

Ravinnetason ja ojituksen vaikutus suokasvillisuuden monimuotoisuuteen ja lajikoostumukseen



Hilja Vuori
Bio- ja ympäristötieteiden laitos
PL 35
40014 Jyväskylän yliopisto
hilja.vuori@jyu.fi

Santtu Kareksela
Bio- ja ympäristötieteiden laitos
PL 35
40014 Jyväskylän yliopisto
santtu.kareksela@jyu.fi

Tuomas Haapalehto
Metsähallitus, Etelä-Suomen luontopalvelut
PL 36 (Kalevankatu 8)
40101 Jyväskylä
tuomas.haapalehto@metsa.fi

Janne S. Kotiaho
Bio- ja ympäristötieteiden laitos
PL 35
40014 Jyväskylän yliopisto
janne.kotiaho@jyu.fi

Kansikuva: Näkymä soiden ennallistamisseurannan koealalta Salamajärven kansallispuistossa.
Kuva: Santtu Kareksela.

Översättning: Pimma Åhman.



© Metsähallitus, Vantaa 2013.

ISSN-L 1235-6549
ISSN (verkkojulkaisu) 1799-537X
ISBN 978-952-295-004-8 (pdf)

Hilja Vuori, Santtu Kareksela, Tuomas Haapalehto ja Janne S. Kotiaho

Ravinnetason ja ojituksen vaikutus suokasvillisuuden monimuotoisuuteen ja lajikoostumukseen



METSÄHALLITUS

KUVAILULEHTI

JULKAISIJA	Metsähallitus	JULKAISUAIKA	25.1.2013
TOIMEKSIANTAJA		HYVÄKSYMISPÄIVÄMÄÄRÄ	
LUOTTAMUKSELLISUUS	Julkinen	DIAARINUMERO	
SUOJELUALUETYYPPI/ SUOJELUOHJELMA			
ALUEEN NIMI			
NATURA 2000-ALUEEN NIMI JA KOODI			
ALUEYKSIKKÖ			
TEKIJÄ(T)	Hilja Vuori, Santtu Kareksela, Tuomas Haapalehto ja Janne S. Kotiaho		
JULKAISUN NIMI	Ravintetason ja ojituksen vaikutus suokasvillisuuden monimuotoisuuteen ja lajikoostumukseen		
TIIVISTELMÄ	<p>Lajistollisessa monimuotoisuudessa on havaittavissa ajallista ja paikallista vaihtelua, joka on jo vuosisatojen ajan innoittanut ekologeja selvittämään lajirikkauden määrittäviä tekijöitä. Muun muassa pinta-alan, elinympäristön heterogeenisyyden, energian ja resurssien saatavuuden sekä erilaisien häiriöiden on havaittu vaikuttavan lajistolliseen monimuotoisuuteen. Osa monimuotoisuuteen vaikuttavista prosesseista on yhä huonosti tunnettuja, ja yksittäisen tekijän vaikutusta voi olla vaikea tulkita, sillä eri tekijät ovat keskenään vuorovaikutuksessa.</p> <p>Tämän tutkimuksen tavoitteena oli selvittää suokasvillisuusyhteisöjen avulla, vaikuttavatko resurssit tai häiriö (1) yhteisön lajimäärään (alfa-diversiteetti), (2) yhteisöjen väliseen lajistolliseen monimuotoisuuteen (beta-diversiteetti) ja (3) yhteisön lajikoostumukseen, sekä onko resurssilla ja häiriöllä edellä mainittuihin tekijöihin yhdysvaikutusta. Tutkittavana resurssina oli suon ravintetaso, joita oli kaksi, rehevä ja karu. Tarkasteltavana häiriökäsittelynä oli ojitus, jolla samoin oli kaksi tasoa, ojitettu ja luonnontilainen. Kysymyksiä tarkasteltiin kolmella eri suotyypillä (korvet, rämeet ja avosuot) sekä putkilokasvi- ja lehtisammalyhteisöillä erikseen. Tutkimus toteutettiin Metsähallituksen valtakunnallisen soiden ennallistamisen seurantaverkoston kasvillisuusseurantakohteilla.</p> <p>Rehevillä kohteilla oli poikkeuksetta enemmän lajeja kuin karuilla. Sen sijaan ojitus ei vaikuttanut lajimäärään. Myös beta-diversiteetti oli enimmäkseen rehevillä kohteilla korkeampi kuin karuilla, mutta ojituksen vaikutus beta-diversiteettiin ei ollut yksiselitteinen. Ojitettujen kohteiden lajikoostumus poikkesi luonnontilaisista, joten kohteilla on tapahtunut ojituksen myötä paikallisia sukupuuttoja tai uusien lajien kolonisaatiota. Koska lajimäärä kuitenkin säilyi ojituksessa muuttumattomana, sukupuuttojen ja kolonisaatioiden määrä oli tasapainossa. Ero lajimäärässä karujen ja rehevien kohteiden välillä säilyi yhä lajikoostumuksen muuttuttua, joten häiriö ei muuttanut resurssien ja lajimäärän välistä suhdetta. Alfa- ja beta-diversiteetti eivät tässä tutkimuksessa osoittautuneet kovin hyödyllisiksi mittareiksi häiriön aiheuttaman yhteisömuutoksen tarkastelussa, sillä ne voivat säilyä muuttumattomana, vaikka yhteisön lajisto muuttuu merkittävästi. Erityisesti lajikoostumuksessa tapahtuneet muutokset saadaan näkyviin käyttämällä lajien läsnäoloon perustuvaa indeksiä. Tulokset osoittavat, että suolajien leviämiskyky on merkittävä tekijä alkuperäisen yhteisörakenteen palautumisen kannalta.</p>		
AVAINSANAT	suot, kasvillisuus, alfa-diversiteetti, beta-diversiteetti, häiriö, lajikoostumus, lajimäärä, resurssit		
MUUT TIEDOT			
SARJAN NIMI JA NUMERO	Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 201		
ISSN-L	1235-6549	ISBN (PDF)	978-952-295-004-8
ISSN (VERKKOJULKAISU)	1799-537X		
SIVUMÄÄRÄ	39 s.	KIELI	suomi
KUSTANTAJA	Metsähallitus	PAINOPAIKKA	
JAKAJA	Metsähallitus, luontopalvelut	HINTA	

PRESENTATIONSBLAD

UTGIVARE	Forststyrelsen	UTGIVNINGSDATUM	25.1.2013
UPPDRAGSGIVARE		DATUM FÖR GODKÄNNANDE	
SEKRETESSGRAD	Offentlig	DIARIENUMMER	
TYP AV SKYDDSSOMRÅDE/ SKYDDSPROGRAM			
OMRÅDETS NAMN			
NATURA 2000-OMRÅDETS NAMN OCH KOD			
REGIONENHET			
FÖRFATTARE	Hilja Vuori, Santtu Kareksela, Tuomas Haapalehto och Janne S. Kotiaho		
PUBLIKATION	Trofinivåns och dikningens inverkan på myrvegetationens mångfald och artsammansättning		
SAMMANDRAG	<p>Artrikedomen uppvisar både tidsmässig och spatial variation, vilket redan under flera århundraden har inspirerat ekologer att utforska de faktorer som påverkar artrikedomen. Bland annat arealen, livsmiljöns heterogenitet, tillgången på energi och resurser samt olika störningar har visat sig påverka artrikedomen. Man känner fortfarande bristfälligt till en del av de processer som inverkar på artantalet, och enskilda faktorer som inverkar kan vara svår att få fram för att de olika faktorerna står i växelverkan med varandra.</p> <p>Målet för denna undersökning var att utreda i myrvegetationssamhällen om resurserna eller en störning har en inverkan på (1) artantalet i samhället (alfa-diversitet), på (2) artrikedomen mellan olika samhällen (beta-diversitet) och på (3) samhällets artsammansättning, samt om resurserna och störningen samverkar på dessa. Den resurs man granskade här var myrens trofinivå, som man hade två olika nivåer av, näringsrik och karg. Den störning man granskade i undersökningen var dikning, som man också hade två nivåer av, dikad och i naturtillstånd. Dessa frågor undersöktes på tre myrtyper (skogskärr, tallmyrar, öppna myrar) och dessutom skilt för kärlväxt- och blad-mossamhällena. Undersökningen gjordes på vegetationsuppföljningsområden som ingår i Forststyrelsens riksomfattande nätverk av uppföljningsområden för myrrestaurering.</p> <p>På de näringsrika undersökningsområdena förekom det genomgående mer arter än på de karga. Däremot inverkade dikningen inte på artantalet. Även beta-diversiteten var mestadels högre på de näringsrika undersökningsområdena än på de karga, men dikningen hade inte en entydig inverkan på beta-diversiteten. Artsammansättningen i de dikade områdena skilde sig från den i områdena i naturtillstånd, så till följd av dikning har arter lokalt dött ut eller nya arter koloniserat ställena. Eftersom artantalet ändå inte förändrades efter dikningen, var antalet utdöda och antalet koloniserande arter i balans. Skillnaden i artantalet mellan de karga och de näringsrika områdena förändrades inte trots att artsammansättningen förändrades, så störningen ändrade inte på förhållandet mellan resurserna och artantalet. Varken alfa- och beta-diversiteten visade sig i denna undersökning att vara en speciellt nyttig indikator på förändringar i samhällen som orsakas av en störning, för de kan förbli oförändrade trots att arterna i samhället förändras betydligt. Förändringar i artsammansättningen fås fram framför allt genom att man använder ett index som baserar sig på data om arters förekomst eller icke-förekomst. Resultaten visar att myrarternas spridningsförmåga är en betydande faktor för att det ursprungliga samhällets struktur ska kunna återhämta sig.</p>		
NYCKELORD	myrar, vegetation, alfa-diversitet, beta-diversitet, störning, artsammansättning, artantal, resurser		
ANDRA UPPGIFTER			
SERIENS NAMN OCH NUMMER	Forststyrelsens naturskyddspublikationer. Serie A 201		
ISSN-L	1235-6549	ISBN (PDF)	978-952-295-004-8
ISSN (ONLINE)	1799-537X		
SIDANTAL	39 s.	SPRÅK	finska
FÖRLAG	Forststyrelsen	TRYCKERI	
DISTRIBUTION	Forststyrelsen, naturtjänster	PRIS	

DOCUMENTATION PAGE

PUBLISHED BY	Metsähallitus	PUBLICATION DATE	25.1.2013
COMMISSIONED BY		DATE OF APPROVAL	
CONFIDENTIALITY	Public	REGISTRATION NO.	
PROTECTED AREA TYPE / CONSERVATION PROGRAMME			
NAME OF SITE			
NATURA 2000 SITE NAME AND CODE			
REGIONAL ORGANISATION			
AUTHOR(S)	Hilja Vuori, Santtu Kareksela, Tuomas Haapalehto and Janne S. Kotiaho		
TITLE	The effect of nutrient level and drainage on mire vegetation diversity and species composition		
ABSTRACT	<p>There is temporal and spatial variation in species diversity, which has inspired ecologists to seek for factors defining species richness for centuries. Area, habitat heterogeneity, availability of energy and resources and various disturbances, among other things, have been found to have an effect on species diversity. Some of the processes acting on species diversity are still poorly known. Besides, the effect of a single factor can be hard to interpret as many factors interact with each other.</p> <p>The aim of this study was to find out by observing mire vegetation communities, whether resources or disturbance have an effect on (1) species richness of community (alpha diversity), (2) variation in species diversity among communities (beta diversity) and (3) species composition of community, and whether resources and disturbance have a joint effect on them. Nutrient level of the mire was the resource of interest, and it had two levels, rich and poor. The disturbance treatment under examination was drainage for forestry, which also had two levels, drained and pristine. The questions were studied with three different mire vegetation types (spruce mires, pine mires and fens) and separately for vascular plants and mosses. The study was carried out on vegetation study sites of the National Peatland Restoration Monitoring Network established by Metsähallitus.</p> <p>In all cases there were more species on nutrient rich than on nutrient poor sites. On the contrary, drainage had no effect on species richness. Beta diversity also was mostly higher on nutrient rich than on nutrient poor sites, but drainage had no unambiguous effect on beta diversity. Species composition of drained sites differed from that of pristine sites, so local extinctions or colonization of new species have taken place as a result of drainage. As drainage had no effect on species richness, numbers of extinctions and colonizations were in balance. The difference in species richness between nutrient rich and nutrient poor sites still remained after a change in species composition, so disturbance did not alter the relationship between resources and species richness. In this study, neither alpha nor beta diversity proved to be a very useful indicator of community change following disturbance, as they can remain unchanged even when the species in a community change substantially. Particularly changes in species composition are revealed by using an index based on presence-absence data. Results indicate that dispersal ability of mire species is an important factor in recovery of the original community structure.</p>		
KEYWORDS	mires, vegetation, alpha diversity, beta diversity, disturbance, resources, species composition, species richness		
OTHER INFORMATION			
SERIES NAME AND NO.	Nature Protection Publications of Metsähallitus. Series A 201		
ISSN-L	1235-6549	ISBN (PDF)	978-952-295-004-8
ISSN (ONLINE)	1799-537X		
NO. OF PAGES	39 p.	LANGUAGE	Finnish
PUBLISHING CO.	Metsähallitus	PRINTED IN	
DISTRIBUTOR	Metsähallitus, Natural Heritage Services	PRICE	

Esipuhe

Vuonna 2004 Metsähallitus aloitti yhteistyössä tutkimuslaitosten kanssa luonnonsuojelualueiden ennallistamisen ja luonnonhoidon seurantasuunnitelman valmistelun (Hokkanen ym. 2005). Seurantasuunnitelma käynnisti soiden seurantaverkon perustamisen, joka on kuvattu seurantasuunnitelmassa (Hyvärinen & Aapala 2009). Seurantaverkoston tavoitteena oli tuottaa tieteellisiin koeasetelmiin perustuvaa aineistoa ennallistamisen vaikutuksista.

Nyt käsillä oleva julkaisu perustuu Hilja Vuoren Jyväskylän yliopistossa tekemään opinnäytetyöhön (Vuori 2012). On merkille pantavaa, että vaikka tutkimus ei suoraan kohdistunut ennallistamisen vaikutusten selvittämiseen, tutkimustulosten merkitystä ennallistamisen kannalta on ollut mahdollista pohtia julkaisussa. Julkaisu on erinomainen esimerkki Metsähallituksen ja tutkimuslaitosten välisestä toimivasta yhteistyöstä: Metsähallitus on osallistunut aineiston keräämiseen ja saanut käyttöönsä tutkimustietoa sovellettavaksi käytäntöön, ja opinnäytetyön tekijälle on tarjoutunut mahdollisuus toteuttaa tämä tieteellisesti korkeatasoinen tutkimus. Ilman tieteellisin menetelmin perustettua seurantaverkosta ja koeasetelmaa tämä ei olisi ollut mahdollista.

Jussi Päivinen,
Suojelualueiden ennallistamisen koordinoinnista
vastaava erikoissuunnittelija,
Metsähallitus, luontopalvelut

Sisällys

1 Johdanto	9
2 Aineisto ja menetelmät	12
2.1 Tutkimuskohteet ja -asetelma.....	12
2.2 Seuranta-alat.....	14
2.3 Aineiston käsittely ja tilastollinen analyysi	15
2.4 Tulosten tulkinnassa huomioitavaa	16
3 Tulokset	18
3.1 Kohdekohtainen lajimäärä (alfa-diversiteetti).....	18
3.2 Kohteiden välinen monimuotoisuus (beta-diversiteetti)	20
3.3 Yhteisön lajikoostumus	22
4 Tulosten tarkastelu	23
4.1 Päätulosten yhteenveto.....	23
4.2 Kohdekohtainen lajimäärä (alfa-diversiteetti).....	23
4.3 Kohteiden välinen monimuotoisuus (beta-diversiteetti)	25
4.4 Yhteisön lajikoostumus	25
4.5 Johtopäätökset	26
5 Tulosten merkitys ennallistamiselle	28
Kiitokset	30
Lähteet	31
Liitteet	
Liite 1 Kasvillisuusinventoinneissa löydetyt putkilokasvi- ja lehtisammallajit luonnontilaisilla ja ojitetuilla kohteilla	35

1 Johdanto

Ekologit ovat havainneet jo vuosisatoja sitten eliölajien runsauden vaihtelevan ajallisesti ja paikallisesti (esim. Bates 1862). Lajien epätasainen jakautuminen on toiminut monien ekologien tutkimuksellisenä innoittajana. Biologisen monimuotoisuuden eli biodiversiteetin vaihteluun vaikuttavat lukuisat eri tekijät, ja yksi ekologian haastavimmista ja mielenkiintoisimmista tutkimusaloista onkin ollut selvittää malleja ja gradientteja, joita eri tekijät noudattavat paikallisessa tai laajemmassa mittakaavassa.

Biodiversiteetillä viitataan eri biologisilla organisaatiotasolla esiintyvään vaihteluun (Gaston & Spicer 2004). Tämä sisältää lajien sisäisen geneettisen monimuotoisuuden, lajistollisen monimuotoisuuden eli lajien määrän sekä kokonaisten ekosysteemien monimuotoisuuden. Tyypillisesti biodiversiteetistä puhuttaessa tarkoitetaan lajirunsausta eli lajien määrää. Lajimäärän on havaittu olevan hyvä biodiversiteetin mittari, koska se usein korreloi positiivisesti monimuotoisuuden muiden osa-alueiden (geneettinen ja ekosysteemien diversiteetti) kanssa (Gaston & Spicer 2004, Vellend & Geber 2005, Pino ym. 2000); toisaalta lajimäärän ja geneettisen monimuotoisuuden välillä saattaa olla myös negatiivinen riippuvuusuhde (Kahilainen ym. 2012). Yksin lajien määrä ei kuitenkaan kerro kaikkea lajien monimuotoisuudesta toisten lajien ollessa runsaita ja toisten harvalukuisia. Myös lajien runsaussuhteiden voidaan ajatella olevan osa biodiversiteettiä (esim. Magurran 2004, Begon ym. 2006). Monimuotoisuutta voidaan lisäksi tarkastella eri mittakaavoissa. Alfa-diversiteetistä puhuttaessa viitataan yhteisön sisäiseen lajimäärään paikallisessa mittakaavassa, kun taas gamma-diversiteetillä tarkoitetaan alueellista (maisematason) lajimäärää (Whittaker 1972). Beta-diversiteetti puolestaan kuvaa paikallisen ja alueellisen lajimäärän välistä suhdetta; se kuvaa yhteisöjen välistä monimuotoisuutta, toisin sanoen yhteisöjen välistä eroa lajimäärässä joko tilassa tai ajassa. On syytä huomata, että yhteisön lajimäärä (alfa-diversiteetti) sekä yhteisöjen välinen monimuotoisuus (beta-diversiteetti) saattavat säilyä muuttumattomana, vaikka yhteisön kaikki lajit vaihtuisivat esimerkiksi häiriössä.

Lajirunsauden vaihtelevia gradientteja on pyritty selittämään monien teorioiden avulla. Hubbell (2001) on esittänyt, että suurin osa yhteisöjen lajikoostumuksen ja -runsauden vaihtelusta kyetään selittämään satunnaisvaihtelun avulla, matemaattisten lainalaisuuksien pohjalta. Tämän ekologisen neutraalteorian mukaan mitkään tietyt ekologiset prosessit eivät määrittele alueen lajirunsausta. Tutkimus on kuitenkin perinteisesti painottunut ympäristössä ajallisesti ja paikallisesti vaihtelevien tekijöiden vaikutuksiin yhteisöjen lajirunsauden muodostumisessa. Monimuotoisuuteen kulloinkin vaikuttavat tekijät riippuvat vahvasti tarkastelumittakaavasta, sillä globaalilla ja paikallisella tasolla toimivat osin erilaiset prosessit (Gaston 2000, Whittaker ym. 2001). Makroekologiset tekijät (leveysaste, korkeus merenpinnasta, ilmasto, pinta-ala ja energia – Rohde 1992, Rosenzweig 1995, Wright 1983, Svavarsson ym. 1993, Patterson ym. 1998, Field ym. 2009) toimivat globaalissa mittakaavassa ja vaikuttavat osaltaan lajirikkauden maailmanlaajuisiin gradientteihin. Paikallistason tekijöiden (mm. habitaatin heterogeenisyys, energia ja resurssit, pinta-ala, häiriöt, bioottiset vuorovaikutukset – Wright 1983, MacArthur 1984, Rosenzweig 1995, Gould & Walker 1997, Connell 1978, Shurin & Allen 2001) avulla puolestaan voidaan selittää pienipiirteisempää vaihtelua niiden alueiden välillä, joilla makroekologiset prosessit vaikuttavat samalla tavalla. Yksittäisen tekijän vaikutusta monimuotoisuuteen voi olla vaikea tulkita, sillä eri tekijät ovat keskenään vuorovaikutuksessa (Wright 1983, Wilson & Tilman 2002). Lisäksi lajirunsaus ja ekosysteemin toiminta vaikuttavat toinen toisiinsa (Loreau 2010), mikä hankaloittaa vaikutusten tulkintoja entisestään.

Resurssien vaikutus lajimäärään on yksi tutkituimpia ekosysteemien ja biodiversiteetin välisiä vuorovaikutuksia. Resurssilla tarkoitetaan kaikkia ympäristön osatekijöitä, joita eliö voi hyödyntää ja samalla kuluttaa eli ottaa muilta pois (Tilman 1982, Tirri 2001). Resurssien rajallisuus johtaa eliöiden väliseen kilpailuun. Eliöiden kannalta rajoittavia resurssseja ovat mm. saatavilla oleva energian määrä (valo, lämpö, kemiallinen energia), vesi sekä ravinteet. MacArthur (1984)

on kuvannut lajirikkauden ja resurssien suhdetta yhteisössä yksinkertaisella mallilla. Yhteisön saatavilla olevia resursseja kuvataan jananalla, joka on R yksikköä pitkä (jonka pituus on R). Kukin laji käyttää osansa resursseista, ja tätä janan osuutta kuvataan sen ekolokeron leveydellä n . Resurssijanalle mahtuu enemmän lajeja, jos (1) resurssien määrä on suurempi, (2) lajit ovat pidemmälle erikoistuneita resurssien käytössään, (3) lajien ekolokerot asettuvat päällekkäin tai jos (4) resurssit hyödynnetään tehokkaammin yhteisön ollessa saturoituneempi. Näiden mekanismien avulla pystytään selittämään huomattava osa lajistollisen monimuotoisuuden alueellisesta vaihtelusta.

Energia on keskeinen erityisesti lajirunsauden maailmanlaajuisiin gradientteihin vaikuttava resurssi. Saatavilla olevan energian määrä voi rajoittaa lajirunsautta (Wright 1983), ja lajimäärä yleensä kasvaakin saatavilla olevan energiamäärän kasvaessa (esim. Srivastava & Lawton 1998). Tämä lajimäärän ja energian suhde (SER, species-energy relationship) voidaan johtaa suoraan lajimäärän ja pinta-alan suhteesta (SAR, species-area relationship – esim. Rosenzweig 1995) ja saari-maantieteellisestä tasapainomallista (MacArthur & Wilson 1967) korvaamalla pinta-ala energialla (Wright 1983). Itse asiassa SAR-hypoteesia voidaan pitää SER-hypoteesin erikoistapauksena, sillä saatavilla olevan energian määrä selittää jopa 70–80 % lajimäärän vaihtelusta ja tämä selityssaste on korkeampi kuin pelkän pinta-alan (Wright 1983).

Empiirisissä tutkimuksissa on havaittu lajimäärän joko kasvavan lineaarisesti resurssimäärän kasvaessa tai ensin kasvavan ja sitten laskevan (Waide ym. 1999, Mittelbach ym. 2001). Esimerkiksi Currie (1991) havaitsi puulajien rikkaiden kasvavan potentiaalisen evapotranspiraation kasvaessa – tässä tapauksessa potentiaalista evapotranspiraatiota on käytetty saatavilla olevan energian epäsuorana mittarina. Cornwell ja Grubb (2003) puolestaan huomasivat kasvien lajirikkauden ensin nousevan ja sitten laskevan maaperän ravinnemäärän lisääntyessä. Eräissä kokeellisissa tutkimuksissa on huomattu lajirikkauden jopa laskevan resurssimäärän noustessa. Tilman (1987) huomasi, että tyypellä lannoitetulla niityllä lajirikkaus oli alhaisempi kuin lannoittamattomalla. Tämä voi johtua siitä, että ravinteiden runsas saatavuus suosii tuotteliaimpien lajien populaatioiden nopeaa kasvua sillä

seurauksella, että muiden lajien osuus biomassasta vähenee. Kasvien lajimäärän on havaittu laskevan ravinnemäärän noustessa myös monissa muissa tutkimuksissa, joissa ravinnemäärää on kokeellisesti manipuloitu (Gough ym. 2000). Kuten muidenkin lajimäärään vaikuttavien tekijöiden kohdalla, myös resurssien ja lajimäärän suhde riippuu vahvasti tarkasteluskalasta (Currie 1991, Waide ym. 1999). Lisäksi on havaittu, että resurssien saatavuus ja lajimäärä voivat vaikuttaa toinen toisiinsa samanaikaisesti (Cardinale ym. 2006), mikä hankaloittaa tulkintaa.

Myös erilaiset häiriöt vaikuttavat yhteisön lajirunsauteen. Elinympäristöjen tuhoutuminen ja ekosysteemien häiriö ihmistoiminnan seurauksena ovat nykyään suurimpia biodiversiteettiä vähentäviä tekijöitä (Tilman ym. 1994). Townsend ja Hildrew (1994) määrittelevät häiriön suhteellisen kertaluontoiseksi tapahtumaksi, joka poistaa organismeja ja vapauttaa tilaa tai muita resursseja muille yksilöille. Pickettin ja Whiten (1985) määritelmä on laajempi: häiriö on tapahtuma, joka häiritsee ekosysteemin, yhteisön tai populaation rakennetta vaikuttamalla joko tilan tai ravintoresurssien saatavuuteen tai muuttamalla fyysistä ympäristöä. Luontaisten häiriöiden, kuten myrskynkaatojen tai metsäpalojen, lisäksi myös ihminen aiheuttaa ekosysteemeille erilaisia häiriöitä (Hannah ym. 1994) – näihin voidaan lukea mm. soiden metsäojitukset.

Tavallisesti häiriötä seuraa ekologinen sukkessio eli eliöyhteisön tiettyyn suuntaan kehittyvä ajallinen muutos (Tirri 2001). Keskitiheiden häiriöiden hypoteesin (Connell 1978) mukaan lajirikkaus on suurimmillaan yhteisöissä, joissa ilmenee intensiteetiltään kohtuullisia häiriöitä keskimääräisellä tiheydellä, sillä säännöllinen häiriö estää tiettyjen lajien dominoimisen yhteisössä ja näin ollen yhteisö sisältää niin pioneeri- kuin kliimaksivaiheen lajeja. Usein sattuva tai voimakas häiriö palauttaa yhteisön sukkession alkuvaiheeseen, jolloin vain muutamat pioneerilajit ehtivät asettua paikalle ennen seuraavaa häiriötä. Jos taas häiriöitä tapahtuu erittäin harvoin, yhteisön lajimäärä vähenee lajienvälisen kilpailun lisääntyessä ja pioneerilajien korvautuessa kliimaksivaiheen lajeilla. Esimerkiksi keskimääräisen laidunnuspaineen on havaittu ylläpitävän suurempaa lajikirjoa kuin alhaisen tai runsaan laidunnuksen (Mwendera ym. 1997). Toisaalta ihmisen aiheuttama häiriö ei välttämättä palau-

ta yhteisöä luontaisen sukkession alkuvaiheeseen, vaan voi ohjata ekosysteemiä luontaisesta sukkessiosta poikkevaan tilaan. Tällöin häiriö voi luoda uudenlaisen elinympäristön, jolle ei ole kehittynyt oman sukkessiovaiheensa lajistoa vaan lajisto voi sisältää useampaan eri ekosysteemiin sopeutuneita lajeja.

Häiriön ja sukkession vaikutukset lajimäärään riippuvat jälleen tarkastelumittakaavasta. Jos alue koostuu eri sukkessiovaiheissa olevista laikuista, diversiteetti on suurempi kuin jos alueella on tapahtunut suuri, yhtenäinen häiriö. Toisin sanoen useita eri sukkessiovaiheita sisällään pitävä alue on heterogeenisempi habitaatti (Gould & Walker 1997). Toisaalta myös erilaisten häiriöiden järjestys voi vaikuttaa lopputulokseen yhteisön lajimäärässä ja -koostumuksessa (Fukami 2001).

Ekosysteemiin kohdistuva häiriö voi vaikuttaa resurssien ja lajimäärän väliseen suhteeseen. Wilson ja Tilman (2002) tutkivat häiriön ja tyypin määrän vaikutusta kasvien lajirikkauteen neljällä eri käsittelytasolla. Kun tyyppiä ei lisätty lainkaan tai sitä lisättiin vain vähän, lajirikkaus oli suurimmillaan keskimääräisellä häiriöitiheydellä, sillä yksivuotiset kasvit pääsivät valtaamaan tilaa monivuotisilta. Kahdella korkeammalla tyyppikäsittelyllä lajirikkaus ei lisääntynyt häiriöitiheyden muuttuessa, sillä kilpailukyvyltään vahvimmat kasvit valtasivat alaa biomassallaan. Dynaamisen tasapainon hypoteesin (Huston 1979) mukaan populaatiokokoon vaikuttavien häiriöiden frekvenssi ja häiriön jälkeinen populaatiokokojen kasvunopeus yhdessä määrittelevät yhteisön lajirunsauden. Hypoteesi ennustaa energian saatavuuden vaikuttavan häiriön ja lajirikkauden väliseen riippuvuuteen siten, että häiriöstä toipuminen on nopeampaa yhteisöissä, joissa energiaa on enemmän saatavilla (Evans ym. 2005). Tämä johtuisi siitä, että populaatiokokojen nopeamman kasvun johdosta ne olisivat vähemmän aikaa alttiita sukupuutolle (Evans ym. 2005). Toisaalta saatavilla olevan energiamäärän edelleen kasvaessa populaatiokokojen nopeampi kasvu voi johtaa poissulkevan kilpailun lisääntymiseen, mikä puolestaan vähentää lajirikkautta (Huston 1979, Tilman 1987).

Resurssien vaikutus on ehkä suurin yksittäinen monimuotoisuutta säätelevä tekijä, ja toisaalta ekosysteemeihin ihmistoiminnan seurauksena kohdistuva häiriö on silmiinpistävin monimuotoisuutta uhkaava tekijä. Tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää, 1) riippuuko yhteisön kohdekohtainen lajimäärä (alfa-diversiteetti) resurssista tai häiriöstä sekä onko resurssilla ja häiriöllä lajimäärään yhdysvaikutusta; toisin sanoen vaikuttaako häiriö lajimäärään eri lailla, kun tarkasteltavien yhteisöjen lähtökohtaiset resurssimäärät ovat erilaiset, 2) riippuuko kohteiden välinen lajistollisen monimuotoisuuden vaihtelu (beta-diversiteetti) resurssista tai häiriöstä sekä onko resurssilla ja häiriöllä beta-diversiteettiin yhdysvaikutusta sekä 3) riippuuko yhteisön lajikoostumus resurssista tai häiriöstä sekä onko resurssilla ja häiriöllä lajikoostumukseen yhdysvaikutusta. Tutkimus toteutettiin suokasvillisuusyhteisöillä ja tutkittavana resurssina käytettiin suon ravinnetasoa sekä häiriönä ojitusta. Kysymyksiä tutkittiin kolmella eri suotyypillä (korvet, rämeet ja avosuot) sekä putkilokasvi- ja lehtisammalyhteisöillä erikseen. Tutkimus tuottaa ekologista perustietoa monimuotoisuuteen vaikuttavista tekijöistä. Lisäksi tuloksia hyödynnetään luonnonsuojelussa soiden ennallistamisen lähtötietona. Jos ymmärrämme ojituksen vaikutuksia lajistoon, voimme ennakoita ennallistamisen vaikutuksia sekä priorisoida ennallistamiskohteita.

2 Aineisto ja menetelmät

2.1 Tutkimuskohteet ja -asetelma

Tutkimus toteutettiin Metsähallituksen valtakunnallisen soiden ennallistamisen seurantaverkoston kasvillisuusseurantakohteilla. Verkoston tarkoituksena on seurata, miten ojitus ja ennallistaminen muuttavat soiden kasvillisuutta ja palautuvatko luonnontilaisen suon rakennepiirteet ojitetulle suolle ennallistamisen jälkeen (Hyvärinen & Aapala 2009). Seurantaverkoston on perustanut Metsähallitus yhteistyössä Jyväskylän yliopiston ja Suomen ympäristökeskuksen kanssa. Ylläpidosta vastaa Metsähallituksen luontopalvelut yhteistyössä tutkimuslaitosten ja yliopistojen kanssa. Seurantakohteet sijaitsevat eri puolilla Suomea valtionmaiden suojelualueilla sekä suojeluohjelmakohteilla.

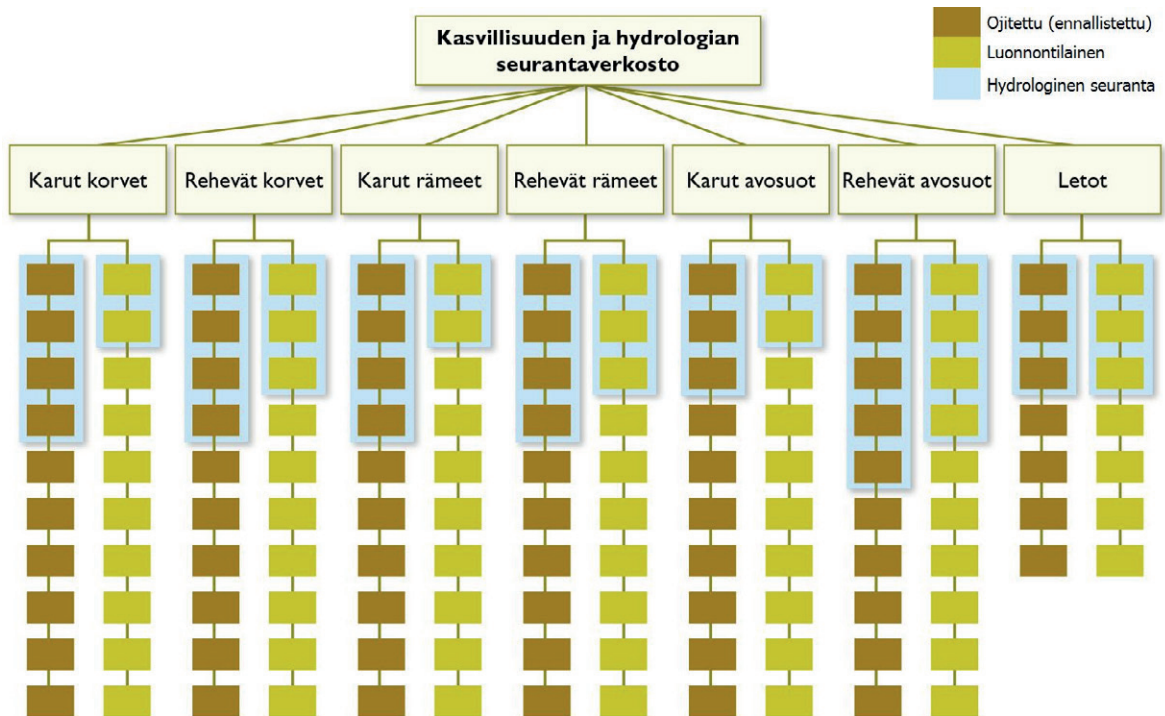
Tähän tutkimukseen sisältyi 115 kohdetta Metsähallituksen ennallistamisen seurantaverkoston kaikkiaan 134 kohteesta, joista 67 on ojitettu noin 50 vuotta sitten (häirityt systeemit) ja 67 on luonnontilassa olevia kontrollikohteita (ei-häirityt systeemit) (kuvat 1 ja 2). Kaikki ojitetut kohteet tullaan myöhemmin ennallistamaan, ja osa niistä on jo ennallistettu. Sekä ojitetut että luonnontilaiset kohteet on jaettu neljään pääsuotyyppiin, korpiin, rämeisiin, avosoihin ja lettoihin (kuva 1). Näiden pääsuotyyppien sisällä kohteet on edelleen luokiteltu ravinnetason mukaan kahteen ryhmään (resurssitasot). Kukin elinympäristötyyppi sisältää näin ollen kymmenen ojitettua kohdetta sekä kymmenen luonnontilaista kontrollikohdetta, lukuun ottamatta lettoja, jot-

ka sisältävät vain seitsemän ojitettua ja seitsemän luonnontilaista kohdetta. Lettokohteet jätettiin kuitenkin tutkimuksen ulkopuolelle, sillä asetelma ei ole niiden osalta tasapainoinen. Lisäksi viisi suunniteltua seurantakohtetta jouduttiin pudottamaan tutkimuksesta pois, sillä kahta ei ollut perustettu vielä kesän 2010 loppuun mennessä, ja kolme hylättiin puutteellisten kasvillisuutta koskevien tietojen vuoksi (taulukko 1).

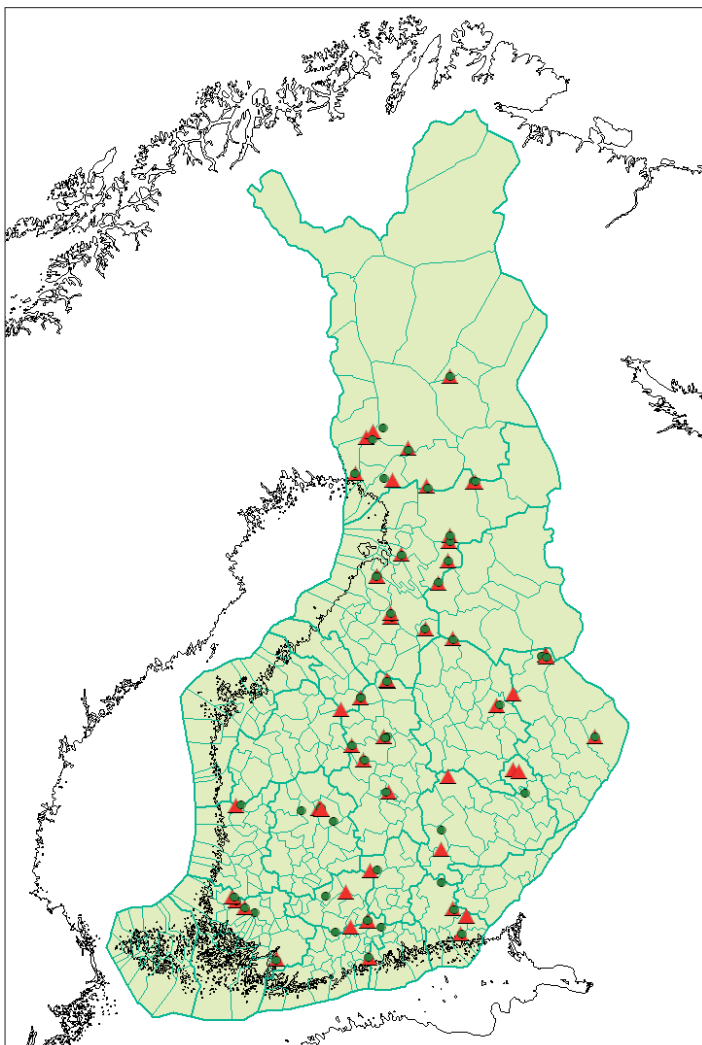
Koe- ja kontrollikohteet on valittu siten, että ne ovat toisistaan hydrologisesti riippumattomia; koe-kohteella tapahtuvat muutokset vesitaloudessa eivät vaikuta kontrollikohteen hydrologiaan, ja päinvastoin. Samassa suoaltaassa voi sijaita useampia kohteita. Seurantaverkoston mukaan otetut kohteet edustavat tyypillisimpiä, yleisimmin ennallistettuja suohabitaattityyppejä (Hyvärinen & Aapala 2009). Luonnontilaiset, keskiravinteiset korvet ovat suokasvillisuustyyppiltään lähinnä mustikkakorpiä ja vastaavat ojitetut mustikkaturvekankaita ja muuttumia. Rehevät korvet sisältävät ruoho- ja heinäkorpia sekä ruohomustikkakorpiä, ja vastaavia muuttumia tai turvekankaita. Karut rämeet ovat kasvillisuustyyppiltään isovarpu- ja tupasvillarämeitä sekä vastaavia muuttumia, kun taas rehevät rämeet ovat sararämeitä sekä näiden muuttumia. Luonnontilaiset, karut avosuot sisältävät lyhytkortisia, välipintaisia nevoja ja vastaavia muuttumia, rehevät avosuot taas ovat oligo- tai korkeintaan mesotrofisia suursaranevoja.

Taulukko 1. Tutkimukseen sisältyvien kohteiden lukumäärä (N) kunkin suotyyppin, käsittelyn ja ravinnetason mukaan määräytyvän ryhmän sisällä.

Suotyyppi	Käsittely	Ravinnetaso	N
Korpi	Ojitettu	Karu	10
		Rehevä	8
	Luonnontilainen	Karu	10
		Rehevä	9
Räme	Ojitettu	Karu	10
		Rehevä	10
	Luonnontilainen	Karu	10
		Rehevä	10
Avosuo	Ojitettu	Karu	10
		Rehevä	9
	Luonnontilainen	Karu	9
		Rehevä	10



Kuva 1. Metsähallituksen soiden ennallistamisen seurantaverkoston kasvillisuusseurantakohteet. Ruskeat laatikot kuvaavat ojitettuja/ennallistettuja kohteita ja vihreät laatikot luonnontilaisia kontrollikohteita. Kuvassa näkyy lisäksi sinisellä pohjavärillä hydrologiseen seurantaan kuuluvat kohteet, mutta ne eivät ole oleellisia tämän tutkimuksen kannalta. Kuva: Metsähallitus.



Kuva 2. Tutkimuskohteiden sijainti. Punaiset kolmiot kuvaavat ojitettuja kohteita ja vihreät ympyrät luonnontilaisia kontrollikohteita. Pääallekkäin osuvat symbolit ovat vierekkäisiä kohteita tai saman suon hydrologisesti itsenäisiä osia. Tutkimuskohteita on yhteensä 115. © Metsähallitus 2013, © Maanmittauslaitos 1/MML/13.

2.2 Seuranta-alat

Seurantaverkoston kaikilla kohteilla on tehty ensimmäinen kasvillisuusseuranta ennen ennallistamista, jotta kohteita voidaan ennallistamisen jälkeen verrata lähtötilanteeseen muutosten toteutukseksi. Tutkimus perustuu tähän aineistoon. Kohteiden perustaminen ja kasvillisuustietojen kerääminen aloitettiin vuonna 2007. Viimeiset tässä tutkimuksessa käytetyt kohteet on perustettu ja seurannat tehty kesällä 2010. Jatkossa kasvillisuusseurannat tehdään ensimmäisen kerran kaksi vuotta ennallistamisen jälkeen, seuraavan kerran viisi vuotta ennallistamisen jälkeen ja tästä eteenpäin aina viiden vuoden välein.

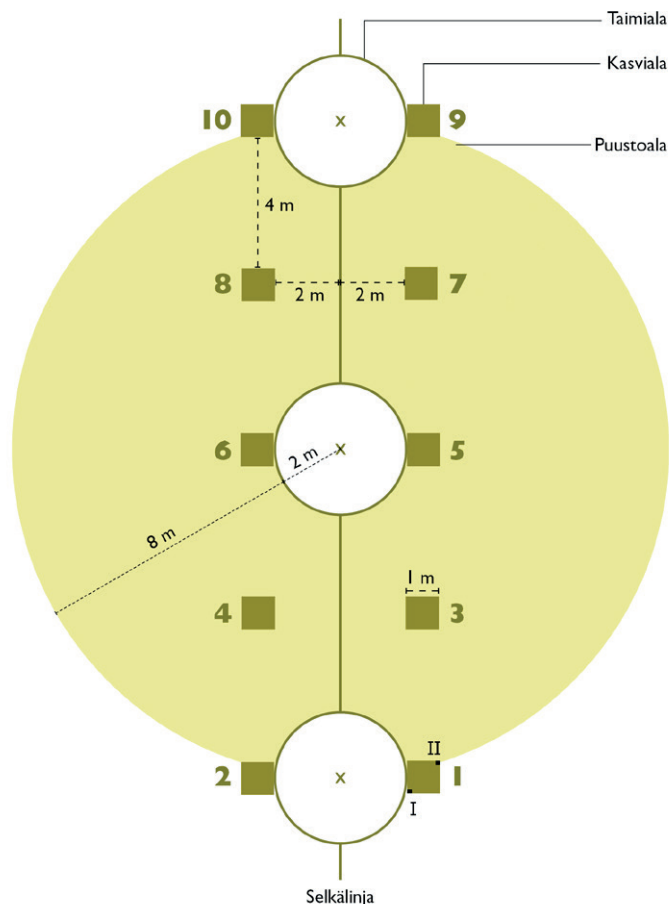
Kullekin ojitetulle (ennallistettavalle) kohteelle sekä luonnontilaiselle kontrollikohteelle on perustettu samanlaiset pysyvät seuranta-alat (kuva 3). Seuranta-alat on sijoitettu ojitetuilla kohteilla saran alimmalle pinnalle ojien väliin ja luonnontilaisilla kohteilla väli- tai väli-rimpipinnalle. Ojitetuilla kohteilla selkälinja on pyritty sijoittamaan siten, että se kulkee mahdollisim-

man keskellä sarkaa ojien suuntaisesti ja sen etäisyys lähimmästä ojasta on vähintään 15 metriä. Luonnontilaisilla kohteilla selkälinja on sijoitettu mahdollisimman keskelle edustavaa suon osaa.

Kukin seuranta-ala sisältää kymmenen toisiinsa nähden systemaattisesti sijoitettua, yhden neliömetrin kokoista kasvillisuusruutua. Ruudut sijaitsevat kahdessa vierekkäisessä rivissä selkälinjan molemmin puolin, neljän metrin päässä toisistaan. Kunkin ruudun kaksi kulmaa on merkattu pysyvin nurkkakepein. Muun kuin väli- tai väli-rimpipinnan osuus ruudusta ei saa ylittää kymmentä prosenttia, eikä ruuduilla saa kasvaa isoja taimia tai puita. Ongelmatapauksissa ruutuja on jouduttu siirtämään, mikä on tapahtunut systemaattisesti seurantaohjeen mukaisesti (Hyvärinen & Aapala 2009).

Ruuduilta on inventoitu kaikki niillä esiintyvät putkilokasvi- ja lehtisammallajit sekä arvioitu silmämääräisesti lajien ruutukohtaiset prosenttipeittävydet. Jos lajia ei ole kyetty määrittämään maastossa, siitä on otettu näyte, ja näytteet on myöhemmin määritetty mikroskooppisesti.

Peittävydet on arvioitu prosentin tarkkuudella. Poikkeuksena ovat alle prosentin peittävät lajit, joiden kohdalla on käytetty 0,5 prosentin tarkkuutta. Kaikki alle puolen prosentin peittävydet on merkitty arvolla 0,2 %. Tässä tutkimuksessa kuitenkin hyödynnettiin vain tietoa lajien läsnäolosta niiden runsauksien sijaan, sillä tieto läsnäolosta on vertailukelpoisempaa ja kiinnostus kohdistui lajikoostumukseen (ks. tulosten tarkastelu).



Kuva 3. Kasvillisuusseuranta-alueen seuranta-ala. Kasvillisuusruudut on merkitty numeroin yhdestä kymmeneen. Kunkin kasvillisuusruudun kulmat on merkitty pysyvästi maastoon kuvan osoittamilla numeroilla I ja II. Seuranta-ala sisältää myös kuvassa näkyvät puusto- ja taimialat, mutta niitä ei käsitellä tekstissä, sillä niiltä kerättyä aineistoa ei hyödynnetä tässä tutkimuksessa. Kuva: Metsähallitus.

2.3 Aineiston käsittely ja tilastollinen analyysi

Aineistosta tarkasteltiin kohteiden kokonaislajimäärää (alfa-diversiteetti), kohteiden välistä lajistollista vaihtelevuutta (beta-diversiteetti) sekä lajikoostumusta. Kohdekohtaisena lajimääränä eli alfa-diversiteettinä käytettiin kultakin kohteelta löytyneiden putkilokasvien ja lehtisammalten kokonaismäärää. Kunkin kohteen kohdekohtainen lajimäärä on siis kaikkien kohteelta löytyneiden lajien määrä erikseen putkilokasveille ja lehtisammalille.

Luonnontilaistenkin kohteiden välillä on lajistollista vaihtelua saman suotyypin sisällä. Tätä kohteiden välistä monimuotoisuutta eli beta-diversiteettiä mitattiin Whittakerin kaavalla

$$\beta_w = \frac{S}{\bar{\alpha}} \quad (1)$$

jossa S on vertailtavien kohteiden kokonaislajimäärä, gamma-diversiteetti, ja $\bar{\alpha}$ on vertailtavien kohteiden lajimäärän keskiarvo (Magurran 2004). Kaavan oletuksena on vertailtavien kohteiden standardikoko. Beta-diversiteetin arvo laskettiin kunkin kohdeparin välille jokaisen vertailtavan ryhmän sisällä. Tässä tapauksessa gamma-diversiteetti oli siis kahden kohteen kokonaislajimäärä, ja keskiarvo oli kahden vertailtavan kohteen lajimäärän keskiarvo. Ryhmät muodostuivat suotyypin, ravinnetason ja käsittelyn mukaisesti, joten niitä oli yhteensä kaksitoista: 1) karut, ojitetut korvet, 2) karut, luonnontilaiset korvet, 3) rehevät, ojitetut korvet, 4) rehevät, luonnontilaiset korvet, 5) karut, ojitetut rämeet, 6) karut, luonnontilaiset rämeet, 7) rehevät, ojitetut rämeet, 8) rehevät, luonnontilaiset rämeet, 9) karut, ojitetut avosuot, 10) karut, luonnontilaiset avosuot, 11) rehevät, ojitetut avosuot sekä 12) rehevät, luonnontilaiset avosuot. Näin ollen esimerkiksi karujen, ojitettujen korprien ryhmän sisällä tehtiin 45 parien välistä vertailua (10 kohdetta, $\sum_{i=1}^9 i = \frac{9(9+1)}{2} = 45$).

Tämä johtaa varianssianalyyseissä beta-diversiteettiä analysoitaessa suurempaan otoskokoan kuin itse kohteita on: esimerkiksi korprien kohdalla analyyseissä on mukana yhteensä 154 itsenäistä beta-diversiteetin arvoa, jolloin vapausteet ovat 1 ja 150 (taulukko 5). Laskettaessa Whittakerin beta-diversiteetti kahden kohteen välille sen

arvo vaihtelee yhdestä (kohteiden sisältäessä täsmälleen samat lajit) kahteen (kaikkien lajien erotessa kohteiden välillä). Maksimiarvo kasvaa vertailtavien kohteiden määrän kasvaessa siten, että beta-diversiteetin suurin mahdollinen arvo on yhtä kuin vertailtavien kohteiden lukumäärä; tässä tapauksessa maksimiarvo on kaksi. Myös beta-diversiteetin arvot laskettiin erikseen putkilokasveille ja lehtisammalille.

Kaksisuuntaista varianssianalyysejä (2-ANOVA) käytettiin selvittämään, vaikuttavatko ojitus ja ravinnetaso kohdekohtaisiin lajimääriin (alfa-diversiteetti) sekä kohteiden välisen monimuotoisuuden vaihteluun (beta-diversiteetti). Kiinteinä faktoreina olivat käsittely, jolla oli kaksi tasoa (ojitettu ja luonnontilainen), sekä ravinnetaso, jolla samoin oli kaksi tasoa (karu ja rehevä). Malliin sisällytettiin myös käsittelyn ja ravinnetason yhdysvaikutus. Jos yhdysvaikutus oli merkitsevä, käsittelyn ja ravinnetason päävaikutukset tutkittiin erikseen yksinkertaisten vaikutusten avulla. Kaksisuuntaiset varianssianalyydit suoritettiin korvissa, rämeillä ja avosoilla putkilokasveille ja lehtisammalille erikseen, joten varianssianalyysejä oli sekä lajimäärän että beta-diversiteetin osalta kuusi: 1) korprien putkilokasvit, 2) korprien lehtisammalet, 3) rämeiden putkilokasvit, 4) rämeiden lehtisammalet, 5) avosoiden putkilokasvit sekä 6) avosoiden lehtisammalet. Suotyypit käsiteltiin erillisissä analyyseissä tulosten tulkinnan helpottamiseksi; jos suotyyppi olisi sisällytetty analyyseihin kolmantena kiinteänä faktorina, tulokset olisivat mutkistuneet huomattavasti kolmitieinteraktioiden vuoksi. Putkilokasvit ja lehtisammalet käsiteltiin omina ryhminään, sillä nämä lajiryhmät ovat ekologisesti hyvin erilaisia, jolloin myös niiden vasteet ravinnetasoon ja ojitukseen saattavat olla erilaiset.

Kaksisuuntaisen varianssianalyydin oletuksena on, että aineisto noudattaa normaalijakaumaa ja että vertailtavien ryhmien varianssit ovat yhtä suuret. Quinn ja Keough (2002) suosittelevat tarkastelemaan normalisuusoletuksen toteutumista testien sijaan kuvista, samoin kuin varianssien yhtäsuuruusoletusta Levenen testin sijaan vertailemalla varianssin arvoja ryhmien välillä. Jos erot variansseissa ryhmien välillä eivät ole moninkertaisia, tyyppin I virheen esiintymistodennäköisyys ei kasva merkittävästi (Quinn & Keough 2002). Lajimäärien osalta aineisto täytti varianssianalyydin oletukset kaikkien tarkastelta-

vien ryhmien osalta yhtä poikkeusta lukuun ottamatta. Korvissa putkilokasvien erot variansseissa ryhmien välillä olivat moninkertaisia, joten käytin korpien putkilokasveja koskevilla analyyseillä ln-muunnettua aineistoa. Beta-diversiteettien osalta aineisto täytti edellä mainitut oletukset kaikissa ryhmissä, eikä muunnoksia tarvittu.

Ravintetason ja ojituksen vaikutusta sekä niiden mahdollista yhdysvaikutusta yhteisön lajikoostumukseen tutkittiin parametrittomalla monimuuttujavarianssianalyysillä (NPMANOVA) (Anderson 2001). Perinteisen monimuuttujavarianssianalyysin oletukset ovat useimpiin ekologisiin yhteisöaineistoihin liian tiukat: se olettaa aineiston noudattavan normaalijakamaa, vertailtavien ryhmien varianssien olevan yhtä suuret sekä vastemuuttujien (lajien) riippuvuuksien olevan lineaarisia. Käytettäessä parametritonta monimuuttujavarianssianalyysiä aineiston ei tarvitse täyttää vastaavia oletuksia. Toisin kuin useimmat yhteisöaineistojen tarkastelussa käytetyt monimuuttujamenetelmät, parametriton MANOVA mahdollistaa usean faktorin samanaikaisen tarkastelun ja näin ollen myös yhdysvaikutusten tulkittamisen. Lisäksi sen etuna on mahdollisuus käyttää euklidisen etäisyyden lisäksi mitä tahansa muuta etäisyyttä.

Parametrittoman monimuuttujavarianssianalyysin perustana oli yhteisömatriisi, jossa on ilmaistu kunkin lajin läsnäolo arvolla yksi (laji on läsnä) tai nolla (laji puuttuu) kullakin kohteella. Kohteiden välisen etäisyydematriisin laskemiseen käytettiin klassista Sørensenin indeksiä

$$S_{clas} = \frac{2A}{2A+B+C} \quad (2)$$

jossa A on kahdelle verrattavalle kohteelle yhteisten lajien lukumäärä, B on verrattavan parin ensimmäiselle kohteelle ainutlaatuisten lajien lukumäärä ja C on verrattavan parin toiselle kohteelle ainutlaatuisten lajien lukumäärä (Magurran 2004). Indeksien arvo vaihtelee nolasta (kaikkien lajien erotessa kohteiden välillä) yhteen (kohteiden sisältäessä täsmälleen samat lajit). Myös monimuuttujavarianssianalyysi suoritettiin korvissa, rämeillä ja avosoilla putkilokasveille ja lehtisammalille erikseen, joten erillisiä analyysejä oli varianssianalyysin tavoin kuusi. Monimuuttujavarianssianalyysistä varten koeasetelman tulee olla tasapainoinen (Hammer ym. 2001). Koska viisi kohdetta jouduttiin jättämään pois alkuperäises-

tä, tasapainoisesta koeasetelmasta (ks. luku 2.1), joissain ryhmissä kohteita oli vähemmän kuin kymmenen (taulukko 1). Tämän vuoksi korpi- ja avosukohteiden NPMANOVA-analyysejä varten poistettiin satunnaisesti taulukkolaskentaohjelman satunnaislukugeneraattoria käyttäen tarvittava määrä kohteita muista ryhmistä pienimmän ryhmän mukaan. Korpikohteita oli näin ollen parametrittomassa monimuuttujavarianssianalyysissä 32 (kahdeksan kussakin ryhmässä) ja avosoi- ta 36 (yhdeksän kussakin ryhmässä). Rämeyden koeasetelma oli valmiiksi tasapainoinen, joten kohteita oli täydet 40.

Kaksisuuntaiset varianssianalyysit (2-ANOVA) suoritettiin ohjelmalla SPSS 16.0 for Windows. Whittakerin beta-diversiteetit laskettiin ohjelmalla PAST Paleontological Statistics 2.10 (Hammer ym. 2001). Myös parametrittomat monimuuttujavarianssianalyysit (NPMANOVA) suoritettiin PAST-ohjelmalla.

2.4 Tulosten tulkinnaassa huomioitavaa

Tutkimuksessa käytetään termiä ravintetaso. Tarkkaan ottaen ravintetasolla viitataan tässä tutkimuksessa trofiatasoon, joka kertoo johtokyvyn, happamuuden ja kalkkipitoisuuden vaihtelusta (Kaakinen ym. 2008, Tahvanainen 2004). Trofiataso kuvaakin ravinteiden saatavuutta, ei niinkään niiden määrää (Rydin ym. 2006, Vitt & Wieder 2009). Rehevillä kohteilla ravinteet ovat siis paremmin kasvien saatavilla kuin karuilla soilla, mikä teoriassa merkitsee myös potentiaalisesti suurempaa primaarituotantoa. Suotyypin vaikutuksesta primaarituotantoon on kuitenkin ristiriitaista tietoa; joissain lähteissä on todettu trofiatason korreloivan tuotannon kanssa (Rydin ym. 2006), toisissa taas ei (Tahvanainen 2004, Vitt & Wieder 2009). Toisaalta eutrofisilla soilla korkea pH saattaa ruveta jopa rajoittamaan ravinteiden saatavuutta kalsiumin sitoessa fosforia itseensä (Rydin ym. 2006). Trofiatasoa ei määritetä suoveden kemiallisten ominaisuuksien vaan tiettyjen ilmentäjälajien läsnäolon perusteella. Kaiken kaikkiaan tutkittaessa tuotannon tai resurssien vaikutusta monimuotoisuuden eri osaluksiin käytettävään termistöön tulisi kiinnittää huomiota. Kirjallisuudessa käytettävien muuttujien sekä termien kirjo on valtava, mikä on ongelma tällä tieteen kentällä. Empiirisissä tutki-

muksissa käytetään vaihtelevasti tuotannon ns. komponentti- tai surrogaattimuuttujia (Waide ym. 1999). Esimerkiksi energian saatavuutta on mitattu aurinkoenergiaa kuvaavilla muuttujilla, kuten lämpötila, säteilyenergia pinta-alayksikköä kohti tai potentiaalinen kokonaishaihdunta, sekä erilaisilla tuotantoa kuvaavilla muuttujilla, kuten todellinen kokonaishaihdunta, nettoprimaari tuotanto, normalisoitu kasvillisuusindeksi, lehtipinta-ala ja systeemiin virtaavan energian määrä (esim. $\text{mgC}/\text{m}^2/\text{vuosi}$) (Evans ym. 2005, Mittelbach ym. 2001). Tutkijan tulee kiinnittää huomiota siihen, mitä kulloinkin käytettävä muuttuja tarkkaan ottaen kuvaa.

Suurin osa ojitetuista tutkimuskohteista on muuttumia (ojituksen jälkeinen vaihe, jossa metsälajisto on jo selvästi yleistynyt mutta ei vielä vallitsevaa) ja pitkällä aikatahtimella kohteiden suokasvillisuus tulee edelleen vähenemään ainakin osan kohteista muuttuessa turvekankaiksi (vaihe, jossa metsälajisto on vallitsevaa). Tämän vuoksi häiriön kauaskantoinen vaikutus kasvillisuusyhteisöihin ei vielä ole nähtävissä. Toisaalta noin viisi vuosikymmentä kestänyt ekosysteemin häiriö on kohteilla esiintyvillä kasvipopulaatioille pitkä aika. Monien lajien populaatiokoot laskevat jyrkästi ja lajit ajautuvat paikalliseen sukupuuttoon jo ensimmäisten ojituksen jälkeisten vuosien aikana. Lisäksi tulee huomioida, että tutkimus ei ole aito kokeellinen tutkimus (manipulaatio), jossa osalle kohteista olisi suoritettu käsittely (tässä tapauksessa ojitus) kontrolloidussa olosuhteissa. Kyseessä on niin sanottu vertaileva tutkimus, jossa pyritään selvittämään tietyn tekijän vaikutusta haluttuun vastemuuttujaan. Vertailevan tutkimuksen potentiaalinen ongelma on, että käsittelyä ei ole satunnaistettu kohteille. Ojitetut kohteet on ennalta valittu, ja niillä voi olla lähtökohtaisesti jokin systemaattinen ero verrattuna luonnontilaisiin.

Suuseurantaverkostoon sisällytettyjen kohteiden valinnassa on jonkin verran suotyypistä riippuvaa vaihtelua. Rehevät rämeet ovat yhdistelmätyyppejä (salarämeitä), kun taas kaikki muut suotyypit edustavat tavallisia suokasvillisuustyyppieitä. Yhdistelmätyypillä on kahden eri suokasvillisuustyyppin piirteitä, mikä tekee siitä muita suotyyppejä monipuolisempaa. Toisaalta tulee muistaa, että suokasvillisuustyyppit eivät eroa toisistaan selvärajaisesti vaan vaihtuvat luonnossa toisiksi ilman jyrkkiä rajoja. Luonto-

tyyppien luokittelu on vain ihmisen luoma väline helpottamaan luonnon ymmärtämistä eikä siten aito luonnonilmiö (Lamarck 1809).

Ruutujen asetelun suhteen tulee huomioida, että koealoilla ruudut on aina asetettu saroille ojien sijaan, sillä niiltä on paras mitata ennallistamisen vaikutusta yhteisötasolla. Ojien kohdalla tapahtuu kuitenkin suurin muutos. Toisaalta suurin osa suon pinta-alasta on sarkaa, jolloin ruutujen asettaminen saroille antaa paremman kokonaiskuvan lajistosta. Ojitus on laaja-alainen ekosysteemitason häiriö, jonka vaikutus ulottuu laajalle alueelle itse ojien ulkopuolelle.

Tutkimuksen aineisto on peräisin valtakunnallisesta seurantaverkostosta, jonka perustamiseen ovat osallistuneet useat ihmiset vuosien varrella. Näin ollen kasvillisuusinventointien taso on väistämättä vaihteleva. Inventoijan mahdollista vaikutusta ei ole huomioitu analyyseissä. Toisaalta usean eri ihmisen osallistuminen seurantojen tekemiseen vähentää systemaattisen harhan mahdollisuutta aineistossa sekä vahvistaa merkitsevien tulosten luotettavuutta. Jos seurantojen tekoon on osallistunut useita ihmisiä ja selittävällä muuttujalla ei ole merkitsevää vaikutusta tutkittavaan vastemuuttujaan, ei voida varmistua siitä, onko selittävän muuttujan vaikutus hukkunut eri inventoijien aiheuttamaan satunnaisvaihteluun. Jos kuitenkin selittävällä muuttujalla havaitaan olevan merkitsevä vaikutus vastemuuttujaan, usean inventoijan mukanaolo on vahvuus, sillä kiinnostuksen kohteena olevan muuttujan vaikutus on yhä nähtävissä satunnaisvaihtelusta huolimatta. Toinen seurantakertojen välistä vaihtelua mahdollisesti aiheuttava tekijä on rahkasammalten haastavuus lajiryhmänä. Etenkin maastossa ilman mikroskooppista tarkastelua määritettyjen lajien lajimäärityksissä saattaa olla vaihtelua seurantakertojen välillä. Seuranta-kohteilta on kuitenkin kerätty laajamittainen toistoaineisto, jonka avulla saadaan tietoa eri inventointikertojen välisestä vaihtelusta samalla kohteella. Aineistoa ei ole vielä analysoitu, mutta valmistuessaan analyysit antavat tietoa tulosten luotettavuudesta.

3 Tulokset

Kaikissa analyyseissä jokainen suotyyppi analysoitiin erikseen sekä putkilokasvien että lehtisammalten osalta. Näin ollen jokaisen vastemuuttujan (lajimäärä, beta-diversiteetti ja lajikoostumus) kohdalla käsitellään kuusi analyysiä. Tulokset raportoidaan kunkin vastemuuttujan kohdalla seuraavassa järjestyksessä: ravinnetason ja ojituksen vaikutus sekä niiden yhdysvaikutus 1) korprien putkilokasveihin, 2) rämeiden putkilokasveihin, 3) avosoiden putkilokasveihin, 4) korprien lehtisammaliin, 5) rämeiden lehtisammaliin ja 6) avosoiden lehtisammaliin.

3.1 Kohdekohtainen lajimäärä (alfa-diversiteetti)

Putkilokasvien lajimäärä oli korkeampi rehevisä kuin karuissa korvissa (taulukot 2 ja 3, kuva 4A). Ojituksella ei ollut vaikutusta lajimäärään, eikä ravinnetasolla ja ojituksella ollut myöskään yhdysvaikutusta. Samoin kuin korvissa, myös rämeillä putkilokasvien lajimäärä oli rehevillä

kohteilla karuja kohteita korkeampi (taulukot 2 ja 3, kuva 4B). Rämeillä myös ojitus vaikutti lajimäärään. Lisäksi ravinnetasolla ja ojituksella oli yhdysvaikutus: karuilla rämeillä ojitettujen ja luonnontilaisten kohteiden välillä ei ollut eroa lajimäärässä (yksinkertaisten vaikutusten testi, $F_{1,36} = 0,00$; $P = 1,000$), mutta rehevillä rämeillä luonnontilaisten kohteiden lajimäärä oli korkeampi kuin ojitettujen kohteiden lajimäärä ($F_{1,36} = 9,36$; $P = 0,004$). Korprien ja rämeiden tavoin myös avosoilla lajimäärä oli rehevillä kohteilla korkeampi kuin karuilla kohteilla (taulukot 2 ja 3, kuva 4C). Ojitus ei vaikuttanut lajimäärään, eikä ravinnetasolla ja ojituksella ollut yhdysvaikutusta.

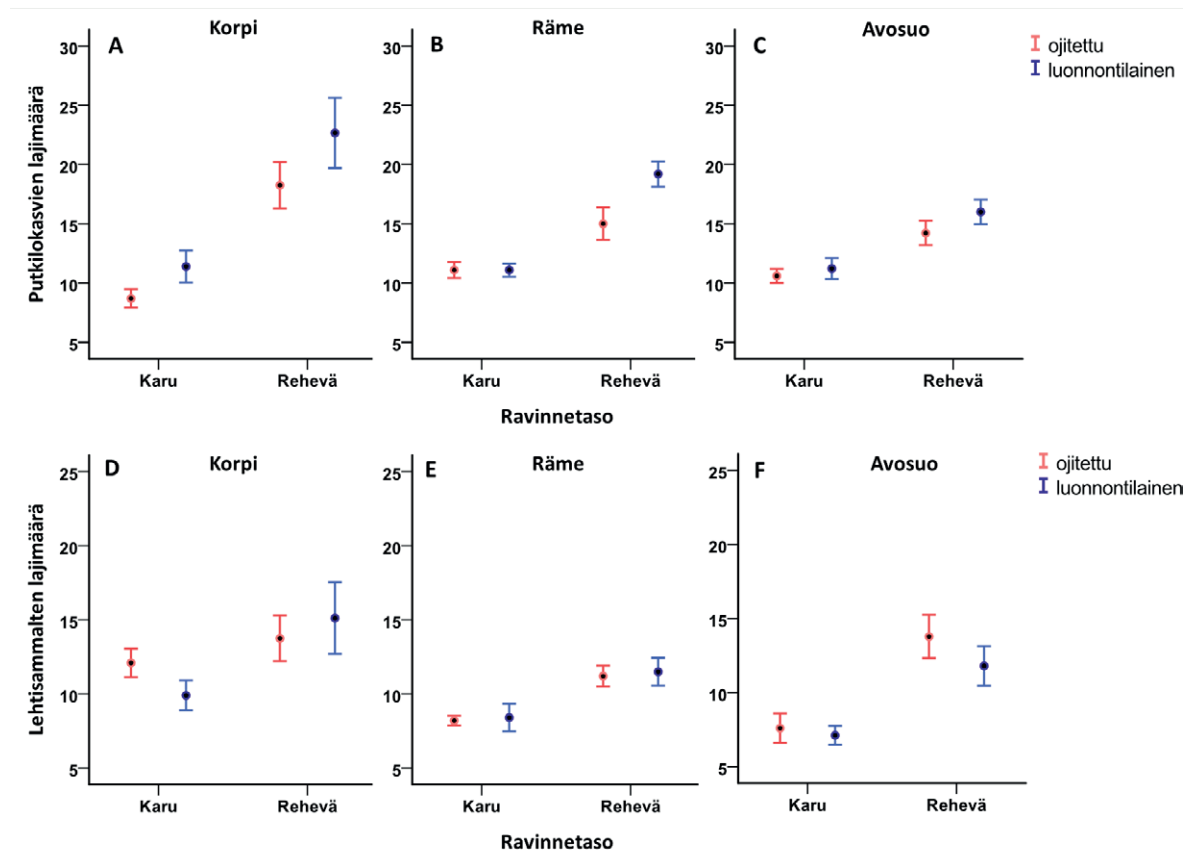
Putkilokasvien tavoin lehtisammalten lajimäärä oli korkeampi rehevillä kohteilla kuin karuilla kohteilla suotyypistä riippumatta (taulukot 2 ja 3, kuva 4D–F). Ojitus ei vaikuttanut lehtisammalten lajimäärään yhdelläkään suotyypillä, eikä ravinnetasolla ja ojituksella ollut yhdysvaikutusta lajimäärään.

Taulukko 2. Putkilokasvien keskimääräiset lajimäärät (S_{pk}), lajimäärien keskihajonnat (SD_{pk}), lehtisammalten keskimääräiset lajimäärät (S_{ls}) sekä lajimäärien keskihajonnat (SD_{ls}) suotyypeittäin, käsitteilyittäin ja ravinnetasoin.

Suotyyppi	Käsittely	Ravinnetaso	N	S_{pk}	SD_{pk}	S_{ls}	SD_{ls}
Korpi	Ojitettu	Karu	10	8,70	2,50	12,10	3,04
		Rehevä	8	18,25	5,55	13,75	4,37
	Luonnontilainen	Karu	10	11,40	4,30	9,90	3,18
		Rehevä	9	22,67	8,89	15,11	7,27
Räme	Ojitettu	Karu	10	11,10	2,13	8,20	1,03
		Rehevä	10	15,00	4,32	11,20	2,25
	Luonnontilainen	Karu	10	11,10	1,73	8,40	2,91
		Rehevä	10	19,20	3,39	11,50	2,95
Avosuo	Ojitettu	Karu	10	10,60	1,84	7,60	3,13
		Rehevä	9	14,22	3,07	13,78	4,38
	Luonnontilainen	Karu	9	11,22	2,64	7,11	1,90
		Rehevä	10	16,00	3,27	11,80	4,21

Taulukko 3. Ravinnetason ja ojituksen vaikutus sekä niiden yhdysvaikutus putkilokasvien ja lehtisammalten lajimääriin eri suotyypeillä. Kaksisuuntaisten varianssianalysien testisuuren arvot (F), vapausasteet (df₁, df₂) sekä tilastolliset todennäköisyydet (p). Korvissa putkilokasvien analyyseissä on käytetty ln-muunnettua aineistoa.

	Putkilokasvit				Lehtisammalet			
	F	df ₁	df ₂	p	F	df ₁	df ₂	p
Korvet								
Ravinnetaso	36,04	1	33	<0,001	4,88	1	33	0,034
Ojitus	3,24	1	33	0,081	0,07	1	33	0,789
Ravinnetaso × Ojitus	0,15	1	33	0,697	1,31	1	33	0,260
Rämeet								
Ravinnetaso	38,19	1	36	<0,001	15,94	1	36	<0,001
Ojitus	4,68	1	36	0,037	0,11	1	36	0,745
Ravinnetaso × Ojitus	4,68	1	36	0,037	0,00	1	36	0,948
Avosuot								
Ravinnetaso	22,07	1	34	<0,001	22,09	1	34	<0,001
Ojitus	1,80	1	34	0,188	1,14	1	34	0,294
Ravinnetaso × Ojitus	0,42	1	34	0,522	0,42	1	34	0,524



Kuva 4. Ojituksen vaikutus (A) korpien putkilokasvien, (B) rämeiden putkilokasvien, (C) avosoiden putkilokasvien, (D) korpien lehtisammalten, (E) rämeiden lehtisammalten sekä (F) avosoiden lehtisammalten lajimäärään karuilla ja rehevillä kohteilla. Hajontaa kuvaa keskivirhe.

3.2 Kohteiden välinen monimuotoisuus (beta-diversiteetti)

Putkilokasvien beta-diversiteetti oli rehevissä korvissa korkeampi kuin karuissa korvissa (taulukot 4 ja 5, kuva 5A). Myös ojitus vaikutti beta-diversiteettiin, ja lisäksi ravinnetasolla oli yhdysvaikutus ojituksen kanssa: karuissa korvissa ojitettu ja luonnontilaiset kohteet eivät eronneet beta-diversiteetin suhteen (yksinkertaisten vaikutusten testi, $F_{1,150} = 0,67$; $P = 0,413$), mutta sen sijaan rehevissä korvissa beta-diversiteetti oli korkeampi luonnontilaisilla kohteilla kuin ojitetuilla kohteilla ($F_{1,150} = 18,81$; $P < 0,001$). Myös rämeillä putkilokasvien beta-diversiteetti oli rehevillä kohteilla korkeampi kuin karuilla kohteilla (taulukot 4 ja 5, kuva 5B). Rämeillä ojituksen vaikutus beta-diversiteettiin oli erilainen kuin korvissa: beta-diversiteetti oli korkeampi ojitetuilla rämeillä kuin luonnontilaisilla rämeillä. Rämeillä ravinnetasolla ja ojituksella ei ollut yhdysvaikutusta beta-diversiteettiin. Samoin kuin korvissa ja rämeillä, myös avosoilla beta-diversiteetti oli rehevillä kohteilla korkeampi kuin karuilla kohteilla (taulukot 4 ja 5, kuva 5C). Ojitus vaikutti avosoilla beta-diversiteettiin, ja ojituksella oli yhdysvaikutus ravinnetason kanssa: karuilla avosoilla ojitettu ja luonnontilaiset kohteet eivät eronneet beta-diversiteetin suhteen (yksinkertaisten vaikutusten testi, $F_{1,158} = 0,029$; $P = 0,865$),

mutta rehevillä avosoilla beta-diversiteetti oli korkeampi ojitetuilla kohteilla kuin luonnontilaisilla kohteilla ($F_{1,158} = 11,99$; $P = 0,001$).

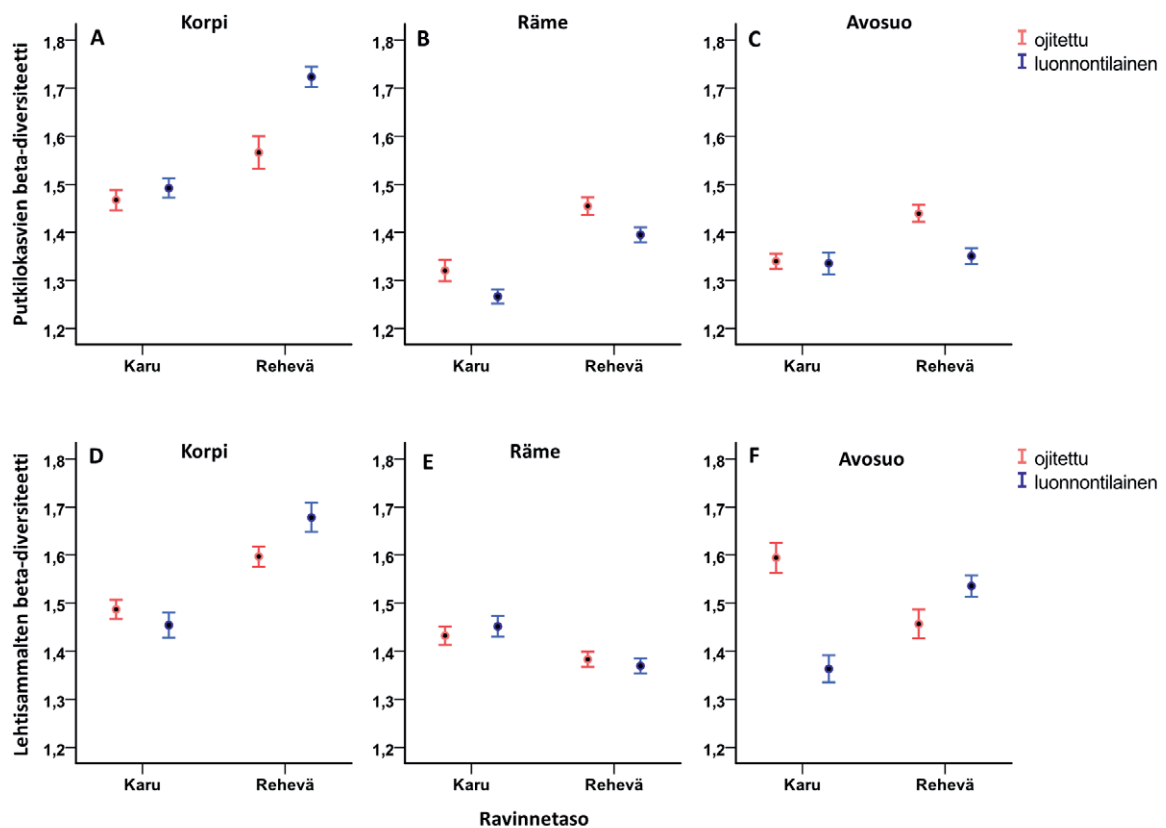
Lehtisammalten beta-diversiteetti oli rehevissä korvissa korkeampi kuin karuissa korvissa (taulukot 4 ja 5, kuva 5D). Ojituksella ei ollut päävaikutusta beta-diversiteettiin, mutta ravinnetasolla ja ojituksella oli yhdysvaikutus: karuissa korvissa ojitettu ja luonnontilaiset kohteet eivät eronneet beta-diversiteetin suhteen (yksinkertaisten vaikutusten testi, $F_{1,150} = 1,01$; $P = 0,316$), kun taas rehevissä korvissa beta-diversiteetti oli luonnontilaisilla kohteilla korkeampi kuin ojitetuilla kohteilla ($F_{1,150} = 4,34$; $P = 0,039$). Rämeillä beta-diversiteetti oli karuilla kohteilla korkeampi kuin rehevillä kohteilla (taulukot 4 ja 5, kuva 5E). Ojitus ei vaikuttanut rämeiden beta-diversiteettiin, eikä ravinnetasolla ja ojituksella ollut yhdysvaikutusta. Avosoilla ravinnetasolla ei ollut päävaikutusta beta-diversiteettiin (taulukot 4 ja 5, kuva 5F). Sen sijaan ojitus vaikutti beta-diversiteettiin, ja ravinnetasolla ja ojituksella oli yhdysvaikutus. Karuilla avosoilla beta-diversiteetti oli ojitetuilla kohteilla korkeampi kuin luonnontilaisilla kohteilla (yksinkertaisten vaikutusten testi, $F_{1,158} = 33,09$; $P < 0,001$), kun taas rehevillä avosoilla beta-diversiteetti oli luonnontilaisilla kohteilla suuntaa antavasti korkeampi kuin ojitetuilla kohteilla ($F_{1,158} = 3,85$; $P = 0,051$).

Taulukko 4. Kohdeparien väliset keskimääräiset beta-diversiteetit putkilokasveille (β_{pk}) ja lehtisammalille (β_{ls}) sekä vastaavasti beta-diversiteettien keskihajonnat (SD_{pk} , SD_{ls}) suotyypeittäin, käsittelyittäin ja ravinnetasoittain.

Suotyyppi	Käsittely	Ravinnetaso	N	β_{pk}	SD_{pk}	β_{ls}	SD_{ls}
Korpi	Ojitettu	Karu	45	1,47	0,14	1,49	0,13
		Rehevä	28	1,57	0,18	1,60	0,11
	Luonnontilainen	Karu	45	1,49	0,13	1,45	0,17
		Rehevä	36	1,72	0,13	1,68	0,18
Räme	Ojitettu	Karu	45	1,32	0,15	1,43	0,13
		Rehevä	45	1,45	0,12	1,38	0,11
	Luonnontilainen	Karu	45	1,27	0,10	1,45	0,15
		Rehevä	45	1,40	0,10	1,37	0,10
Avosuo	Ojitettu	Karu	45	1,34	0,11	1,59	0,21
		Rehevä	36	1,44	0,10	1,46	0,18
	Luonnontilainen	Karu	36	1,34	0,13	1,36	0,17
		Rehevä	45	1,35	0,11	1,54	0,15

Taulukko 5. Ravinnetason ja ojituksen vaikutus sekä niiden yhdysvaikutus kohteiden väliseen putkilokasvi- ja lehtisammallajiston monimuotoisuuteen (beta-diversiteettiin) eri suotyypeillä. Kaksisuuntaisten varianssianalyyysien testisuureen arvot (F), vapausasteet (df_1 , df_2) sekä tilastolliset todennäköisyydet (p).

	Putkilokasvit				Lehtisammalet			
	F	df_1	df_2	p	F	df_1	df_2	p
Korvet								
Ravinnetaso	48,77	1	150	<0,001	43,07	1	150	<0,001
Ojitus	14,85	1	150	<0,001	0,91	1	150	0,342
Ravinnetaso × Ojitus	7,84	1	150	0,006	5,03	1	150	0,026
Rämeet								
Ravinnetaso	54,13	1	176	<0,001	12,85	1	176	<0,001
Ojitus	10,13	1	176	0,002	0,02	1	176	0,878
Ravinnetaso × Ojitus	0,03	1	176	0,874	0,82	1	176	0,366
Avosuot								
Ravinnetaso	10,07	1	158	0,002	0,38	1	158	0,541
Ojitus	6,60	1	158	0,011	7,18	1	158	0,008
Ravinnetaso × Ojitus	5,42	1	158	0,021	29,77	1	158	<0,001



Kuva 5. Ojituksen vaikutus (A) korpien putkilokasvien, (B) rämeiden putkilokasvien, (C) avosoiden putkilokasvien, (D) korpien lehtisammalten, (E) rämeiden lehtisammalten ja (F) avosoiden lehtisammalten beta-diversiteettiin karuilla ja rehevillä kohteilla. Hajontaa kuvaa keskivirhe.

3.3 Yhteisön lajikoostumus

Karujen korpien putkilokasviyhteisöjen lajikoostumus poikkesi rehevien korpien lajikoostumuksesta (taulukko 6). Sen sijaan ojituksella ei ollut vaikutusta korpien lajikoostumukseen, eikä ravinnetasolla ja ojituksella ollut yhdysvaikutusta. Myös rämeillä karujen kohteiden lajikoostumus poikkesi rehevien kohteiden lajikoostumuksesta (taulukko 6). Lisäksi ojitetut rämeet poikkesivat lajikoostumukseltaan luonnontilaisista. Ravinnetasolla ja ojituksella ei ollut yhdysvaikutusta lajikoostumukseen. Samoin avosoilla karujen kohteiden lajikoostumus poikkesi rehevien

kohteiden lajikoostumuksesta. Ojitetut avosuot erosivat lajikoostumukseltaan luonnontilaisista, mutta ravinnetasolla ja ojituksella ei ollut lajikoostumukseen yhdysvaikutusta.

Sekä ravinnetaso että ojitus vaikuttivat poikkeuksetta lehtisammalyhteisöjen lajikoostumukseen: karut kohteet poikkesivat lajikoostumukseltaan rehevistä ja ojitetut kohteet luonnontilaisista kaikilla suotyypeillä (taulukko 6). Ravinnetasolla ja ojituksella ei ollut yhdysvaikutusta lehtisammalyhteisöjen lajikoostumukseen yhdelläkään suotyypillä.

Taulukko 6. Ravinnetason ja ojituksen vaikutus sekä niiden yhdysvaikutus yhteisön lajikoostumukseen. Parametrittomien monimuuttujavarianssianalyysien (NPMANOVA) vapasteet (df), testisuureet (F) sekä tilastolliset todennäköisyydet (P). Etäisyysmittana on klassinen Sørensen, permutaatioita on 9999.

		Putkilokasvit				Lehtisammalet			
		F	df ₁	df ₂	P	F	df ₁	df ₂	P
Korvet									
	Ravinnetaso	6,28	1	28	<0,001	3,48	1	28	0,002
	Ojitus	1,75	1	28	0,092	3,52	1	28	0,002
	Ravinnetaso × Ojitus	1,49	1	28	0,151	1,01	1	28	0,426
Rämeet									
	Ravinnetaso	10,79	1	36	<0,001	8,34	1	36	<0,001
	Ojitus	7,17	1	36	<0,001	10,07	1	36	<0,001
	Ravinnetaso × Ojitus	0,53	1	36	0,786	0,77	1	36	0,583
Avosuot									
	Ravinnetaso	8,23	1	32	<0,001	8,04	1	32	<0,001
	Ojitus	8,12	1	32	<0,001	5,81	1	32	<0,001
	Ravinnetaso × Ojitus	1,23	1	32	0,298	1,23	1	32	0,295

4 Tulosten tarkastelu

4.1 Päätulosten yhteenveto

Ravinnetasolla oli merkitsevä vaikutus lajimäärään eli alfa-diversiteettiin kaikilla suotyypeillä sekä luonnontilaisilla että ojitetuilla soilla. Rehevillä soilla oli poikkeuksetta enemmän sekä putkilokasvi- että lehtisammallajeja kuin karuilla soilla. Vaikka ojituksen on todettu tasoittavan kohteiden välisiä ravinne-eroja (esim. Laine ym. 1995), ero lajimäärässä rehevien ja karujen kohteiden välillä oli yhä havaittavissa noin 50 vuotta ojituksen jälkeen. Näin ollen resurssien ja lajimäärän välinen suhde näytti säilyvän häiriössä. Tulosten perusteella ravinteiden voidaan katsoa olevan hyvin keskeinen soiden kasvilajimäärään vaikuttava tekijä. Ojitus puolestaan ei vaikuttanut lajimäärään.

Rehevien kohteiden beta-diversiteetti oli pääasiassa karuja kohteita korkeampaa. Ravinnetaso vaikutti siten molempiin tutkittuihin diversiteetin muotoihin (ja sitä kautta myös maisematason monimuotoisuuteen eli gamma-diversiteettiin) samansuuntaisesti. Ojitus vaikutti beta-diversiteettiin, mutta suunta näyttäisi riippuvan tarkasteltavasta suotyypistä sekä lajiryhmästä.

Sekä putkilokasvien että lehtisammalten lajikoostumus oli merkitsevästi erilainen karuilla ja rehevillä soilla kaikilla suotyypeillä. Vaikka ojitus ei vaikuttanut lajimäärään, se muutti yhteisön lajikoostumusta. Ojitus on häiriönä laajamittainen ja johtaa suokasveille tärkeän resurssin, veden, dramaattiseen vähenemiseen ja lisäksi myös ravinteiden huuhtoutumiseen. Tulosten perusteella häiriö johti tässä tapauksessa lajiston osittaiseen tai täydelliseen vaihtumiseen sen sijaan, että olisi muuttanut ainoastaan lajimäärää tai yhteisössä elävien lajien runsaussuhteita. Ero lajimäärässä siis säilyi jopa yhteisön lajiston vaihtuessa laajamittaisen ekosysteemin häiriön seurauksena kokonaan tai osin toiseksi.

4.2 Kohdekohtainen lajimäärä (alfa-diversiteetti)

Ravinnetason eli resurssin vaikutus kohdekohtaiseen lajimäärään eli alfa-diversiteettiin oli merkitsevä. Rehevillä soilla oli poikkeuksetta enemmän sekä putkilokasvi- että lehtisammalla-

jeja kuin karuilla. Tulokset viittaavat siihen, että ravinteet toimivat lajimäärää rajoittavana resurssina suokasvillisuusyhteisöissä. Resurssien ja lajirunsauden välinen suhde ei ole yksiselitteinen, eivätkä myöskään riippuvuuden taustalla olevat mekanismit ole selviä. Kirjallisuudessa resurssit ja primaarituotanto on usein rinnastettu siten, että resurssien parempi saatavuus tarkoittaa potentiaalisesti suurempaa primaarituotantoa (esim. Waide ym. 1999). Näin ollen puhuttaessa tuotannon tai resurssien ja lajimäärän välisestä suhteesta käytetään usein erilaisia termejä ja muuttujia sekaisin, vaikka pyrittäisiin tutkimaan samaa ilmiötä.

Yhteisön sisäisessä tarkasteluskalassa kasveilla on useimmiten havaittu lajimäärän ensin nousevan ja sitten laskevan tuotannon kasvaessa (Cornwell & Grubb 2003, Waide ym. 1999, Mittelbach ym. 2001, Chase & Leibold 2002) tai lajimäärän kasvavan lineaarisesti tuotannon kasvaessa (Waide ym. 1999, Mittelbach ym. 2001). Saatua tulos on yhtenevä aiempien tulosten kanssa. Eräs mahdollinen mekanismi, joka voi aiheuttaa positiivisen riippuvuuden ravinteiden (tuotannon) ja kasvilajimäärän välille, on lajien yksilömäärien lisääntyminen tuotannon kasvaessa (ns. *more individuals hypothesis*, MIH; Srivastava & Lawton 1998, Hurlbert 2004). Populaatioiden ollessa suurempia ne ovat vähemmän alttiita sukupuutolle, ja siten myös lajimäärä on todennäköisesti korkeampi kuin alhaisen tuotannon elinympäristöissä. Tässä tutkimuksessa resurssien määrää on mitattu vain kahdella tasolla, joten ensin nousevaa ja sitten laskevaa lajimäärää ravinnetason noustessa ei ole mahdollista havaita. Lajimäärän aleneminen on havaittavissa vasta tuotannon tietyn kynnyksarvon ylittyessä (Cornwell & Grubb 2003). Tämä ns. kynnyksarvo kuitenkin vaihtelee tapauskohtaisesti, eikä tuotannolle ole olemassa yhtä tiettyä arvoa, jonka jälkeen lajimäärä alkaisi laskea. Tämän tutkimuksen koeasetelmaan ei sisältynyt lainkaan kaikkein rehevimpiä suotyyppejä, joten on mahdollista, että tässä tapauksessa ei ole ylitetty tuotannon arvoa, jonka jälkeen lajimäärä alkaisi laskea.

Monissa tutkimuksissa, joissa resurssien määrää on manipuloitu kokeellisesti, on havaittu lajimäärän laskevan resurssin määrän (esimerkiksi

ravinnepitoisuuden) kasvaessa (esim. Tilman 1987, Gough ym. 2000, Bakelaar & Odum 1978). Resurssien kokeellinen lisääminen on häiriö, joka voi lyhyellä aikavälillä johtaa lajimäärän vähenemiseen tiettyjen lajien dominoidessa yhteisöä. Sen sijaan systeemissä, jonka resurssitasoa ei kokeellisesti manipuloida, suurempi resurssimäärä voi johtaa pitkän ajan kuluessa suurempaan lajien erikoistumiseen sekä evoloutumiseen, ja tätä kautta suurempaan lajimäärään.

Luonnontilaisten ja häirittyjen soiden välillä ei pääasiassa ollut eroa lajimäärässä lehtisammalten eikä putkilokasvien suhteen. Keskitiheiden häiriöiden hypoteesin mukaan (Connell 1978) hyvin voimakas häiriö johtaa useisiin sukupuuttoihin, joten lajimäärän olettaisi laskevan ojituksen seurauksena. Tutkituilla soilla ojitus on hyvin laajamittainen ja intensiteetiltään voimakas häiriö, joka johtaa kokonaiseen ekosysteemimuutokseen. Ravinteiden tavoin myös veden voidaan ajatella olevan kasveille resurssi, ja ojitus vähentää saatavan veden määrää dramaattisesti. Lisäksi ojitus heikentää myös ravinteiden saatavuutta, sillä ravinneionien hävikki on ojitetulla suolla luonnontilaista suota suurempaa (Sallantaus 1992, Haapalehto ym. 2006), ja soiden alkuperäiset ravinne-erot kaventuvat (Laine ym. 1995). Saatu tulos on kuitenkin yhtenevä joidenkin aiempien suokasvillisuusyhteisöillä tehtyjen tutkimusten kanssa (Laine ym. 1995), joissa on todettu alfa-diversiteetin pysyvän ojituksessa muuttumattomana, sillä ojitetulla suolla on vielä jäljellä aitoja suolajeja, mutta yhteisöön ilmestyy nopeasti myös metsälajeja. Suoekosysteemi ei palaudukaan ojituksen myötä minkäänlaiseen suksession alkuvaiheeseen, vaan ojitus luo uudenlaisen elinympäristön, joka sisältää tässä tapauksessa niin soiden kuin metsienkin lajistoa. Voimakas häiriö saattaa siis muuttaa ympäristöä nopeasti joillekin lajeille suotuisaksi. Kaiken kaikkiaan voitaneen todeta, että ekosysteemin häiriötä tutkittaessa tuloksiin vaikuttaa suuresti paitsi häiriön voimakkuus myös sen kesto sekä häiriön alkamisesta tai mahdollisesta loppumisesta kulunut aika.

Vaikka ojitus ei pääasiassa vaikuttanutkaan lajimäärään, niin rämeillä putkilokasvien lajimäärä oli luonnontilaisilla kohteilla merkitsevästi korkeampi kuin ojitetuilla. Myös korvissa ja avo-

soilla ojituksella oli samansuuntainen vaikutus: putkilokasvilajeja oli luonnontilaisilla kohteilla enemmän kuin ojitetuilla, vaikkei ero ollutkaan merkitsevää. Näin ollen tuloksissa on löydettävissä viitteitä siitä, että ojitus laskee hiukan putkilokasvien lajimäärää.

Häiriö ei pääasiassa muuttanut resurssien ja lajimäärän välistä suhdetta. Vain rämeillä putkilokasvien osalta ojituksen vaikutus lajimäärään oli erilainen rehevillä kuin karuilla kohteilla. Häiriön on havaittu voivan vaikuttaa lajimäärään eri tavalla eri resurssitasoilla. Esimerkiksi Proulx ja Mazumder (1998) totesivat, että alhaisilla ravinnetasoilla kasvien lajimäärä oli alhaisempi raskaalla kuin kevyellä laidunnuspaineella. Sen sijaan runsasravinteisissa ekosysteemeissä raskas laidunnuspaine lisäsi lajirikkuutta, sillä laidunnus vähensi dominanssia ja mahdollisti myös heikompien kilpailijoiden pärjäämisen. Vastaavalla tavalla Wilson ja Tilman (2002) huomasivat, että alhaisemmilla ravinnetasoilla lajirikkaus oli suurimmillaan keskimääräisellä häiriöllä ja laski häiriön laajuuden kasvaessa, kun taas ravinteikkaammilla paikoilla häiriön laajuus ei vaikuttanut lajimäärään, sillä parhaat kilpailijat pääsivät dominoimaan. Nämä tulokset havainnollistavat, että lajimäärää maksimoiva häiriötiheys tai -intensiteetti näyttäisi kasvavan resurssien tai tuotannon lisääntyessä (Kondoh 2001). Teoriassa voisi siis päätellä rehevien kohteiden reagoivan ojitukseen karuja vähemmän. Ojitus on kuitenkin laaja ekosysteemitason häiriö, kun taas laidunnus on lähinnä yhteisötason häiriö, joka vaikuttaa lajien keskinäisiin vuorovaikutuksiin. Ojituksella ja ravinnetasolla oli yhdysvaikutus vain rämeillä putkilokasvien osalta, siten että ojituksen vaikutus lajimäärään oli rehevillä kohteilla karuja kohteita suurempi. Tämä voi johtua yksinkertaisesti siitä, että muutos on potentiaalisesti suurempi yhteisössä, jonka lajimäärä on lähtökohtaisesti korkeampi. Lisäksi karuilla rämeillä elää luonnontilaisenakin enemmän kuivan kasvupaikan mätäslajeja, kun taas rehevien rämeiden lajit vaativat enemmän kosteutta, jolloin ne myös kärsivät ojituksen aiheuttamasta vedenpinnan laskusta enemmän.

4.3 Kohteiden välinen monimuotoisuus (beta-diversiteetti)

Rehevien kohteiden beta-diversiteetti oli pääosin korkeampi kuin karujen kohteiden. Tämä päti kaikilla suotyypeillä putkilokasveilla sekä korvissa lehtisammalilla. Beta-diversiteetin on todettu kasvavan tuotannon kasvaessa (Harrison ym. 2006, Chase & Leibold 2002), ja mekanismiksi on ehdotettu mm. ympäristön heterogeenisyyden lisääntymistä (Chase & Leibold 2002). Tulokset olivat näin ollen valtaosin yhteneviä aiempien tutkimusten kanssa. Rämeillä lehtisammalten beta-diversiteetti oli kuitenkin karuilla kohteilla reheviä kohteita suurempaa, mikä on ristiriidassa muiden tulosten kanssa.

Häiriöllä ei ollut yksiselitteistä vaikutusta kohteiden beta-diversiteettiin, ja ojituksen aiheuttama muutos beta-diversiteetissä vaikutti riippuvan hyvin paljon suotyypistä. Aiempien tulosten perusteella (Balata ym. 2007, Laine ym. 1995) arvelin häiriön johtavan beta-diversiteetin vähenemiseen, sillä ojituksen ajatellaan yhtenäistävän kohteita hydrologisesti – toisin sanoen habitaatin heterogeenisyys laskee, ja beta-diversiteetin taas on todettu kasvavan ympäristön heterogeenisyyden lisääntyessä (esim. Ellingsen & Gray 2002). Vaihtelu ojituksen onnistumisessa voi olla yksi syy, miksi useissa tapauksissa häirittyjen kohteiden beta-diversiteetti oli korkeampi kuin luonnontilaisten. Osalla kohteista ojituksen aiheuttama muutos on aina suurempaa kuin toisilla. Valtaosalla ojitetuista kohteista tarkastellut yhteisöt ovat vielä eriasteisissa muutostiloissa (suksessiovaiheissa) häiriön jälkeen. Ojituksen vaikutus luultavasti etenee eri kohteilla eri vauhdilla, mikä myös voi selittää ojituksen lisäävän beta-diversiteettiä. Lopulta sukcession edetessä ja metsälajien tullessa vallitseviksi beta-diversiteetin voisi olettaa laskevan verrattuna luonnontilaisiin kohteisiin. Maisematason tarkastelun kannalta oleellista on, että alfa-diversiteetin pysyessä muuttumattomana beta-diversiteetin väheneminen tarkoittaa automaattisesti myös gamma-diversiteetin eli alueellisen monimuotoisuuden vähenemistä. Laine ym. (1995) havaitsivat lajimäärän säilyvän muuttumattomana, mutta beta-diversiteetin laskevan ojituksen seurauksena, mikä tarkoittaisi gamma-diversiteetin vähenemistä. Tässä tarkastellut tutkimuskysymykset eivät kuitenkaan vastaa kysymykseen ojituksen vaikutuksesta

suoluontoon laajemmassa mittakaavassa, joka on maisematason ilmiö, vaan keskittyvät yhteisötason ilmiöihin. Tutkimuksessa käytetty koeasetelma mahdollistaa jatkossa myös maisematason keskittyvien kysymysten tutkimisen.

Tutkimukset häiriön ja resurssien yhdysvaikutuksesta ovat keskittyneet lajimäärään, eikä muita monimuotoisuuden osa-alueita ole juuri tutkittu tästä näkökulmasta. Ojituksella ja ravinnetasolla oli rämeillä ja avosoilla sekä putkilokasvien että lehtisammalten osalta yhdysvaikutus beta-diversiteettiin, eli ojituksen vaikutus beta-diversiteettiin oli erilainen karuilla ja rehevillä kohteilla. Tässäkin tapauksessa suunta kuitenkin vaihteli, eikä ojituksen vaikutus beta-diversiteettiin näytä tämän tutkimuksen perusteella olevan yksiselitteisesti riippuvainen ravinnetasosta.

4.4 Yhteisön lajikoostumus

Koska muutos lajimäärässä ei vielä paljasta mahdollista muutosta yhteisön lajikoostumuksessa, tutkimuksessa selvitettiin myös, miten ojitus häiriönä sekä häiriö ja resurssit yhdessä vaikuttavat lajikoostumukseen. Karut ja rehevät kohteet erosivat kaikilla suotyypeillä sekä putkilokasvien että lehtisammalten osalta lajikoostumukseltaan. Ravinnetason vaikutus lajikoostumukseen ei kuitenkaan ollut varsinaisesti mielenkiinnon kohteena oleva kysymys koeasetelman huomioon ottaen. Tämä johtuu siitä, että eri ryhmiin kuuluvat suokasvillisuustyypit (kasvillisuusyhteisöt) oli ennalta määrätty. Näin ollen oli odotettavissa, että ne eroavat ainakin osittain lajikoostumukseltaan. Ravinnetason vaikutus lajikoostumukseen on kuitenkin käsitelty tuloksissa, sillä varsinainen kiinnostuksen kohde oli ojituksen ja ravinnetason yhdysvaikutus lajikoostumukseen.

Ojitettujen kohteiden lajikoostumus poikkesi luonnontilaisten kohteiden lajikoostumuksesta kaikissa tapauksissa lukuun ottamatta korprien putkilokasveja. Lajikoostumus on siis muuttunut ojituksessa. Koska ojitus ei vaikuttanut putkilokasvien eikä lehtisammalten lajimäärään mutta vaikutti kuitenkin lajikoostumukseen, tämä tarkoittaa, että ojituksen myötä kohteilla on tapahtunut paikallisia sukupuuttoja ja uusien lajien kolonisaatiota. Lajimäärän pysyessä muuttumattomana kolonisaatioita ja sukupuuttoja on täytynyt tapahtua yhtä paljon. Heti häiriön jälkeen monien suolla elävien lajien populaatiokoot

ovat todennäköisesti romahtaneet ja sukupuutto- ja on ollut enemmän, mutta ajan kuluessa uudet lajit ovat kolonisoineet paikalle ja kohteille on syntynyt ekstintio-kolonisaatio-tasapaino. Myös veden voidaan katsoa olevan kasveille resurssi ravinteiden tavoin. Ojitus vaikuttaa lajikoostumukseen, sillä resurssin määrän (tässä tapauksessa veden) laskiessa kyllin alas tietyt lajit eivät enää selviä saatavilla olevilla resursseilla ja uusiin olosuhteisiin paremmin sopeutuneet lajit kykenevät levittäytymään ja asettumaan paikalle. Korprien putkilokasveista suuri osa on luonnontilaisissakin korvissa metsälajeja, joten tämä voi selittää, miksi ojitus ei muuttanut korprien lajikoostumusta.

Ojituksella ja ravinnetasolla ei ollut yhdysvaikutusta putkilokasvien eikä lehtisammalten lajikoostumukseen. Ojitettujen ja luonnontilaisten kohteiden välinen ero lajikoostumuksessa oli siis samanlainen karuilla ja rehevillä soilla. Koska rehevien kohteiden lajimäärä on luonnontilassa karuja korkeampi ja ojituksen aiheuttama suhteellinen muutos lajikoostumuksessa on yhtä suurta karuilla ja rehevillä kohteilla, tämä tarkoittaa, että reheville kohteille on tullut suhteessa saman verran, mutta määrällisesti enemmän lajeja kuin karuille kohteille. Vastaavasti myös paikallisia sukupuuttoja on tapahtunut karuilla ja rehevillä kohteilla suhteessa saman verran, mutta rehevillä määrällisesti enemmän. Tämä viittaisi siihen, että rehevien kohteiden suurempi lajimäärä on seurausta sekä suuremmasta lajimäärästä luonnontilassa että suuremmasta korvaavien lajin määrästä häiriön jälkeen.

4.5 Johtopäätökset

Ojitus ei muuttanut kohteiden lajimäärää, mutta vaikutti yhteisön lajikoostumukseen. Näin ollen häiriö aiheuttaa paikallisia sukupuuttoja ja kolonisaatiota, vaikkakin lajimäärä säilyy muuttumattomana. Lajimäärä ei vaikuta tämän tutkimuksen perusteella olevan hyvä mittari häiriön vaikutuksille eikä näin ollen luultavasti myöskään ennallistamisen vaikutuksille. Myöskään beta-diversiteetti ei näyttäisi olevan kovin käyttökelpoinen mittari, sillä häiriön aiheuttaman muutoksen suunta vaihtelee. Tulosten perusteella ei pysty vetämään yhtenäisiä johtopäätöksiä beta-diversiteetin käyttäytymisestä ojituksessa, joten on hyvin vaikea ennustaa myöskään miten beta-diversiteetin olettaisi käyttäytyvän ennallistami-

nessa. Kumpikaan tarkastelemistani diversiteettimittareista ei tämän tutkimuksen perusteella ole kovin hyödyllinen yhteisön muutoksen tarkastelussa. Alfa- ja beta-diversiteetin suhdetta tarkastelemalla voidaan kuitenkin tehdä johtopäätöksiä maisematason lajistossa tapahtuvista ilmiöistä. Kohdekohtaisen, kohteiden välisen ja maisematason monimuotoisuuden suhteen ymmärtämisellä voi olla suuri merkitys lajien ja luonnonsuojelun optimoinnin kannalta.

Jos kohteen lajimäärä sekä lajien runsaussuhteet ovat säilyneet esimerkiksi häiriössä samana, voidaan ajatella myös monimuotoisuuden säilyneen siitäkin huolimatta, että lajisto on muuttunut. Yhteiskunnallisessa keskustelussa tulisi-kin tarkentaa monimuotoisuus-termin käyttöä. Yksittäisen kohteen suojelua perustellaan usein monimuotoisuuden säilyttämisellä, vaikka tarkaan ottaen kohteen monimuotoisuus ei välttämättä poikkea jostain toisesta kohteesta. Täsmällisesti ottaen tavoitteena on yleensä säilyttää monimuotoisuutta laajemmassa mittakaavassa maisematasolla. Jos halutaan tutkia yhteisön lajikoostumuksessa tai lajien runsauksissa tapahtuneita muutoksia, tulee mittarina käyttää yhteisötarkasteluihin soveltuvia etäisyysmittoja tai similariteetti-indeksejä. Erityisesti lajikoostumuksessa tapahtuneet muutokset saadaan näkyviin käyttämällä lajien läsnäoloon perustuvaa indeksiä. Tässä tutkimuksessa valittiin läsnäoloon perustuva klassinen Sørensenin indeksi yhteisöanalyysiin juuri siitä syystä, että haluttiin tarkastella lajikoostumuksessa tapahtuneita muutoksia, ja sitä kautta tapahtuneita sukupuuttoja ja kolonisaatioita. Käytetyllä menetelmällä päästiin kiinni sukupuutto-kolonisaatio-tasapainoon tarkastelematta suoraan muutoksia yksittäisten lajien esiintymisessä kohteilla. Yhteisöanalyysissä olisi ollut mahdollista käyttää myös indeksiä, joka perustuu lajien läsnäoloon ja runsauteen. Tällaisen indeksin perusteella tapahtunut muutos saattaa kuitenkin kertoa yhteisön muuttuneen vain lajien runsauksien osalta, joten sen perusteella ei voida tehdä varmaa johtopäätöstä lajien sukupuutoista tai kolonisaatiosta, minkä vuoksi valittiin pelkkään läsnäoloon perustuva indeksi.

Putkilokasvit ja lehtisammalet erosivat monessa tapauksessa vasteiltaan. Putkilokasvit reagoivat lehtisammalia herkemmin ojitukseen. Syynä tähän voi olla putkilokasvien alhaisempi populaatiokoko verrattuna lehtisammaliin. Sam-

malilla yksilömäärät ovat suuria, jolloin on todennäköisempää, että muutama yksilö jää suon alimmalle pinnalle elämään. Sammalet todennäköisemmin vain harvenevat sukupuuttojen sijaan toisin kuin putkilokasvit. Tällöin ero saattaa myös tasoittua pidemmällä aikavälillä. Aineisto olisi antanut mahdollisuuden analysoida myös muutoksia yksittäisten lajien runsauksissa, mutta sitä ei tehty tässä tutkimuksessa. Populaatiokoon lisäksi putkilokasvit ja lehtisammalet eroavat elintavoiltaan: putkilokasveilla on juuret ja erikoistuneet vedenottorakenteet, kun taas lehtisammalet ottavat veden ja ravinteet suoraan ulkopintansa läpi. Sammalet voivatkin sietää putkilokasveja paremmin jaksoittaista kuivuutta, sillä ne ovat ravinnonottotapansa ja juurettomuutensa vuoksi sopeutuneet ajoittaiseen kuivahtamiseen (Ulvinen ym. 2002). Tämänkaltaisissa tutkimuksissa on ensiarvoisen tärkeää pohtia, onko tutkittava ryhmä lajeja tarpeeksi yhtenäinen, ja onko käytetty jako perusteltu. Ekologisesti erilaisten lajiryhmien tarkasteleminen yhdessä saattaa johtaa siihen, että tulokset häviävät lajiryhmien erilaisiin vasteisiin. Tämän tutkimuksen eri vaiheissa pohdittiin putkilokasvien ja lehtisammalten analysoimista yhdessä sekä erikseen, mutta lajiryhmät päädyttiin analysoimaan erikseen niiden vasteiden ollessa erilaiset. Toisaalta analysoitavien lajiryhmien luokittelu jonkin muun ominaisuuden suhteen olisi saattanut olla yhtä perusteltua, tai jopa perustellumpaa. Esimerkiksi suo- ja metsäkasvit olisi voitu analysoida omina ryhminään. Olipa käytettynä jaottelun perusteena sitten funktionaalinen lajiryhmä tai jokin muu, jaotteluun ja tulosten yleistettävyyteen eri lajiryhmien suhteen tulisi kiinnittää analysointivaiheessa huomiota.

Myös suotyyppien välillä oli jonkin verran eroja vasteissa. Suotyyppien väliset erot eivät kuitenkaan olleet varsinaisena mielenkiinnon kohteena tässä tutkimuksessa. Suotyypit analysoitiin erikseen vain tulosten tulkinnan helpottamiseksi. Oleellista on huomata, että jos tutkimukseen olisi sisällynyt vain tietyn pääsuotyypin kohteita, ilmiöistä tehdyt johtopäätökset olisivat muuttuneet. Esimerkiksi beta-diversiteetin käyttäytymisestä häiriössä olisi tehty täysin erilaiset johtopäätökset, jos kaikki tutkimuskohteet olisivat olleet korpia. Eri pääsuotyyppien sisällyttäminen tutkimukseen mahdollistaa tulosten laajan yleistettävyyden koko suoluontoon. Tutkittaessa monimuotoisuuden ja resurssien välistä suhdetta sekä häiriön vaikutusta tähän suhteeseen niin käytettävällä monimuotoisuuden mittarilla kuin häiriön luonteellakin on suuri vaikutus tuloksiin.

Sekä resurssien että häiriön vaikutusta monimuotoisuuteen on tutkittu paljon. Tämän tutkimuksen vahvuutena on huolellisesti suunniteltu koeasetelma ja riittävän suuri otoskoko. Jatkossa saman koeasetelman avulla tullaan tutkimaan ennallistamisen vaikutuksia suokasvillisuuden lajimäärään, beta-diversiteettiin, lajikoostumukseen ja yhteisörakenteeseen.

5 Tulosten merkitys ennallistamiselle

Ennallistamisella tarkoitetaan ”palauttamista alkuperäiseen tai terveeseen ja elinvoimaiseen tilaan” (Bradshaw 1997). Ekologisen ennallistamisen avulla pyritään pysäyttämään ihmisen aiheuttama ekosysteemin rappeutuminen ja palauttamaan ekosysteemin luontainen rakenne ja toiminta (Bradshaw 1984, Haapalehto ym. 2011, Vanha-Majamaa ym. 2007). Tavoitteena on luoda luontaisesti toimiva ekosysteemi, joka pystyy ylläpitämään ekologiset prosessit (esim. hydrologia, hiilen sidonta, ravinteiden kierrätys) sekä habitaatille ominaisten lajien elinkel-poiset populaatiot (Bradshaw 1984, Maschinski 2006). Metsäojitettujen soiden ennallistamisessa ojien täytön ja puuston poiston tavoitteena on pysäyttää ojituksen käynnistämä sekundaarisukkersio ja käynnistää prosessi, joka palauttaa suon luontaisen hydrologian, valaistusolosuhteet ja trofian (Laine ym. 2011, Hedberg ym. 2012). Suoekosysteemin luontaisten prosessien palautuminen mahdollistaa myös suolle ominaisten lajien sekä niiden myötä suon biottisen toiminnan palautumisen.

Saatujen tulosten perusteella yhteisön lajikoostumus muuttui ojituksen seurauksena ja häirityssä ekosysteemissä tapahtui paikallisia sukupuuttoja tarkastellussa mittakaavassa. Alkuperäisen lajikoostumuksen palautuminen on yksi ennallistamisen tärkeimmistä tavoitteista (Bradshaw 1997). Ennallistamisen kannalta tämä merkitsee sitä, että yhteisön täydellinen palautuminen edellyttää suolle ojituksen jälkeen levinneiden lajien häviämistä sekä alkuperäisten suolajien kolonisaatiota ennallistetulle suolle. Metsälajit todennäköisesti vähenevät suon hydrologian palautuessa ja olosuhteiden muuttuessa niille haitallisiksi. Haapalehto ym. (2011) havaitsivatkin metsäsammalten ja mustikan peittävyysden laskeneen ennallistamisen seurauksena.

Kolonisaatio edellyttää lajien levittäytymistä. Viime vuosina julkaistuissa ennallistamistutkimuksissa onkin todettu, että suon lajikoostumus poikkeaa luonnontilaisesta vielä monta vuotta ennallistamisen jälkeen (Haapalehto ym. 2011, Hedberg ym. 2012). Etenkin rehevän suon ja rimpipinnan lajit puuttuvat usein kokonaan (Laine ym. 2011, Haapalehto ym. 2011, Hedberg ym. 2012, Mälson ym. 2010). Näin ollen

alkuperäisten lajien levittäytyminen on potentiaalinen ongelma. Puuttuvien suospecialistien dispersaalityky saattaa olla heikko, ja ojitusajan yli selvinneillä suolajeilla voi olla kilpailuetu, jolloin esimerkiksi ojituksen yli selvinneet rahkasammallet pystyvät leviämään tehokkaasti kasvullisella lisääntymisellä estäen samalla muiden lajien itiöiden levittäytymisen (Campbell & Rochefort 2003, Haapalehto ym. 2011). Toisaalta habitatti saattaa yhä olla epäsojiva tietyille lajeille ennallistamisesta huolimatta (Mälson ym. 2008). Alkuperäisen lajikoostumuksen palautumiseen voidaan vaikuttaa huomioimalla lajistollista kytkeytyneisyyttä ennallistamiskohteiden sijoittelussa maisemaan (Huxel & Hastings 1999). Ennallistamiskohteita valittaessa kannattaa siis priorisoida lähellä luonnontilaisia soita sijaitsevia kohteita, joilta lajit pystyvät dispersoimaan ennallistettavalle suolle tai suon osalle. Mälsonin ym. (2010) mukaan yksi mahdollinen keino edistää siementen ja itiöiden kolonisaatiota voisi olla pintaturpeen laikuittainen muokkaus. Alkuperäisen lajiston laaja-alainen uudelleen vakiintuminen voi vaatia ennallistamistoimien lisäksi myös siirtoistutuksia (Hedberg ym. 2012).

Tässä tutkimuksessa yhteensä 126 löydetystä putkilokasvilajista 35 lajia esiintyi ainoastaan luonnontilaisilla tutkimuskohteilla, toisin sanoen puuttui kokonaan ojitetuilta kohteilta (liite 1). Vastaavasti putkilokasvilajeista 9:ää löydettiin ainoastaan ojitetuilta kohteilta. Sammallajeja löydettiin kaikkiaan 86, ja niiden joukossa oli 19 lajia, jotka esiintyivät vain luonnontilaisilla kohteilla. Vain ojitetuilta kohteilta löytyneitä sammallajeja oli 14. Yksittäisten lajien esiintymisen tarkastelu paljastaa samansuuntaisen tuloksen kuin hiljattain julkaistujen ennallistamistutkimusten tulokset: ojitetuilta kohteilta puuttuu kokonaan etenkin rehevän kasvupaikan ja kostean pinnan lajeja (mm. tähtisara *Carex echinata*, suo-ohdake *Cirsium palustre*, suohorsma *Epilobium palustre*, luhtakuusio *Pedicularis palustris*, villapääluikka *Trichophorum alpinum*, suo-orvokki *Viola palustris*, lettohiirensammal *Bryum pseudotriquetrum*, lettolierosammal *Paludella squarrosa*, isolehväsammal *Plagiomnium medium*, rimpirahkasammal *Sphagnum annula-*

tum, kuljuraikasammal *Sphagnum cuspidatum* ja keräpääraikasammal *Sphagnum subsecundum*).

Ojitettujen kohteiden välinen monimuotoisuus eli beta-diversiteetti oli useissa tapauksissa luonnontilaisia korkeampi, ja yksi syy tähän saattaa olla vaihtelu ojituksen onnistumisessa. Ojituksen aiheuttamien muutosten suuruus vaikuttaa siihen, miten hyvin ennallistaminen todennäköisesti onnistuu (Laine ym. 2011). Ojituksen jälkeisen kasvillisuussukcession nopeuteen vaikuttavat mm. suon alkuperäinen ravinnetaso, oijen syvyys sekä ojituksen jälkeinen puun kasvu. Näin ollen on oletettavissa, että ennallistaminen onnistuu joillain kohteilla toisia paremmin. Tämän tutkimuksen mukaan rehevillä soilla ei ollut tapahtunut ojituksen seurauksena suhteellisesti suurempaa muutosta lajimäärässä tai yhteisön lajikoostumuksessa kuin karuilla soilla. Ainut poikkeus olivat rehevät rämeet, joilla putkilokasvien lajimäärä oli laskenut merkitsevästi ojituksen seurauksena, kun taas karuilla rämeillä ojitus ei vaikuttanut lajimäärään. Tämän perusteella voisi vetää johtopäätöksen, että ravinnetaso ei näyttäisi vaikuttavan ratkaisevasti ennallistamisen onnistumiseen. Toisaalta juuri rehevän kasvupaikan lajeja näyttää olevan vaikea saada palautumaan (ks. edellä). Tämä johtunee siitä, että rehevillä kohteilla tapahtunut muutos on absoluuttisesti suurempi kuin karuilla, toisin sanoen lajeja on hävinnyt määrällisesti enemmän. Näin ollen koko yhteisön palautumistodennäköisyys on alhaisempi, sillä kolonisaatio on jokaiselle yksittäiselle lajille haastavaa. Lisäksi rehevän kasvupaikan lajit ovat harvinaisempia, jolloin myös lähdepopulaatioita on harvemmassa.

Korpien putkilokasviyhteisöjen lajikoostumus ei eronnut ojitettujen ja luonnontilaisten kohteiden välillä. Monimuuttujavarianssianalyysin testisuureen arvoista nähdään, että kolmella tutkitulla pääsuotyypillä myös lehtisammalajiston koostumus poikkesi vähiten ojitettujen ja luonnontilaisten välillä korvissa (taulukko 6). Lajikoostumuksessa on tapahtunut vähiten muutoksia luultavasti siksi, että luonnontilaisenkin korven lajeista suuri osa on metsälajeja. Tästä voisi tehdä johtopäätöksen, että alkuperäisen lajikoostumuksen palauttaminen korpiin ennallistamisen avulla on todennäköisesti rämeitä ja avosoita helpompaa. Korpia pidetään usein ennallistamisen näkökulmasta lajistollisesti monimuotoisempina ja arvokkaampina elinympäris-

töinä kuin muita suotyyppejä. Tämän tutkimuksen perusteella lajisto näyttäisi kuitenkin muuttuvan rämeillä ja avosoilla ojituksen seurauksena enemmän kuin korvissa sekä beta-diversiteetin että lajikoostumuksen suhteen. Tämä tulisi ottaa huomioon ennallistamisen tavoitteissa ja perusteissa.

Ojitus oli vaikuttanut putkilokasvien lajimäärään keskimäärin enemmän kuin lehtisammalten. Putkilokasvien lajimäärä oli ojitetuilla rämeillä alhaisempi kuin luonnontilaisilla rämeillä, ja myös korvissa sekä avosoilla ojituksella oli samansuuntainen vaikutus. Monimuuttujavarianssianalyysin testisuureen arvoista kuitenkin nähdään, että korvissa ja rämeillä lehtisammalyhteisöjen lajikoostumuksen muutos ojituksessa oli voimakkaampi kuin putkilokasviyhteisöjen. Näiden tulosten perusteella lehtisammalten lajikoostumuksen muutoksen ollessa suurempi useampia lajeja on täytynyt vaihtua kokonaan. Putkilokasveilla sen sijaan lajeja on hävinnyt, mutta uusia ei ole tullut niin paljon tilalle. Näin ollen korpien ja rämeiden putkilokasviyhteisön palautumisen onnistuminen näyttäisi riippuvan enemmän dispersaalista, kun taas lehtisammalilla metsälajien häviäminen on suolajien kolonisaation ohella oleellista. Metsäsammalten vähentyminen on tärkeää, jotta kolonisoiville suolajille vapautuu tilaa.

Alkuperäisen yhteisörakenteen lisäksi ennallistamisen avulla pyritään palauttamaan ekosysteemin luontainen toiminta (Bradshaw 1984). Ekosysteemin toiminnan palautuminen ei välttämättä kaikissa tapauksissa edellytä alkuperäisen yhteisörakenteen täydellistä palautumista (Hooper ym. 2005, Cortina ym. 2006, Cardinale ym. 2012). Vaikka ennallistetun suon kasvillisuusyhteisö poikkeaisi luonnontilaisesta, voi suon pintaturpeen kasvu ja sitä kautta myös hiilensidontakyky alkaa elpyä muutaman vuoden kuluessa ennallistamisen myötä (Kareksela ym. 2012). Ennallistamisseurantoja tehdessä onkin tärkeää miettiä huolella ennallistamisen tarkat tavoitteet sekä se, milloin niiden voidaan ajatella täyttyneen. Erityisesti suojelualueilla tavoitteena ei voida katsoa olevan pelkän ekosysteemin toiminnan palauttaminen, vaan myös maisematason monimuotoisuuden ja rakenteen säilyttäminen (Hyvärinen & Aapala 2009), jolloin yksittäistenkin lajien palautuminen ennallistetuille soille voi olla tärkeää.

Kiitokset

Kiitos Metsähallituksen luontopalveluille aineiston keräämisestä ja yhteistyöstä, ja erityisesti Jouni Penttiselle käytännön avusta. Anna Oldén, Riikka Juutinen ja Tauno Ulvinen auttoivat sammalnäytteiden määrittämisessä. Suoverkosto-LIFE-hanke (Boreal Peatland LIFE) sekä Societas Pro Flora et Fauna Fennica rahoittivat tätä työtä.

Lähteet

- Anderson, M. J. 2001: A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. – *Austral Ecology* 26: 32–46.
- Bakelaar, R. G. & Odum, E. P. 1978: Community and population level responses to fertilization in an old-field ecosystem. – *Ecology* 59: 660–665.
- Balata, D., Piazzini, L. & Benedetti-Cecchi, L. 2007: Sediment disturbance and loss of beta diversity on subtidal rocky reefs. – *Ecology* 88: 2455–2461.
- Bates, H. W. 1862: Contributions to an insect fauna of the Amazon valley (Lepidoptera: Heliconidae). – *Biological Journal of the Linnean Society* 16: 41–54.
- Begon, M., Townsend, C. R. & Harper, J. L. 2006: *Ecology: from individuals to ecosystems*. – Blackwell Publishing, Oxford. 738 s.
- Bradshaw, A. D. 1984: Land restoration: now and in the future. – *Proceedings of the Royal Society of London B* 223: 1–23.
- 1997: What do we mean by restoration? – Teoksessa: Urbanska, K. M., Webb, N. R., Edwards, P. J. (toim.), *Restoration ecology and sustainable development*. Cambridge University Press, Cambridge. S. 8–14.
- Campbell, D. R. & Rochefort, L. 2003: Germination and seedling growth of bog plants in relation to the recolonization of milled peatlands. – *Plant Ecology* 169: 71–84.
- Cardinale, B. J., Weis, J. J., Forbes, A. E., Tilmon, K. J. & Ives, A. R. 2006: Biodiversity as both a cause and consequence of resource availability: a study of reciprocal causality in a predator-prey system. – *Journal of Animal Ecology* 75: 497–505.
- , Duffy, E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G. M., Tilman, D., Wardle, D. A., Kinzig, A. P., Daily, G. C., Loreau, M., Grace, J. B., Larigauderie, A., Srivastava, D. S. & Naeem, S. 2012: Biodiversity loss and its impact on humanity. – *Nature* 486: 59–67.
- Chase, J. M. & Leibold, M. A. 2002: Spatial scale dictates the productivity-biodiversity relationship. – *Nature* 416: 427–430.
- Connell, J. H. 1978: Diversity in tropical rain forests and coral reefs. – *Science* 199: 1302–1310.
- Cornwell, W. K. & Grubb, P. J. 2003: Regional and local patterns in plant species richness with respect to resource availability. – *Oikos* 100: 417–428.
- Cortina, J., Maestre, F. T., Vallejo, R., Baeza, M. J., Valdecantos, A., Pérez-Devesa, M. 2006: Ecosystem structure, function, and restoration success: Are they related? – *Journal for Nature Conservation* 14: 152–160.
- Currie, D. J. 1991: Energy and large-scale patterns of animal- and plant-species richness. – *American Naturalist* 137: 27–49.
- Ellingsen, K. & Gray, J. S. 2002: Spatial patterns of benthic diversity: is there a latitudinal gradient along the Norwegian continental shelf? – *Journal of Animal Ecology* 71: 373–389.
- Evans, K. L., Warren, P. H. & Gaston, K. J. 2005: Species-energy relationships at the macroecological scale: a review of the mechanisms. – *Biological Reviews* 80: 1–25.
- Field, R., Hawkins, B. A., Cornell, H. V., Currie, D. J., Diniz-Filho, J. A. F., Guégan, J., Kaufman, D. M., Kerr, J. T., Mittelbach, G. G., Oberdorff, T., O'Brien, E. M. & Turner, J. R. G. 2009: Spatial species-richness gradients across scales: a meta-analysis. – *Journal of Biogeography* 36: 132–147.
- Fukami, T. 2001: Sequence effects of disturbance on community structure. – *Oikos* 92: 215–224.
- Gaston, K. J. 2000: Global patterns in biodiversity. – *Nature* 405: 220–227.
- & Spicer, J. I. 2004: *Biodiversity: an introduction*. – Blackwell Publishing, Oxford. 208 s.
- Gough, L., Osenberg, C. W., Gross, K. L. & Collins, S. L. 2000: Fertilization effects on species density and primary productivity in herbaceous plant communities. – *Oikos* 89: 428–439.
- Gould, W. & Walker, M. 1997: Landscape-scale patterns in plant species richness along an arctic river. – *Canadian Journal of Botany* 75: 1748–1765.

- Haapalehto, T., Kotiaho, J. S. & Kuitunen, M. 2006: Metsäojituksen ja ennallistamisen vaikutukset suokasvillisuuteen Seitsemisen kansallispuistossa. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja A 156. 47 s.
- , Vasander, H., Jauhiainen, S., Tahvanainen, T. & Kotiaho, J. S. 2011: The effects of peatland restoration on water-table depth, elemental concentrations, and vegetation: 10 years of changes. – *Restoration Ecology* 19: 587–598.
- Hammer, Ø., Harper, D. A. T. & Ryan, P. D. 2001: PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. – *Palaeontologia Electronica* 4: 1–9.
- Hannah, L., Lohse, D., Hutchinson, C., Carr, J. L. & Lanckerani, A. 1994: A preliminary inventory of human disturbance of world ecosystems. – *Ambio* 23: 246–250.
- Harrison, S., Davies, K. F., Safford, H. D. & Viers, J. H. 2006: Beta diversity and the scale-dependence of the productivity-diversity relationship: a test in the Californian serpentine flora. – *Journal of Ecology* 94: 110–117.
- Hedberg, P., Kotowski, W., Saetre, P., Mälson, K., Rydin, H. & Sundberg, S. 2012: Vegetation recovery after multiple-site experimental fen restorations. – *Biological Conservation* 147: 60–67.
- Hokkanen, M., Aapala, K. ja Alanen, A. (toim.) 2005: Ennallistamisen ja luonnonhoidon seurantasuunnitelma. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 76. 85 s.
- Hooper, D. U., Chapin, F. S., Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J. H., Lodge, D. M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A. J., Vandermeer, J. & Wardle, D. A. 2005: Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. – *Ecological Monographs* 75: 3–35.
- Hubbell, S. P. 2001: The unified neutral theory of biodiversity and biogeography. – Princeton University Press, Princeton. 448 s.
- Hurlbert, A. H. 2004: Species-energy relationship and habitat complexity in bird communities. – *Ecology Letters* 7: 714–720.
- Huston, M. 1979: A general hypothesis of species diversity. – *American Naturalist* 113: 81–101.
- Huxel, G. R. & Hastings, A. 1999: Habitat loss, fragmentation and restoration. – *Restoration Ecology* 7: 309–315.
- Hyvärinen, E. & Aapala, K. (toim.) 2009: Metsien ja soiden ennallistamisen sekä harjumen metsien paahdeympäristöjen hoidon seurantaohje. – Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisuja. Sarja B 118. 116 s.
- Hämet-Ahti, L., Suominen, J., Ulvinen, T. & Uotila, P. (toim.) 1998: Retkeilykasvio. – Luonnontieteellisen keskusmuseon kasvimuseo, Helsinki. 656 s.
- Kaakinen, E., Aapala, K. & Kokko, A. 2008: Suoluonnon monimuotoisuus. – Teoksessa: Korhonen, R., Korpela, L. & Sarkkola, S. (toim.), Suomi – Suoma: soiden ja turpeen tutkimus sekä kestävä käyttö. Maahenki, Helsinki. S. 34–53.
- Kahilainen, A., Puurtinen, M., Kuitunen, K. & Kotiaho, J. S. 2012: Species diversity vs. genetic diversity: a conflict in conserving levels of biodiversity? – Käsikirjoitus.
- Kareksela, S., Haapalehto, T., Tahvanainen, T. & Kotiaho, J. S. 2012: Fighting severe carbon loss of degraded ecosystems by jump-starting the original ecosystem functions. – Käsikirjoitus.
- Kondoh, M. 2001: Unifying the relationships of species richness to productivity and disturbance. – *Proceedings of the Royal Society of London. B* 268: 269–271.
- Laaka-Lindberg, S., Anttila, S. & Syrjänen, K. (toim.) 2009: Suomen uhanalaiset sammalet. – Ympäristöopas, Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 347 s.
- Laine, A. M., Leppälä, M., Tarvainen, O., Päätaalo, M.-L., Seppänen, R. & Tolvanen, A. 2011: Restoration of managed pine fens: effect on hydrology and vegetation. – *Applied Vegetation Science* 14: 340–349.
- Laine, J., Vasander, H. & Laiho, R. 1995: Long-term effects of water level drawdown on the vegetation of drained pine mires in Southern Finland. – *Journal of Applied Ecology* 32: 785–802.

- Lamarck, J. B. 1809: On artificial devices in dealing with the productions of nature. – Teoksessa: Lamarck J. B., Philosophie zoologique, ou exposition des considérations relatives à l'histoire naturelle des animaux (Zoological philosophy, an exposition with regard to the natural history of animals). Macmillan, London. S. 19–28.
- Loreau, M. 2010: Linking biodiversity and ecosystems: towards a unifying ecological theory. – *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 365: 49–60.
- MacArthur, R. H. 1984: Geographical ecology: patterns in the distribution of species. – Princeton University Press, Princeton. 269 s.
- MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. 1967: The theory of island biogeography. – Princeton University Press, Princeton. 203 s.
- Magurran, A. E. 2004: Measuring biological diversity. – Blackwell Publishing, Oxford. 264 s.
- Maschinski, J. 2006: Implications of population dynamic and metapopulation theory for restoration. – Teoksessa: Falk, D. A., Palmer, M. A. & Zedler, J. B. (toim.), Foundations of restoration ecology. Island Press, Washington. S. 59–87.
- 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.
- Mwendera, E. J., Saleem, M. A. M. & Woldu, Z. 1997: Vegetation response to cattle grazing in the Ethiopian highlands. – *Agriculture, Ecosystems & Environment* 64: 43–51.
- Mälson, K., Backeus, I. & Rydin, H. 2008: Long-term effects of drainage and initial effects of hydrological restoration on rich fen vegetation. – *Applied Vegetation Science* 11: 99–106.
- , Sundberg, S. & Rydin, H. 2010: Peat disturbance, mowing, and ditch blocking as tools in rich fen restoration. – *Restoration Ecology* 18: 469–478.
- Patterson, B. D., Stotz, D. F., Solari, S., Fitzpatrick, J. W. & Pacheco, V. 1998: Contrasting patterns of elevational zonation for birds and mammals in the Andes of Southeastern Peru. – *Journal of Biogeography* 25: 593–607.
- Pickett, S. T. A. & White, P. S. 1985: The ecology of natural disturbance and patch dynamics. – Academic Press, London. 472 s.
- Pino, J., Rodà, F., Ribas, J. & Pons, X. 2000: Landscape structure and bird species richness: implications for conservation in rural areas between natural parks. – *Landscape and Urban Planning* 49: 35–48.
- Proulx, M. & Mazumder, A. 1998: Reversal of grazing impact on plant species richness in nutrient-poor vs. nutrient-rich ecosystems. – *Ecology* 79: 2581–2592.
- Quinn, G. P. & Keough, M. J. 2002: Experimental design and data analysis for biologists. – Cambridge University Press, Cambridge. 556 s.
- Rohde, K. 1992: Latitudinal gradients in species diversity: the search for the primary cause. – *Oikos* 65: 514–527.
- Rosenzweig, M. L. 1995: Species diversity in space and time. – Cambridge University Press, Cambridge. 460 s.
- Rydin, H., Jeglum, J. K. & Hooijer, A. 2006: The biology of peatlands. – Oxford University Press, Oxford. 343 s.
- Sallantausta, T. 1992: Leaching in the material balance of peatlands – preliminary results. – *Suo* 34: 253–358.
- Shurin, J. B. & Allen, E. G. 2001: Effects of competition, predation, and dispersal on species richness at local and regional scales. – *American Naturalist* 158: 624–637.
- Srivastava, D. S. & Lawton, J. H. 1998: Why more productive sites have more species: an experimental test of theory using tree-hole communities. – *American Naturalist* 152: 510–529.
- Svavarsson, J., Stromberg, J. & Brattegard, T. 1993: The deep-sea asellote (Isopoda, Crustacea) fauna of the northern seas: species composition, distributional patterns and origin. – *Journal of Biogeography* 20: 537–555.

- Tahvanainen, T. 2004: Water chemistry of mires in relation to the poor-rich vegetation gradient and contrasting geochemical zones of the North-Eastern Fennoscandian shield. – *Folia Geobotanica* 39: 353–369.
- Tilman, D. 1987: Secondary succession and the pattern of plant dominance along experimental nitrogen gradients. – *Ecological Monographs* 57: 189–214.
- Tilman, D., May, R. M., Lehman, C. L. & Nowak, M. A. 1994: Habitat destruction and the extinction debt. – *Nature* 371: 65–66.
- Tilman, D. 1982: Resource competition and community structure. – Princeton University Press, Princeton. 296 s.
- Tirri, R. 2001: Biologian sanakirja. – Otava, Helsinki. 888 s.
- Townsend, C. R. & Hildrew, A. G. 1994: Species traits in relation to a habitat template for river systems. – *Freshwater Biology* 31: 265–275.
- Ulvinen, T., Syrjänen, K. & Anttila, S. (toim.) 2002: Suomen sammalet – levinneisyys, ekologia, uhanalaisuus. – Suomen ympäristö 560. 354 s.
- Vanha-Majamaa, I., Lilja, S., Ryömä, R., Kotiaho, J. S., Laaka-Lindberg, S., Lindberg, H., Puttonen, P., Tamminen, P., Toivanen, T. & Kuuluvainen, T. 2007: Rehabilitating boreal forest structure and species composition in Finland through logging, dead wood creation and fire: the EVO experiment. – *Forest Ecology and Management* 250: 77–88.
- Vellend, M. & Geber, M. A. 2005: Connections between species diversity and genetic diversity. – *Ecology Letters* 8: 767–781.
- Vitt, D. H. & Wieder, R. K. 2009: The structure and function of bryophyte-dominated peatlands. – Teoksessa: Goffinet B. & Shaw A. J. (toim.), *Bryophyte biology*. Cambridge University Press, Cambridge. S. 357–391.
- Vuori, H. 2012: Ravinnetason ja ojituksen vaikutus suokasvillisuuden monimuotoisuuteen ja lajikoostumukseen. – Pro gradu -tutkielma, Jyväskylän yliopisto, bio- ja ympäristötieteiden laitos, Jyväskylä. 28 s.
- Waide, R. B., Willig, M. R., Steiner, C. F., Mittelbach, G., Gough, L., Dodson, S. I., Juday, G. P. & Parmenter, R. 1999: The relationship between productivity and species richness. – *Annual Review of Ecology and Systematics* 30: 257–300.
- Whittaker, R. H. 1972: Evolution and measurement of species diversity. – *Taxon* 21: 213–251.
- 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: 453–470.
- Wilson, S. D. & Tilman, D. 2002: Quadratic variation in old-field species richness along gradients of disturbance and nitrogen. – *Ecology* 83: 492–504.
- Wright, D. 1983: Species-energy theory: an extension of species-area theory. – *Oikos* 41: 496–506.

Kasvillisuusinventoinneissa löydetyt putkilokasvi- ja lehtisammallajit luonnontilaisilla ja ojitetuilla kohteilla

Nimistö on putkilokasvien osalta Hämet-Ahdin ym. (1998) ja sammalten osalta Laaka-Lindbergin ym. (2009) mukainen.

K = karut ja R = rehevät.

Laji	Suomenkielinen nimi	Luonnontilaiset						Ojitetut						
		Korvet		Rämeet		Avosuot		Korvet		Rämeet		Avosuot		
		K	R	K	R	K	R	K	R	K	R	K	R	
<i>Agrostis canina</i>	Luhtarölli		x											
<i>Alnus incana</i>	Harmaaleppä				x		x		x					
<i>Andromeda polifolia</i>	Suokukka	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x
<i>Anemone nemorosa</i>	Valkovuokko	x	x						x					
<i>Angelica sylvestris</i>	Karhunputki		x											
<i>Athyrium filix-femina</i>	Hiirenporras	x	x						x					
<i>Betula nana</i>	Vaivaiskoivu			x	x	x	x		x	x	x	x	x	x
<i>Betula pendula</i>	Rauduskoivu											x		
<i>Betula pubescens</i>	Hieskoivu	x	x		x			x	x	x	x	x	x	x
<i>Calamagrostis canescens</i>	Viitakastikka	x	x						x					x
<i>Calamagrostis epigejos</i>	Hietakastikka				x									
<i>Calamagrostis purpurea</i>	Korpikastikka	x	x		x				x					
<i>Calamagrostis stricta</i>	Luhtakastikka		x											
<i>Calluna vulgaris</i>	Kanerva			x	x	x	x	x		x	x	x	x	x
<i>Caltha palustris</i>	Rentukka		x											
<i>Carex aquatilis</i>	Vesisara		x		x									
<i>Carex brunnescens</i> var. <i>vitalis</i>	Korpiolkusara								x					
<i>Carex canescens</i>	Harmaasara		x						x	x	x			
<i>Carex cespitosa</i>	Mätässara		x						x					
<i>Carex chordorrhiza</i>	Juurtosara		x		x	x	x				x			x
<i>Carex dioica</i>	Äimäsara				x		x				x			
<i>Carex disperma</i>	Hentosara		x											
<i>Carex echinata</i>	Tähtisara	x	x		x		x							
<i>Carex globularis</i>	Pallosara	x	x	x	x			x	x	x	x			
<i>Carex lasiocarpa</i>	Jouhisara		x		x	x	x				x			x
<i>Carex limosa</i>	Mutasara				x	x	x						x	
<i>Carex loliacea</i>	Korpiasara	x							x					
<i>Carex magellanica</i>	Riippasara		x		x	x	x				x			x
<i>Carex nigra</i>	Jokapaikansara	x		x	x				x					
<i>Carex pauciflora</i>	Rahkasara			x	x	x	x				x	x	x	
<i>Carex rhynchophysa</i>	Kaislasara			x										
<i>Carex rostrata</i>	Pullosara			x	x		x				x			x
<i>Carex vaginata</i>	Tuppisara		x		x				x					
<i>Carex vesicaria</i>	Luhtasara		x											
<i>Chamaedaphne calyculata</i>	Vaivero	x	x	x	x	x				x	x	x	x	
<i>Cirsium helenioides</i>	Huopaohdake		x											
<i>Cirsium palustre</i>	Suo-ohdake		x											
<i>Cornus suecica</i>	Ruohokanukka		x											
<i>Dactylorhiza maculata</i>	Maariankämmekkä	x	x					x	x					

Laji	Suomenkielinen nimi	Luonnontilaiset						Ojitetut					
		Korvet		Rämeet		Avosuot		Korvet		Rämeet		Avosuot	
		K	R	K	R	K	R	K	R	K	R	K	R
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Nurmilauha	x	x					x	x				
<i>Deschampsia flexuosa</i>	Metsälauha	x	x					x	x	x			
<i>Drosera longifolia</i>	Pitkälehtikihokki					x						x	x
<i>Drosera rotundifolia</i>	Pyöreälehtikihokki			x	x	x	x				x	x	x
<i>Dryopteris carthusiana</i>	Metsäalvejuuri	x	x					x	x				x
<i>Dryopteris expansa</i>	Isoalvejuuri		x						x				
<i>Empetrum hermaphroditum</i>	Pohjanvariksenmarja			x	x						x		
<i>Empetrum nigrum</i>	Variksenmarja	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Epilobium angustifolium</i>	Maitohorsma								x				
<i>Epilobium palustre</i>	Suohorsma		x										
<i>Equisetum arvense</i>	Peltokorte		x						x				
<i>Equisetum fluviatile</i>	Järvikorte		x		x		x				x		x
<i>Equisetum palustre</i>	Suokorte		x		x				x		x		
<i>Equisetum pratense</i>	Lehtokorte		x										
<i>Equisetum sylvaticum</i>	Metsäkorte	x	x		x		x	x	x				
<i>Eriophorum angustifolium</i>	Luhtavilla		x		x	x	x		x		x		x
<i>Eriophorum vaginatum</i>	Tupasvilla		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Filipendula ulmaria</i>	Mesiangervo		x						x				
<i>Galium palustre</i>	Rantamatara		x						x				
<i>Galium uliginosum</i>	Luhtamatara		x										
<i>Geranium sylvaticum</i>	Metsäkurjenpolvi		x										
<i>Geum rivale</i>	Ojakellukka		x						x				
<i>Goodyera repens</i>	Yövilkkä		x					x					
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	Metsäimarre		x						x				
<i>Gymnadenia conopsea</i>	Kirkiruoho		x										
<i>Juncus filiformis</i>	Jouhivihvilä				x								
<i>Juniperus communis</i>	Kataja	x							x		x		
<i>Ledum palustre</i>	Suopursu		x	x	x		x	x	x	x	x	x	x
<i>Linnaea borealis</i>	Vanamo	x	x					x	x				
<i>Listera cordata</i>	Herttakaksikko	x	x						x				
<i>Luzula pilosa</i>	Kevätpiippo		x					x	x				
<i>Lycopodium annotinum</i>	Riidenlieko	x	x						x	x			
<i>Lysimachia thyrsoflora</i>	Terttualpi		x										
<i>Lysimachia vulgaris</i>	Ranta-alpi		x										
<i>Maianthemum bifolium</i>	Oravanmarja	x	x					x	x				
<i>Melampyrum pratense</i>	Kangasmaitikka		x		x	x		x	x	x	x		x
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	Metsämaitikka	x	x		x	x		x					
<i>Melica nutans</i>	Nuokkuhelmikkä		x										
<i>Menyanthes trifoliata</i>	Raate		x		x		x				x		x
<i>Molinia caerulea</i>	Siniheinä		x		x		x				x		x
<i>Moneses uniflora</i>	Tähtitalvikki		x										
<i>Orthilia secunda</i>	Nuokkotalvikki	x	x										
<i>Oxalis acetosella</i>	Käenkaali		x					x	x				
<i>Paris quadrifolia</i>	Sudenmarja		x						x				
<i>Parnassia palustris</i>	Vilukko		x										
<i>Pedicularis palustris</i>	Luhtakuusio				x								
<i>Phegopteris connectilis</i>	Korpi-imarre		x						x				

Laji	Suomenkielinen nimi	Luonnontilaiset						Ojitetut						
		Korvet		Rämeet		Avosuot		Korvet		Rämeet		Avosuot		
		K	R	K	R	K	R	K	R	K	R	K	R	
<i>Phragmites australis</i>	Järviruoko				x									x
<i>Picea abies</i>	Kuusi	x	x		x			x	x	x	x	x	x	x
<i>Pinguicula vulgaris</i>	Siniyökönlehti													x
<i>Pinus sylvestris</i>	Mänty		x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x
<i>Poa remota</i>	Korpinurmikka								x					
<i>Potentilla erecta</i>	Rätväinä						x							
<i>Potentilla palustris</i>	Kurjenjalka		x		x		x		x		x			x
<i>Pyrola minor</i>	Pikkutalvikki		x						x					
<i>Pyrola rotundifolia</i>	Isotalvikki		x						x					
<i>Ranunculus acris</i>	Niittyleinikki		x											
<i>Ranunculus repens</i>	Rönsyleinikki		x											
<i>Rhamnus frangula</i>	Korpipaatsama	x												
<i>Rhynchospora alba</i>	Valkopiirtoheinä					x								x
<i>Rubus arcticus</i>	Mesimarja		x						x					
<i>Rubus chamaemorus</i>	Lakka	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Rubus idaeus</i>	Vadelma								x					
<i>Rubus saxatilis</i>	Lillukka	x	x						x					
<i>Salix aurita</i>	Virpapaju				x			x			x			
<i>Salix cinerea</i>	Tuhkapaju				x									
<i>Salix lapponum</i>	Pohjanpaju		x											x
<i>Salix myrtilloides</i>	Juolukkapaju		x		x		x				x			x
<i>Salix phylicifolia</i>	Kiiltopaju		x				x							
<i>Scheuchzeria palustris</i>	Leväkkö				x	x	x							x
<i>Scutellaria galericulata</i>	Luhtavuohennokka		x											
<i>Selaginella selaginoides</i>	Mähkä													x
<i>Solidago virgaurea</i>	Kultapiisku		x						x					
<i>Sorbus aucuparia</i>	Pihlaja	x	x					x	x					
<i>Stellaria longifolia</i>	Metsätähtimö								x					
<i>Stellaria palustris</i>	Luhtätähtimö								x					
<i>Trichophorum alpinum</i>	Villapääluikka				x		x							
<i>Trichophorum cespitosum</i>	Tupasluikka				x	x	x				x	x	x	
<i>Trientalis europaea</i>	Metsätähti	x	x				x	x	x	x	x			x
<i>Vaccinium microcarpum</i>	Pikkukarpalo			x	x	x	x		x	x	x	x	x	x
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Mustikka	x	x	x				x	x	x	x	x	x	x
<i>Vaccinium oxycoccos</i>	Isokarpalo		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Vaccinium uliginosum</i>	Juolukka	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Puolukka	x	x	x	x			x	x	x	x			x
<i>Valeriana sambucifolia</i>	Lehtovirmajuuri		x						x					
<i>Viola epipsila</i>	Korpiorvokki		x						x					
<i>Viola palustris</i>	Suo-orvokki	x	x											

Laji	Suomenkielinen nimi	Luonnontilaiset						Ojitettut					
		Korvet		Rämeet		Avosuot		Korvet		Rämeet		Avosuot	
		K	R	K	R	K	R	K	R	K	R	K	R
<i>Aulacomnium palustre</i>	Suonihuopasammal	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Brachytheciastrum velutinum</i>	Sirosuikerosammal								x				
<i>Brachythecium rutabulum</i>	Lehtosuikerosammal		x						x				
<i>Brachythecium salebrosum</i>	Kiiltosuikerosammal		x					x	x				
<i>Bryum pseudotriquetrum</i>	Lettohiirensammal		x										
<i>Calliergon cordifolium</i>	Luhtakuirisammal		x						x				
<i>Campylium protensum</i>	Lehtoväkäsammal		x						x				
<i>Campylophyllum sommerfeltii</i>	Kantoharasammal								x				
<i>Cirriphyllum piliferum</i>	Lehtohaivensammal								x				
<i>Climacium dendroides</i>	Palmusammal		x										
<i>Dicranella cerviculata</i>	Ojanukkasammal			x								x	
<i>Dicranum bonjeanii</i>	Lettokynsisammal		x						x				x
<i>Dicranum fuscescens</i>	Turkkikynsisammal							x	x				
<i>Dicranum majus</i>	Isokynsisammal	x	x					x	x	x	x		x
<i>Dicranum polysetum</i>	Kangaskynsisammal	x	x	x				x	x	x	x	x	x
<i>Dicranum scoparium</i>	Kivikynsisammal	x	x					x	x	x	x	x	x
<i>Dicranum undulatum</i>	Rämekynsisammal			x		x	x			x	x	x	x
<i>Helodium blandowii</i>	Kampasammal		x			x							
<i>Hylocomium splendens</i>	Metsäkerrossammal	x	x					x	x	x	x		x
<i>Loeskyrium badium</i>	Kultasirppisammal						x						
<i>Mnium stellare</i>	Sinilehväsammal		x										
<i>Paludella squarrosa</i>	Lettolierosammal						x						
<i>Plagiomnium cuspidatum</i>	Metsälehväsammal		x	x					x	x			
<i>Plagiomnium ellipticum</i>	Korpilehväsammal		x						x				
<i>Plagiomnium medium</i>	Isolehväsammal		x										
<i>Plagiothecium curvifolium</i>	Kaarilaakasammal							x	x				
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	Kivilaakasammal							x	x				
<i>Plagiothecium laetum</i>	Kantolaakasammal	x	x					x	x		x		
<i>Pleurozium schreberi</i>	Seinäsaammal	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x
<i>Pohlia nutans</i>	Nuokkuvarstasammal		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Polytrichum commune</i>	Korpikarhunsammal	x	x		x		x	x	x		x	x	x
<i>Polytrichum juniperinum</i>	Kangaskarhunsammal									x			
<i>Polytrichum strictum</i>	Rämekarhunsammal	x		x	x	x	x		x	x	x	x	x
<i>Polytrichum swartzii</i>	Luhtakarhunsammal						x						
<i>Polytrichastrum formosum</i>	Lehtokarhunsammal								x				
<i>Polytrichastrum longisetum</i>	Kytökarhunsammal		x						x	x	x	x	
<i>Pseudobryum cinclidioides</i>	Kiiltolehväsammal	x	x				x						
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	Sulkasammal	x						x		x			
<i>Rhizomnium magnifolium</i>	Lähdelehväsammal		x										
<i>Rhizomnium pseudopunctatum</i>	Lettolelväsammal		x										
<i>Rhizomnium punctatum</i>	Kilpilehväsammal		x										
<i>Rhodobryum roseum</i>	Ruusukesammal		x						x				
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	Niittyliekosammal								x				
<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>	Metsäliekosammal		x						x				
<i>Sanionia uncinata</i>	Metsäkamppisammal		x					x	x		x		
<i>Sciuro-hypnum oedipodium</i>	Metsäsuikerosammal		x					x	x		x		
<i>Sciuro-hypnum reflexum</i>	Koukkusuikerosammal							x	x				

Laji	Suomenkielinen nimi	Luonnontilaiset						Ojitetut					
		Korvet		Rämeet		Avosuot		Korvet		Rämeet		Avosuot	
		K	R	K	R	K	R	K	R	K	R	K	R
<i>Sciuro-hypnum starkei</i>	Kantosuikerosammal	x	x					x	x				
<i>Sphagnum angustifolium</i>	Rämerahkasammal	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Sphagnum annulatum</i>	Rimpirahkasammal				x		x						
<i>Sphagnum annulatumljensenii</i>	(Pohjan)rimpirahkasammal						x						x
<i>Sphagnum aongstroemii</i>	Kuultorahkasammal				x		x				x		x
<i>Sphagnum balticum</i>	Silmäkerahkasammal			x	x	x	x				x	x	x
<i>Sphagnum capillifolium</i>	Kangasrahkasammal	x	x	x	x			x	x	x	x	x	x
<i>Sphagnum centrale</i>	Vaalearahkasammal	x	x	x	x			x	x	x			
<i>Sphagnum compactum</i>	Paakkurahkasammal						x					x	x
<i>Sphagnum cuspidatum</i>	Kuljurahkasammal					x							
<i>Sphagnum fallax</i>	Sararahkasammal	x	x	x	x	x	x		x		x	x	x
<i>Sphagnum fimbriatum</i>	Viitarahkasammal	x											
<i>Sphagnum flexuosum</i>	Sirorahkasammal		x		x		x				x		x
<i>Sphagnum fuscum</i>	Ruskorahkasammal	x		x	x	x	x			x		x	x
<i>Sphagnum girgensohnii</i>	Korporahkasammal	x	x		x			x	x				
<i>Sphagnum lidbergii</i>	Aaparahkasammal				x		x						x
<i>Sphagnum magellanicum</i>	Punarahkasammal	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x
<i>Sphagnum majus</i>	Vajorahkasammal			x		x	x						x
<i>Sphagnum obtusum</i>	Kuovinrahkasammal						x						
<i>Sphagnum papillosum</i>	Kalvakkarahkasammal			x	x	x	x				x	x	x
<i>Sphagnum pulchrum</i>	Kurjenrahkasammal			x	x		x						x
<i>Sphagnum quinquefarium</i>	Särmärahkasammal		x										
<i>Sphagnum riparium</i>	Haprarahkasammal	x	x		x		x				x		
<i>Sphagnum rubellum</i>	Rusorahkasammal			x	x	x	x					x	x
<i>Sphagnum russowii</i>	Varvikkorahkasammal	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Sphagnum squarrosum</i>	Okarahkasammal	x	x				x		x	x			
<i>Sphagnum subfulvum</i>	Pohjanrahkasammal						x						x
<i>Sphagnum subnitens</i>	Kirjorahkasammal												x
<i>Sphagnum subsecundum</i>	Keräpäärakahkasammal				x		x						
<i>Sphagnum tenellum</i>	Hentorahkasammal			x		x	x						
<i>Sphagnum teres</i>	Lettorahkasammal		x		x		x				x		x
<i>Sphagnum warnstorffii</i>	Heterahkasammal		x				x		x		x		x
<i>Sphagnum wulfianum</i>	Pallorahkasammal							x					
<i>Splachnum sphaericum</i>	Jouhisompasammal												x
<i>Straminergon stramineum</i>	Kalvaskuirisammal	x	x		x		x	x			x		x
<i>Tetraphis pellucida</i>	Lahosammal		x					x	x				
<i>Warnstorfia exannulata</i>	Hetesirppisammal										x		
<i>Warnstorfia fluitans</i>	Nevasirppisammal				x	x	x					x	x
<i>Warnstorfia sarmentosa</i>	Punasirppisammal						x						x

Uusimmat Metsähallituksen luonnonsuojelujulkaisut

Sarja A

- No 192 Juutinen, R. ym. 2010: Lähteikköjen ennallistamistarve – kasviyhteisöjen ja ympäristön rakenteen tarkastelu. 59 s.
- No 193 Juutinen, R. (toim.) 2010: Lähteikköjen ennallistamistarve – hyönteislajiston tarkastelu ja koko hankkeen yhteenveto. 133 s.
- No 194 Konu, H. & Kajala, L. 2012: Segmenting Protected Area Visitors Based on Their Motivations. 72 s.
- No 195 Hokkanen, T. 2012: Itäisen Suomenlahden saaristolinnuston pitkäaikaismuutokset – erityisesti vuosina 1992–2011. 174 s.
- No 196 Blomberg, J. 2012: Kitkan vesiltä Pohjanlahden tehtaille – Akanlahden tukinsiirtolaitokset 1893–1964. 187 s.
- No 197 Puotunen, M. 2012: Porvoon Söderskärin majakkasaarten rakennusperintö / Byggnadsarvet på Söderskärs fyröar i Borgå. 55 s.
- No 198 Mattila, J. 2012: Kovakuoriaiskartoitukset Etelä-Suomen luontopalveluiden alueella 2009–2010. 120 s.
- No 199 Junninen, K. (toim.) 2012: Haapametsien käävät. 79 s.
- No 200 Mikkonen, N. 2013: Suojelualueiden priorisointi sekä merkittävimmät luontovarvokeskittymät Metsähallituksen luontopalveluiden hallinnoimilla alueilla Natura 2000 -luontotyypppeihin perustuen. 87 s.

Sarja B

- No 175 Piiparinen, H., Seilonen, M. & Kuusinen, L. 2012: Kytäjän–Usmin metsäalueen kävijätutkimus 2011. 54 s.
- No 176 Korkalainen, H. 2012: Tiilikkejärven kansallispuiston kävijätutkimus 2012. 51 s.
- No 177 Karlin, A. 2012: Perämeren kansallispuiston kävijätutkimus 2012. 57 s.
- No 178 Olin, K. 2012: Lentuan luonnonsuojelualueen kävijätutkimus 2012. 61 s.
- No 179 Pulkkinen, K. 2012: Hiidenportin kansallispuiston kävijätutkimus 2012. 57 s.

Sarja C

- No 120 Kyöstilä, M., Sulkava, P., Rauhala, T. & Ylläsjärvi, H. 2012: Pallas–Yllästunturin kansallispuiston reitistösuunnitelma 2011. 98 s.
- No 121 Metsähallitus 2012: Simojärven ja Soppaan Natura 2000 -alueiden hoito- ja käyttösuunnitelma 2011–2025. 77 s.
- No 122 Metsähallitus 2012: Teijon retkeilyalueen ja Natura 2000 -alueen hoito- ja käyttösuunnitelma 2011–2026. 112 s.
- No 123 Lapin ympäristökeskus 2012: Kilpiaavan hoito- ja käyttösuunnitelma. 60 s.
- No 124 Piironen, A. 2012: Eteläisen Kaupunginlahden ja Pohjoislahden–Tiilitehtaanmäen alueen pienpetojen pyyntisuunnitelma. 36 s.
- No 125 Forststyrelsen & Nylands miljöcentral 2012: Skötsel- och användningsplan för Ekenäs och Hangö östra skärgård. 136 s.

ISSN-L 1235-6549
ISSN (verkkojulkaisu) 1799-537X
ISBN 978-952-295-004-8 (pdf)

julkaisut.metsa.fi