisvaikutusta pidettiin tärkeänä selittäjänä (Deutschewitz ym. 2003). Luopioisten maiseman heterogeenisyyden muuttujaa ei kuitenkaan voi tulkita pelkästään ihmisvaikutuksesta johtuvaksi, koska mukana ovat metsä- ja suotyypit. Maisematason heterogeenisuus ei silloin johdu pelkästään ihmisen toiminnasta vaan myös ympäristön abioottisten ominaisuuksien vaihtelusta.

Lajirunsauteen mallintaminen perustuu korrelaatioon, joten kausaalisten syy-seuraus suhteiden todistaminen on vaikeaa. Tässä tutkimuksessa kaikkien putkilokasvien monimuotoisuuteen merkittävästi vaikuttavat tekijät ovat samankaltaisia kuin aiemmissakin tutkimuksissa havaitut ja ekologisten teorioiden kautta selitettävissä. Lajirunsautea selittävänä ovat ihmisvaikutus, ravinteisuus ja elinympäristön heterogeenisuus. Mallin selitysaste on myös hyvä; 68,1 %. Se on parempi kuin asumattomilla alueilla Kevolla (51,1 %) ja Oulangalla (53,4 %) saadut tulokset (Hjort ym. 2012). Alkuperäislajien mallissa selitysaste on 51,9 %, joka vastaa edellä mainittujen asumattomien alueiden malleja. Alkuperäislajien mallissa yllättävää on ihmisvaikutuksen tärkeys, mutta sama on tullut ilmi muissakin tutkimuksissa (Deutschewitz ym. 2003, Kühn ym. 2004). Kolmen lisämuuttujan eli tiekilometrien, hienon hiedan ja hiesun pinta-alan ja soiden yhteispinta-alan tulkinta jää myös muita muuttujia epäselvemmäksi. Alkuperäislajien mallilla ei pystynyt löytämään alueita, joissa ihmisen vaikutus on ollut vähäistä, koska samat muuttujaryhmät ihmisvaikutus, ravinteisuus ja ympäristön heterogeenisuus selittävät molempien kasviryhmien lajirunsautea.

Yhteenvedona tutkimuksen tuloksista voin sanoa, että ihmisen vaikutus kasvien lajirunsauteen on suuri. Ihmistoiminta voidaan jakaa kolmeen eri vaikutusmekanismiin: siementen kulkeutumiseen; kasvillisuuden sukkession häiriöihin ja elinympäristöjen heterogeenisyyden lisääntymiseen. Lisää tutkimusta kaivattaisiin siitä, minkä vaikutusmekanismin kautta ihminen lisää kasvien lajirunsautea. Ihmisen toiminnan lisäksi kasvien lajirunsautea selitti kaikilla putkilokasveilla ja alkuperäislajeilla ravinteisuus ja elinympäristön heterogeenisuus. Alkuperäiskasvien lajirunsautea selitti lisäksi ojittamattomien ja osittain ojitettujen soiden pinta-ala. Vaikka mallit ovat hyvin samanlaisia, vaikutusmekanismit kasvien lajirunsauteen eroavat mallien välillä. Tuloksia ei kannata tulkita liian suoraviivaisesti, sillä ihmisvaikutus on hyvin moninaista ja osittain päällekkäistä elinympäristön heterogeenisyyden kanssa. Alueen pitkä asutushistoria lisää oman haasteensa tulosten tulkintaa, koska kasvit ovat sopeutuneet ihmisen aiheuttamiin häiriöihin. Minä jaoin kasvit leviämishistorian mukaan, ja en löytänyt merkittäviä eroja lajirunsautea selittävissä muuttujissa. Tarkempi tarkastelu ihmisvaikutuksen mekanismeista voi kuitenkin niitä paljastaa.

KIITOKSET

Haluan kiittää ohjaajiani Aleksi Räsästä avusta paikkatieto-ohjelmien kanssa ja korvaamattomasta äidinkielen tajusta. Anssi Lensua tilastotieteen ja mallintamisen rautalankamalleista. Minna-Maarit Kytöviitaa mahtavista ideariihpalavereista ja avusta tutkimushypoteesien kanssa. Lisäksi suurena apuna olivat ekologian gradu-kurssi ja Mikko Mönkkösen neuvot kirjoittamiseen. Suuri kiitos myös muille prosessiin osallistuneille perheenjäsenille.

KIRJALLISUUS

- Ahti T., Hämet-Ahti L. & Jalas J. 1968. Vegetation zones and their sections in northwestern Europe. *Annales Botanici Fennici* 5: 169–211.
- Austin M.P. 2002. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological modelling* 157(2): 101–118.
- Avon C., Bergès L., Dumas Y. & Dupouey J. L. 2010. Does the effect of forest roads extend a few meters or more into the adjacent forest? A study on understory plant diversity in managed oak stands. *Forest Ecology and Management* 259(8): 1546–1555.
- Bozdogan H. 1987. Model selection and Akaike's information criterion (AIC): The general theory and its analytical extensions. *Psychometrika* 52(3): 345–370.
- Bruun H.H., Moen J. & Angerbjörn A. 2003. Environmental correlates of meso-scale plant species richness in the province of Härjedalen, Sweden. *Biodiversity & Conservation* 12(10): 2025–2041.
- Chen H.Y. & Taylor A.R. 2012. A test of ecological succession hypotheses using 55-year time-series data for 361 boreal forest stands. *Global Ecology and Biogeography*, 21(4): 441–454.
- Coffin A.W. 2007. From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of transport Geography* 15(5): 396–406.
- Connell J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199(4335): 1302–1310.
- Cornwell W.K. & Grubb P.J. 2003. Regional and local patterns in plant species richness with respect to resource availability. *Oikos* 100(3): 417–428.
- Cousins S.A. & Eriksson O. 2002. The influence of management history and habitat on plant species richness in a rural hemiboreal landscape, Sweden. *Landscape ecology* 17(6): 517–529.
- Crawley M.J. & Harra, J.E. 2001. Scale dependence in plant biodiversity. *Science* 291(5505): 864–868.
- Davis M. 2003. Biotic globalization: does competition from introduced species threaten biodiversity? *Bioscience* 53: 481–489.
- Deuschewitz K., Lausch A., Kühn I. & Klotz S. 2003. Native and alien plant species richness in relation to spatial heterogeneity on a regional scale in Germany. *Global Ecology and Biogeography* 12(4): 299–311.
- Dormann C.F., Elith, J., Bacher S., Buchmann C., Carl G., Carré G., García Marquéz J.R., Gruber B., Lafourcade B., Leitão P.J., Münkemüller T., McClean C., Osborne P.E., Reineking B., Schröder B., Skidmore A.K. & Lautenbach S. 2013. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography* 36(1): 27–46.
- Elith J. & Leathwick J. R. 2009. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40, 677–697.
- Esseen P.A., Ehnström B., Ericson L. & Sjöberg K. 1997. Boreal forests. *Ecological Bulletins* 46: 16–47.
- Ferrier S. 2002. Mapping spatial pattern in biodiversity for regional conservation planning: where to from here? *Systematic biology* 51(2): 331–363.
- Fox J.W. 2013. The intermediate disturbance hypothesis should be abandoned. *Trends in ecology & evolution* 28(2): 86–92.
- Gaston K.J. 2000. Global patterns in biodiversity. *Nature* 405(6783): 220–227.

- Gould W. 2000. Remote sensing of vegetation, plant species richness, and regional biodiversity hotspots. *Ecological Applications* 10(6): 1861–187
- Grabs T., Seibert J., Bishop K. & Laudon H. 2009. Modeling spatial patterns of saturated areas: A comparison of the topographic wetness index and a dynamic distributed model. *Journal of Hydrology* 373: 15–23.
- Grytnes J.A., Birks H.J.B. & Peglar S.M. 1999. Plant species richness in Fennoscandia: evaluating the relative importance of climate and history. *Nordic Journal of Botany*, 19(4): 489–503.
- Guisan A. & Zimmermann N.E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135(2): 147–186.
- Gustafson E.J. 1998. Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art?. *Ecosystems* 1(2): 143–156.
- Haila Y. & Kouki J. 1994. The phenomenon of biodiversity in conservation biology. *Annales Zoologici Fennici* Vol. 31: 5–18.
- Haimila M. 2005. *Arkeologinen inventointi Luopioisten järvimaisemissa*. Pirkan maan alta 6. Arkeologisia tutkimuksia. Tampereen museoiden julkaisuja 85: 5–13.
- Hartikainen H. 2009. Maaperän reaktiot. Teoksessa: Paasonen-Kivekäs M., Peltomaa R., Vakkilainen P. & Äijö H. (toim.), *Maan vesi- ja ravinnetalous; Ojitus, kastelu ja ympäristö*. Salaojayhdistys ry. Gummerus, Jyväskylä, 452 s.
- Hastie T. & Tibshirani R. 1986. Generalized Additive Models. *Statistical Science* 1 (3): 297–318.
- Hawkins A., Field R., Cornell H.V., Currie D.J., Guégan J.F., Kaufman D.M. & Turner J.R. 2003. Energy, water, and broad-scale geographic patterns of species richness. *Ecology* 84(12): 3105–3117.
- Heikkinen R.K. 1991. Multivariate analysis of esker vegetation in southern Häme, S Finland. *Annales Botanici Fennici* 28(3): 201–224.
- Heikkinen R.K. & Neuvonen, S. 1997. Species richness of vascular plants in the subarctic landscape of northern Finland: modelling relationships to the environment. *Biodiversity & Conservation* 6(9): 1181–1201.
- Hjort J., Heikkinen R.K. & Luoto, M. 2012. Inclusion of explicit measures of geodiversity improve biodiversity models in a boreal landscape. *Biodiversity and Conservation* 21(13), 3487–3506.
- Hobbs R.J. & Huenneke L.F. (1992). Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. *Conservation biology* 6(3): 324–337.
- Hokkanen P.J. 2006. Environmental patterns and gradients in the vascular plants and bryophytes of eastern Fennoscandian herb-rich forests. *Forest ecology and management*, 229(1): 73–87.
- Honnay O., Piessens K., Van Landuyt W., Hermy M. & Gulinck, H. 2003. Satellite based land use and landscape complexity indices as predictors for regional plant species diversity. *Landscape and urban planning* 63(4): 241–250.
- Hämet-Ahti L., Suominen J., Ulvinen T. & Uotila P. (toim.) 1998. *Retkeilykasvio*. 4. täysin uudistettu painos. Luonnontieteellinen keskusmuseo, kasvimuseo. Helsinki. 656 s.
- Hämet-Ahti L., Kurtto A., Lampinen R., Piirainen M., Suominen J., Ulvinen T., Uotila P. & Väre H. 2005. Lisäyksiä ja korjauksia Retkeilykasvion neljänteen painokseen. *Lutukka* 21: 41–58.
- Kallimanis A.S., Mazaris A.D., Tzanopoulos J., Halley J.M., Pantis J. D. & Sgardelis S. P. 2008. How does habitat diversity affect the species–area relationship? *Global Ecology and Biogeography* 17(4): 532–538.
- Kalliola R. 1973. *Suomen kasvimaantiede*. WSOY, Porvoo. 308 s.
- Kalliovirta M., Rytteri T., Hæggström C., Hakalisto S., Kanerva T., Koistinen M., Lammi A., Lehtelä M., Rautiainen V., Rintanen T., Salonen V. & Uusitalo A. 2010. Putkilokasvit. Teoksessa: Rassi P., Hyvärinen E., Juslén A. & Mannerkoski I. (toim.), *Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010*. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. s. 336–343.
- Kier G., Mutke J., Dinerstein E., Ricketts T. H., Küper W., Kreft H. & Barthlott W. 2005. Global patterns of plant diversity and floristic knowledge. *Journal of Biogeography* 32(7): 1107–1116.
- Kowarik I. 2003. Human agency in biological invasions: secondary releases foster naturalisation and population expansion of alien plant species. *Biological Invasions* 5(4): 293–312.

- Kreft H. & Jetz W. 2007. Global patterns and determinants of vascular plant diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104(14): 5925–5930.
- Kuhn I., Brandl R. & Klotz S. 2004. The flora of German cities is naturally species rich. *Evolutionary Ecology Research*, 6(5): 749–764.
- Kuitunen T. 2013. Luoppioisten kasvisto. <http://www.luoppioistenkasvisto.fi/> Luettu 26.9.2013
- Kuusipalo J. 1996. *Suomen metsätyypit*. Kirjayhtymä, Helsinki.
- Living national treasures Finland <http://lntreasures.com/finland.html> Luettu 16.9.2013
- Lobo J.M., Castro I. & Moreno J.C. 2001. Spatial and environmental determinants of vascular plant species richness distribution in the Iberian Peninsula and Balearic Islands. *Biological Journal of the Linnean Society* 73(2): 233–253.
- Mackey R.L. & Currie D. J. 2001. The diversity-disturbance relationship: is it generally strong and peaked? *Ecology* 82(12): 3479–3492.
- McGarigal K., Cushman S.A., Neel M.C. & Ene E. 2002. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for categorical maps. <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>
- McKinney M.L. 2008. Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban Ecosystems* 11(2): 161–176.
- Mittelbach G.G., Steiner C.F., Scheiner S.M., Gross K.L., Reynolds H., Waide R., Willing M.R., Dodson S.I. & Gough L. 2001. What is the observed relationship between species richness and productivity? *Ecology* 82(9): 2381–2396.
- Mutke J. & Barthlott W. 2005. Patterns of vascular plant diversity at continental to global scales. *Biologische skrifte*, 55: 521–531.
- Nagendra H. 2002. Opposite trends in response for the Shannon and Simpson indices of landscape diversity. *Applied Geography* 22(2): 175–186.
- Paasonen-Kivekäs M., Peltomaa R., Vakkilainen P. & Äijö H. (toim.) 2009. *Maan vesi- ja ravinnetalous; Ojitus, kastelu ja ympäristö*. Salaojayhdistys ry. Gummerus, Jyväskylä, 452 s.
- Paillet Y., Bergès L., Hjalten J., Odor P., Avon C., Bernhardt-Römman M. & Virtanen, R. 2010. Biodiversity Differences between Managed and Unmanaged Forests: Meta-Analysis of Species Richness in Europe. *Conservation Biology* 24(1): 101–112.
- Parviainen M., Luoto, M. & Heikkinen R. K. 2009. The role of local and landscape level measures of greenness in modelling boreal plant species richness. *Ecological Modelling* 220(20): 2690–2701.
- Parviainen M., Luoto M. & Heikkinen R. K. 2010. NDVI-based productivity and heterogeneity as indicators of plant-species richness in boreal landscapes. *Boreal environment research* 15(3): 301–318.
- Pausas J.G. & Austin M.P. 2001. Patterns of plant species richness in relation to different environments: an appraisal. *Journal of Vegetation Science* 12(2): 153–166.
- Pausas J.G. & Carreras J. 1995. The effect of bedrock type, temperature and moisture on species richness of Pyrenean Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) forests. *Vegetatio*, 116(1): 85–92.
- Pielou E.C. 1975. *Ecological diversity*. Wiley. New York:
- Pitkänen S. 2000. Classification of vegetational diversity in managed boreal forests in eastern Finland. *Plant ecology* 146(1): 11–28.
- Randall Hughes A., Byrnes J.E., Kimbro D.L. & Stachowicz J. J. 2007. Reciprocal relationships and potential feedbacks between biodiversity and disturbance. *Ecology letters* 10(9): 849–864.
- Rassi P., Hyvärinen E., Juslén A. & Mannerkoski I. (toim.) 2010. *Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2010*. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 685 s.
- R Core Team 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Rosenzweig M. L. 1995. *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press.
- Ryttäri T., Kalliovirta M. & Lampinen R. (toim.) 2012. *Suomen uhanalaiset kasvit*. Tammi, Helsinki. 384 s.
- Sagoff M. 2005. Do non-native species threaten the natural environment? *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* 18(3): 215–236.

- Salonen V. 2006. *Kasviekologia; Millaista on luonnonkasvien elämä?* WSOY oppimateriaalit, Helsinki. 305 s.
- Sax D.F. & Gaines, S.D. 2003. Species diversity: from global decreases to local increases. *Trends in Ecology & Evolution* 18(11): 561–566.
- Schulman A., Alanen A., Hægström C.-A., Huhta A.-P., Jantunen J., Kekäläinen H., Lehtomaa L., Pykälä J. & Vainio M. 2008. Perinnebiotoopit. Teoksessa: Raunio A. Schulman A. & Kontula T. (toim.), *Suomen luontotyyppien uhanalaisuus – Osa I: Tulokset ja arvioinnin perusteet*. Suomen ympäristö 8/2008. Suomen ympäristökeskus, Helsinki, s. 149–174.
- Shannon C.E. & Weaver W. 1949. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana, IL.
- Sheil D. & Burslem D.F.R.P. 2013. Defining and defending Connell's intermediate disturbance hypothesis: a response to Fox. *Trends in ecology & evolution* 28(10), 571–572.
- Simpson E.H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163: 688.
- Suominen J. & Hämet-Ahti L. (1993). Kasvistomme muinaistulokkaat: tulkintaa ja perusteluja. Helsingin yliopiston luonnontieteellisen keskusmuseon kasvimuseo
- Svensson J.R., Lindegarth M. & Pavia H. 2009. Equal rates of disturbance cause different patterns of diversity. *Ecology* 90(2): 496–505.
- Tonteri T. 1994. Species richness of boreal understorey forest vegetation in relation to site type and successional factors. In *Annales Zoologici Fennici* 31: 53–53.
- Whittaker R.J., Willis K.J. & Field R. 2001. Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography* 28(4): 453–470.
- Williams C.B. 1964. *Patterns in the balance of nature*. Academic Press, London, UK.
- Wohlgemuth T. 1998. Modelling floristic species richness on a regional scale: a case study in Switzerland. *Biodiversity & Conservation* 7(2): 159–177.
- Wood S. & Wood M.S. 2007. The mgcv package. <http://www.r-project.org>
- Zerbe S., Maurer U., Schmitz S. & Sukopp H. 2003. Biodiversity in Berlin and its potential for nature conservation. *Landscape and Urban Planning* 62(3): 139–148.
- Zinko U., Seibert J., Dynesius M. & Nilsson C. 2005. Plant species numbers predicted by a topography-based groundwater flow index. *Ecosystems* 8(4): 430–441.
- Zobel M. 1997. The relative of species pools in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence?. *Trends in Ecology & Evolution* 12(7): 266–269.
- Zuur A.F., Ieno E.N. & Smith G.M. 2007. *Analysing ecological data*. Springer. New York
- Zuur A.F., Ieno E.N., Walker N.J., Saveliev A.A. & Smith G.M. 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springe. New York. 574 s.

LIITTEET

Liite 1. Selvitys Taulukon 1 muuttujien lähdeaineistosta ja muuttujien tekemisestä

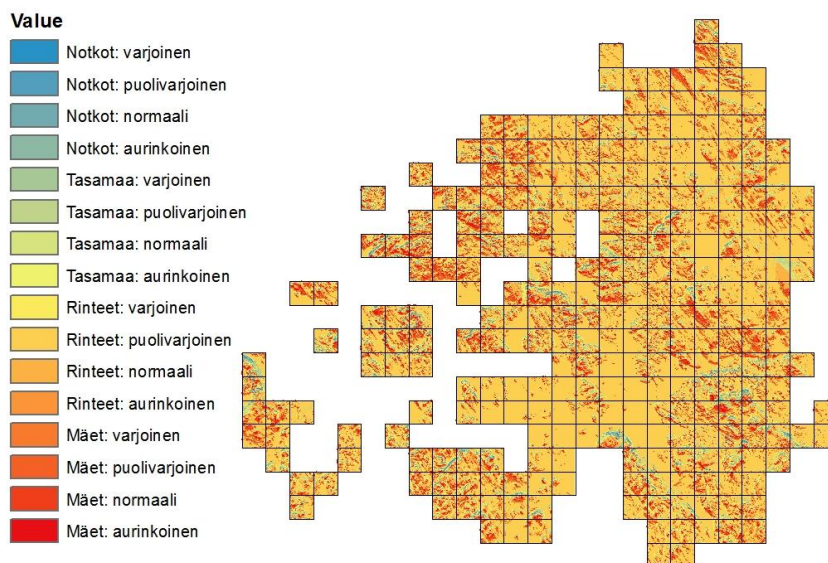
- 1) Maanmittauslaitoksen Maastotietokanta on koko Suomen kattava vektoriaineisto mittakaavassa 1:10 000. Se vastaa peruskarttaa ja siinä on mukana liikenneväyläverkosto, rakennukset ja rakenteet, hallintorajat, nimistö, maankäyttö, vedet ja korkeussuhteet. Sitä päivitetään kohteesta riippuen jatkuvasti ja alueellisesti 3–5 vuoden välein. Lähde: Maastotietokanta META-tiedot.
 - a) MAA_ALA
Neliökilometriruudun maapinta-ala on laskettu vähentämällä kokonaispinta-alasta alueella olevat vesistöt. Maastotietokannasta on valittu ArcGIS-ohjelmalla järvet ja virtavedet. Vesistö on pilkottu ruutujen mukaan toiminnolla INTERSECT ja jokaiselle kohteelle on lisätty tieto neliökilometriruudun ID:stä. Uuteen sarakkeeseen on laskettu vesikohteiden pinta-alat, joista lasketaan toiminnolla SUMMARIZE summat ruuduittain (ID:n mukaan). Erillinen yhteenvetotaulukko yhdistetään kattavasti inventoituihin ruutuihin toiminnolla JOIN.
 - b) OJIT1 ja OJIT_YHT
Ruudulla olevien soiden pinta-alat hehtaareissa on laskettu kahteen muuttujaan. OJIT1-muuttujassa on mukana ojittamattomat suot tai suot, joiden pinta-alasta alle 1 % on ojitusvaikutuksen alainen. OJIT_YHT muuttujassa on soita, joiden ojitusprosentti on alle 30 %. Maastotietokannasta on poimittu erilleen kaikki suot ja ojat. Tasolle ojat on tehty 25 metrin vaikutusalueet toiminnolla BUFFER. Suot-tason kaikki toisiaan koskettavat suot yhdistettiin MERGE-toiminnolla. Suon kokonaispinta-alasta laskettiin ojien vaikutusalue prosentteina. Tämän jälkeen valittiin uusille tasoille suot, joissa ojitusvaikutus on alle 1 % tai alle 30 %. Molemmille tasoille tehtiin INTERSECT-toiminnolla ruutukohtaiset suot, joista laskettiin pinta-alat. Ruutujen ID-arvojen mukaan laskettiin pinta-alat yhteen ja liitettiin uusi yhteenvetotaulukko kattavasti inventoituihin ruutuihin toiminnolla JOIN
 - c) TIE_KM
Maastotietokannasta valittiin kaikki tiet. Toiminnolla intersect saatiin ruutukohtaiset tiet. Teiden pituus laskettiin toiminnolla LENGHT. Kilometreinä olevat tiedot laskettiin ruutukohtaisesti yhteen toiminnolla SUMMARIZE ja tulokset liitettiin toiminnolla JOIN kattavasti inventoituihin ruutuihin.
 - d) RAKENNUS
Aluemuotoiset rakennukset poimittiin maastotietokannasta ja INTERSECT -toiminnolla annettiin tieto sijaintiruudusta. Jos rakennus on sijainnut useammassa ruudussa, se on leikattu ja esiintyy kaikissa sijaitsemisissaan ruuduissa. Jokaiselle rakennukselle annettiin arvo 1 ja laskettiin yhteen ruutukohtaisesti toiminnolla SUM. Ruutuun vaikuttavien rakennusten lukumäärä yhdistettiin toiminnolla JOIN kattavasti inventoituihin ruutuihin.
- 2) Maanmittauslaitoksen SLICES-maankäyttötietokanta vuodelta 2010. Eri organisaatioiden tietoja yhdistelemällä on kuvattu maankäyttöä ja sen peitteisyyttä. Hierarkkisesti luokitellussa aineistossa on asumiseen, teollisuuteen, tukitoimiin kuten tiet, maatalouteen, metsätalouteen ja vesistöihin liittyviä alaluokkia.
 - a) PELLOT
Muuttujaan on yhdistetty SLICES tietokannasta kaikki viljelymaa ja maastotietokannasta pellot. Tämän jälkeen peltoalueista on poistettu, SLICES tietokannasta poimitut tiet, varastoalueet ja Maastotietokannan vesistöt. Tarkoituksena oli tarkentaa peltojen reuna-alueita. Toiminnolla INTERSECT on pellot muutettu ruutukohtaisiksi ja laskettu uuteen sarakkeeseen pinta-ala. SUM toiminolla on yhdistetty ID:n mukaan ruutukohtaiset peltopinta-alat, jotka liitettiin JOIN toiminnolla kattavasti inventoituihin ruutuihin.

- 3) Maaseutuviraston peltorekisteri vuodelta 2012 sisältää tiedon peltolohkoista, jotka ovat oikeutettu pinta-alaperusteiseen EU-tukeen.
 - a) LAIDUN
Muuttujassa on MAVI:n peltolohkot leikattu muuttujalla PELLOT. Jäljelle jää alueet, jotka eivät ole peltoja, mutta saavat EU-tukea. Näitä alueita ovat luonnon monimuotoisuus- ja perinnebiotooppisopimusten alaiset alueet. Ruutukohtainen pinta-ala laitumille on saatu toiminnolla INTERSECT ja laskemalla pinta-ala, summaamalla pinta-alat ID:n perusteella ja liittämällä tieto kattavasti inventoituihin ruutuihin.
- 4) Geologisen tutkimuslaitoksen kallioperäkartta mittakaavassa 1:200 000 on tehty vuonna 2009. Siinä on vektorimuotoisessa aineistossa kallioperän kivilajit.
 - a) KALLIO_HYV
Muuttujaan on poimittu kivilajit: dioriitti, gabro, fylliitti, peridotiitti, kvartsidioriitti ja amfiboliitti. Toiminnolla intersect on saatu ruutukohtaiset tiedot alueen kivilajeista, joista on laskettu pinta-alat. Toiminnolla SUMMARIZE saadaan ruutukohtaiset pinta-alat, jotka liitetään kattavasti inventoituihin ruutuihin toiminnolla JOIN.
- 5) Geologian tutkimuskeskuksen maaperäkartta on mittakaavaltaan 1:20 000. Vektoriaineisto on vuosilta 1972–2007, siinä on esitetty pinta- ja pohjamaa maalajeittain.
 - a) MP_HH
Maaperäkartasta on poimittu hiesu- ja hieno hieta -maat, joille on saatu ruutukohtaiset pinta-alat toiminnoilla INTERSECT, SUMMARIZE ja JOIN.
- 6) Metsäntutkimuslaitokselta on saatavana monilähteisen Valtakunnan metsien inventoinnin kartta-aineistoja vuodelta 2011. Metsä- ja suotyyppien selvittämiseen käytettiin seuraavia karttoja: kasvupaikan päätyyppi ja kasvupaikka. ArcGIS-ohjelmalla laskettiin kahdesta rasterista toiminnolla raster calculator (päätyyppi*10+kasvupaikka) uusi rasteri. Kangasmaita: lehto, lehtomainen kangas, tuore kangas ja kuivahko kangas. Korpia: ruohoinen, mustikkainen ja puolukkainen. Rämeitä: ruohoinen, suursarainen, piensarainen, isovarpuinen ja rahkainen. Nevoja: ruohoinen, suursarainen ja rahkainen.
 - a) LEHTO_P
Metsä- ja suotyyppinä kuvaavasta rasterista luokiteltiin RECLASS-toiminnolla vain lehdot erilleen ja otettiin lehtopikselien keskiarvo kattavasti inventoiduilla ruuduilla. Tulos vastaa lehtojen prosenttiosuutta neliökilometriruudulla.

Liite 2. Mikroilmastoa kuvaavan muuttujan tekeminen

TOPOGRAFISEN SIJAINTI-INDEKSIIN AVULLA LASKETTAVA MAANMUOTOJEN LUOKITTELU	SOLAR RADIATION
<p>Maanmittauslaitoksen laserkeilausaineistosta LAsTools-ohjelmalla laskettava korkeusmalli 10 m resoluutiolla toimii mallin lähtöaineistona.</p> <p>Malli tehdään SAGA-GIS-ohjelmalla. Se pohjautuu topografiseen sijainti-indeksiin, joka kuvaa maanmuotoja suhteessa naapurustoon sijaintiin.</p> <p>Tulokseksi saadaan 10 luokkaa: streams (0), midslope drainages (1), upland drainages (2), valleys (3), plains (4), open (5), upper slopes (6), local ridges (7), midslope ridges (8) ja high ridges (9).</p> <p>Vähensin luokkia yhdistämällä luokat 0–2, 3–4, 5–6 ja 7–9, ArcGISohjelman RECLASS-toiminnolla.</p>	<p>Maanmittauslaitoksen laserkeilausaineistosta LAsTools-ohjelmalla laskettava korkeusmalli 10 m resoluutiolla toimii mallin lähtöaineistona.</p> <p>ArcGIS-ohjelmalla lasketaan vuoden ajalta auringon säteilyn määrä maaston_muotojen mukaan. Laskenta tehdään kerran viikossa, päivän ajalta lasketaan kahdesti tunnissa auringon paisteen määrää. Tulokset ovat jaettu neljään ryhmään käyttäen Natural Breaks Jenks luokittelua ArcGis-ohjelmassa. Luokat ovat varjainen (1), puolivarjainen (2), normaali (3) ja aurinkoinen (4). Ylivoimaisesti suurin luokka on normaali.</p>

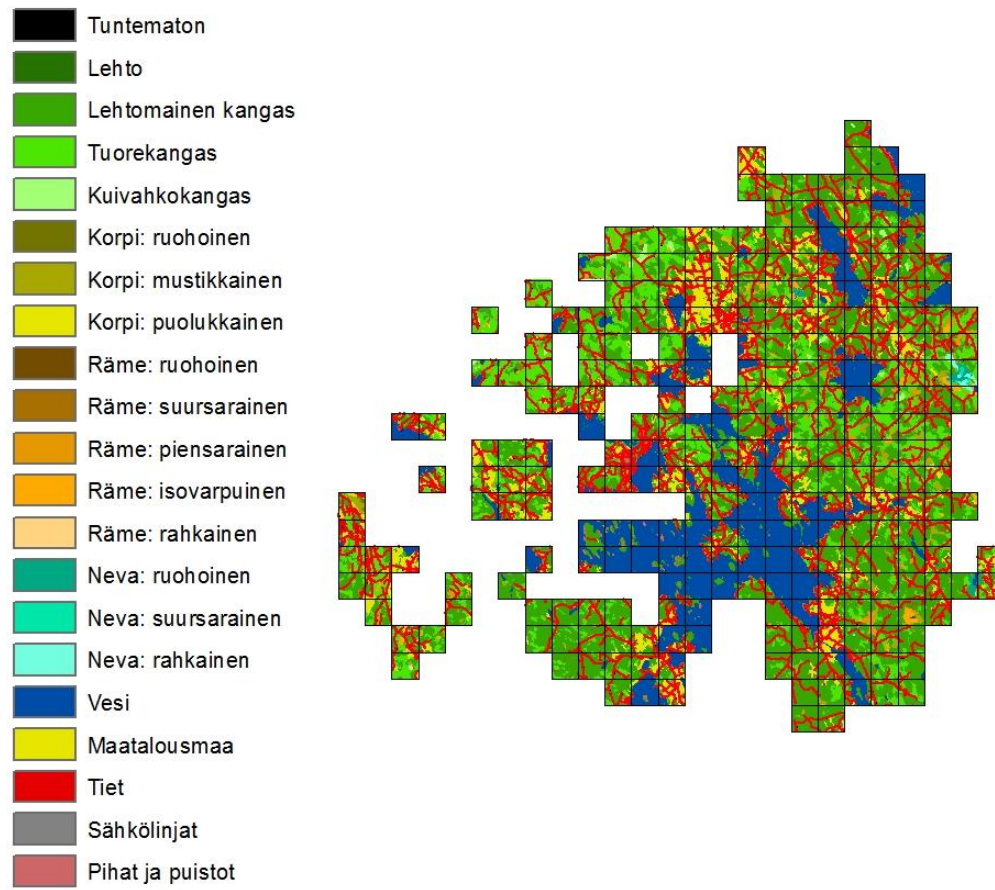
Topografisen korkeusmallin ja solar radiation -tuloksen rasteripintojen yhdistäminen tapahtui ArcGISin raster calculator -toiminnolla (topologinen korkeusmalli *10 + solar radiation). Rasteri pilkottiin split raster toiminnolla kasvivuutuja vastaaviin neliökilometriruutuihin (ks. Kuva 1 tämän liitteen sisällä), joista kattavasti inventoidut ruudut vietiin FRAGSTATS-ohjelmaan. Maiseman rakennetta tutkivalla FRAGSTATS-ohjelmalla laskettiin mikroilmastoa kuvaavasta rasterista Shannonin diversiteetti-indeksi jokaiselle ruudulle.



Kuva 1. Mikroilmastoa kuvaava rasterikartta kattavasti inventoiduilta ruuduilta.

Liite 3. Elinympäristöjen määrää kuvaavan muuttujan tekeminen

- 1) Tutkimusalueen ilmakuvan kuviointi ohjelmalla Trimble eCognition. Käytettiin algoritmia multiresolution segmentation. Käytettiin seuraavia parametreja: Scale parameter 40, shape 0,3 ja compactness 0,7. Arvot valittiin kokeilemalla ja arvioimalla metsäkuvioiden järkevyyttä.
- 2) Kuvioitua tasoa päivitetään maankäytön tiedoilla, joka tapahtuu ArcGIS-ohjelman UPDATE-toiminnolla. Kuvion maankäyttötyypiksi valittiin pinta-alaltaan suurin kyseessä olevalla kuviolla esiintynyt maankäyttömuoto.
 - a) SLICES-tietokanta on maanmittauslaitoksen maankäyttöä kuvaava polygonikartta vuodelta 2012. Sieltä poimittiin viisi maankäytön luokkaa.
 - i) TIET: yksityis- ja yleiset tiet, sorakuopat, varastot ja teollisuusalueet
 - ii) PIHAT & PUISTOT: kerrostalot, rivitalot, pientalot, mökit, puistot, liikerakennukset, toimistot, yleiset rakennukset, maatilat, muu maatalouden rakennettu maa, hedelmä ja marjaviljelmät, taimistot ja katetut viljelmät ja urheilupaikat.
 - iii) SÄHKÖLINJAT: energihuollon alueet
 - iv) PELLOT: viljelyksessä, hylätyt, nurmella
 - b) Maanmittauslaitoksen maastotietokanta
 - i) VEDET: järvet ja virtavedet
 - ii) PELLOT (yhdistettiin aikaisempaan pellot-luokkaan)
- 3) Metsäntutkimuslaitoksen rasterimuotoisista teemakartoista metsä- ja suotyyppien selvittämiseen käytettiin karttoja: kasvupaikan päätyyppi ja kasvupaikka. ArcGIS-ohjelmalla laskettiin kahdesta rasterista toiminnolla raster calculator (päätyyppi*10+kasvupaikka) uusi rasteri. Kangasmaita: lehto, lehtomainen kangas, tuore kangas ja kuivahko kangas. Korpia: ruohoinen, mustikkainen ja puolukkainen. Rämeitä: ruohoinen, suursarainen, piensarainen, isovarpuinen ja rahkainen. Nevoja: ruohoinen, suursarainen ja rahkainen.
 - i) METSÄ- JA SUOTYYPIT: ilmakuvasta kuvioiduille aluepolygoneille määritettiin luokka rasterin päätyypin mukaan ArcGIS-ohjelman toiminnolla ZONAL STATISTIC.
- 4) Kolme suurinta tuntematonta aluetta, joille ei löytynyt luokkaa korjattiin ilmakuvan tarkastelun perusteella käsin.
- 5) Vektorimuotoinen taso muutetaan rasteriksi ArcGIS-ohjelman toiminnolla POLYGON TO RASTER. Rasteriruudun koko on 5×5 m, koska teiden näkyminen aineistossa ei muuten onnistu. Rasteriruudun luokka määräytyy edustettuina olevien luokkien pinta-alan perusteella; jos yhtä vahvoja luokkia ruuduissa on, alkuperäisaineiston polygoneista suurin määrittää luokan.
- 6) Rasteri leikataan ArcGIS-ohjelman SPLIT RASTER -toiminnolla kasvuruutuja vastaaviin $1000 \text{ m} \times 1000 \text{ m}$ ruutuihin. Valmis kartta kuvana 2 tämän liitteen lopussa.
- 7) Maiseman heterogeenisyyttä kuvaavat EY_PR ja EY_SIDI indeksit lasketaan FRAGSTATS-ohjelmalla kattavasti inventoiduilta ruuduilta. Valikon landscape diversity indekseistä mukana on PR eli luokkien lukumäärä ruudulla ja Simpsonin indeksi.



Kuva 2. Alueen heterogeenisyyttä kuvaava rasterikartta