

Ville Selonen

Forest Act Habitats

Finnish Woodland Key Habitats
amid the Intensive Forestry



Ville Selonen

Forest Act Habitats

Finnish Woodland Key Habitats amid the Intensive Forestry

Esitetään Jyväskylän yliopiston matemaattis-luonnontieteellisen tiedekunnan suostumuksella
julkisesti tarkastettavaksi yliopiston Ylistönrinteellä, salissa YAA303
maaliskuun 7. päivänä 2014 kello 12.

Academic dissertation to be publicly discussed, by permission of
the Faculty of Mathematics and Science of the University of Jyväskylä,
in Ylistönrinne, hall YAA303, on March 7, 2014 at 12 o'clock noon.



UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ

JYVÄSKYLÄ 2014

Forest Act Habitats

Finnish Woodland Key Habitats
amid the Intensive Forestry

JYVÄSKYLÄ STUDIES IN BIOLOGICAL AND ENVIRONMENTAL SCIENCE 273

Ville Selonen

Forest Act Habitats

Finnish Woodland Key Habitats
amid the Intensive Forestry



UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ

JYVÄSKYLÄ 2014

Editors

Jari Haimi

Department of Biological and Environmental Science, University of Jyväskylä

Pekka Olsbo, Ville Korhokangas

Publishing Unit, University Library of Jyväskylä

Jyväskylä Studies in Biological and Environmental Science

Editorial Board

Jari Haimi, Anssi Lensu, Timo Marjomäki, Varpu Marjomäki

Department of Biological and Environmental Science, University of Jyväskylä

URN:ISBN:978-951-39-5631-8

ISBN 978-951-39-5631-8 (PDF)

ISBN 978-951-39-5630-1 (nid.)

ISSN 1456-9701

Copyright © 2014, by University of Jyväskylä

Jyväskylä University Printing House, Jyväskylä 2014

ABSTRACT

Selonen, Ville

Forest Act Habitats - Finnish woodland key habitats amid the intensive forestry
Jyväskylä: University of Jyväskylä, 2014, 36 p.

(Jyväskylä Studies in Biological and Environmental Science

ISSN 1456-9701; 273)

ISBN 978-951-39-5630-1 (nid.)

ISBN 978-951-39-5631-8 (PDF)

Yhteenveto: Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt talousmetsien monimuotoisuuden suojelussa

Diss.

Due to the forestry, forests are suffering habitat loss, driving remaining habitats batches smaller and isolated. Conservation measures are necessary to manage the decline in biodiversity and stop the habitat loss in managed forests. In Finland, Forest Act Habitats (FAH) are preserved to conserve biodiversity in managed forests. FAHs are valuable habitats where demanding, rare and threatened species are likely to occur. In this thesis, I studied how well FAHs serve as reserves amid the managed forests. First, I analysed the national survey project on FAHs. I found that at least 20% of FAHs remained undiscovered in the survey project, and 30% of FAHs discovered were recorded incorrectly. Second, I studied whether streamside FAHs really differ from other streamside habitats. I discovered that all streamsides, not just FAHs, provide an important habitat clearly diverging from the surrounding forests. Third, I studied how buffer strips can preserve streamside FAHs against clear-cuts and can the selective logging be conducted on the buffer strip. My results pointed out that buffers at least 45 metres wide are needed around the streamside FAHs and narrower buffer than that leads to extinction debt. Moreover, the selective logging should not be conducted, since it alters the conditions of FAH. Finally, I clarified economics of the selective logging and determined benefits of alternative forestry practices. I found out that not only the selective logging in the buffer can be profitable but the selective logging in general can be as profitable as or even more profitable than clear-cutting. To conclude, FAHs have an important role in enhancing the existing conservation network. To ensure that FAHs are preserved, enough wide buffers are needed around the streamside FAHs and the selective logging should not be conducted in the buffer. Moreover, selective logging forestry is at least as profitable as clear-cutting forestry. Thus, ecologically and economically sustainable forestry exists.

Keywords: Biodiversity; conservation; Forest Act habitats; forest management; woodland key habitats.

Ville Selonen, University of Jyväskylä, Department of Biological and Environmental Science, P.O. Box 35, FI-40014 University of Jyväskylä, Finland

Author's address Ville Selonen
Department of Biological and Environmental Science
P.O. Box 35
FI-40014 University of Jyväskylä
Finland
ville.selonen@jyu.fi

Supervisors Professor Janne S. Kotiaho
Department of Biological and Environmental Science
P.O. Box 35
FI-40014 University of Jyväskylä
Finland

Reviewers Professor Ilkka Hanski
Department of Bioscience
University of Helsinki
P.O. BOX 65 FI-00014 University of Helsinki
Finland

PhD Anna-Liisa Ylisirniö
Arctic Centre
University of Lapland
P.O. Box 122
FIN-96101 Rovaniemi
Finland

Opponent DSc Timo Kuuluvainen
Department of Forest Sciences
University of Helsinki
P.O. BOX 27
FI-00014 University of Helsinki
Finland

CONTENTS

LIST OF ORIGINAL PUBLICATIONS

1	FOREWORD	7
2	INTRODUCTION	8
2.1	Boreal forests	8
2.2	Habitat loss and fragmentation	8
2.3	Theory meets woodland key habitats.....	10
2.4	Aims of this thesis.....	13
3	MATERIAL AND METHODS	14
3.1	Analysis of the quality of the survey on forest act habitats (I)	14
3.2	The conservation potential of streamside FAHs (II)	14
3.3	Buffer strips preserving streamside FAHs (III).....	16
3.4	Buffer strips, selective logging and simulations (IV)	17
4	RESULTS AND DISCUSSION	20
4.1	Finnish Forest Act Habitats - theory meets practice.....	20
4.2	Finnish Forest Act Habitats in the midst of domineering forestry - effects of the buffer width and the selective logging.....	22
4.3	Forestry and FAHs - the cost-effective conservation and novel forestry	23
4.4	Conclusion	24
	<i>Acknowledgements</i>	26
	YHTEENVETO (RÉSUMÉ IN FINNISH).....	27
	REFERENCES.....	30

LIST OF ORIGINAL PUBLICATIONS

This thesis is based on the following original papers, which are referred to in the text by their Roman numerals I-IV.

- I Kotiaho J.S. & Selonen V.A.O. 2006. Metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen kartoituksen laadun ja luotettavuuden analyysi (Analysis of the Quality and Reliability of the Survey on Habitats of Special Importance Defined in the Forest Act). *The Finnish Environment* 29/2006.
- II Selonen, V. A. O., Mussaari, M., Toivanen, T. & Kotiaho, J. S. 2011. The Conservation Potential of Brook-side Key Habitats in Managed Boreal Forests. *Silva Fennica* 45(5): 1041-1052.
- III Selonen, V. A. O. & Kotiaho, J. 2013. Buffer strips can pre-empt extinction debt in boreal streamside habitats. *BMC Ecology* 13(1): 24.
- IV Selonen, V. A. O. & Kotiaho, J. 2013. Recipe for reconciliation of biodiversity conservation and cost-effective forest management: abandon clear-cutting, embrace selective logging. Manuscript.

The table shows of the contributions to the original papers. Smaller contributions are stated in the acknowledgements of the original papers. VS = Ville Selonen, JK = Janne S. kotiaho, MM = Maija Mussaari, TT = Tero Toivanen.

	I	II	III	IV
Original idea	JK, VS	VS, MM, TT, JK	VS, JK	VS, JK
Data	VS	MM, TT, JK	VS	VS
Analysis	VS, JK	VS	VS	VS, JK
Writing	JK, VS	VS, MM, TT, JK	VS, JK	VS, JK

1 FOREWORD

Science is not alone in the field of conservation. There is a role for everyone, especially in commercial forests. All aspect, all interest, all beliefs and all values have to be taken account, were they in harmony with each other or not. On the face of it, the forestry and conservation inevitably collide but still, there is no denial that both aspects have their role in the commercial forests. Ultimately, it is the society that gives its weight on every aspect, giving the final importance of the aspect in the face of practice. And it is the society that draws the guidelines and definitions of policy. Science and scientist have to ensure that they are not left alone, apart from the society and society's value dialogues and apart from the policymaking.

Conservation in the commercial forests meets rather complex ensemble of interest since ecological goals can be far from the society's values. Although the society's values may contain ecological values as well, the society and its values are complicated set of standpoints. The balance between a wide range of goals is challenging. In my thesis I have studied, and learned, the complexity and possibility of the reconciliation of the conservation and forestry. At first, I penetrated into a survey data of habitats of special importance defined in the Finnish Forest Act and analysed the quality and reliability of the survey. The analysis enlightens not only the quality and weaknesses of the survey, but also the potential of conservation of valuable habitats in Finnish commercial forests. Secondly, I examined conservation potential of stream-side habitats in commercial forests. Here I determined whether the valuable stream-side habitats are truly diverse and valuable, different from other stream-sides, as well as from the surrounding forest. At the third step, I focused on the functionality of the conservation in the modern commercial forests and studied valuable stream-side habitats in managed boreal forests. This gives us knowledge to propose sufficient conservation procedures, i.e. precise buffer widths to protect the valuable habitats. The fourth stage was a leap to establish a comprehensive follow-up study where valuable stream-side habitats were used to evaluate effects of different forestry practices on the brook-side diversity.

2 INTRODUCTION

2.1 Boreal forests

Boreal forests are the world's largest continuous land ecosystem, covering an area of ca. 15 million km², about one third of world's total forest area. This broad circumpolar biome is a dominant biome in Fennoscandia. The location of Fennoscandian boreal forests at the western end of Eurasia and under the oceanic influences brings its own characteristics in its fauna and flora as well as in climate (e.g. Ahti *et al.* 1968).

For decades, boreal forests in Fennoscandia have been exposed to intensive and highly mechanised forestry (Esseen *et al.* 1997). Overall in Europe (excl. Russia), two thirds of its historical forest cover is disappeared and less than one per cent of the original undisturbed forest is left, mainly in Finland and Sweden (Bryant *et al.* 1997). Although the total forest cover in Fennoscandia has not been decreased (see Peltola 2009), the habitat availability has dramatically diminished due to the efficient exploitation of forests (see e.g. Hanski 2005). In Finland and Sweden, only ca. 5 % of the boreal forests are undisturbed and thus the pristine boreal forests are highly threatened (Bryant *et al.* 1997). The extensive forestry has had far-reaching and wide-ranging effects on forest ecosystem driving several hundreds of species to be endangered (see Rassi *et al.* 2010).

2.2 Habitat loss and fragmentation

Changes in the forests environment are the main cause of threat to the boreal biodiversity (Finland, see Rassi *et al.* 2010) and fragmentation due to the forestry is one of the prime reasons for biodiversity decline in forest environment (Harris 1984, Haila 1999, Rassi *et al.* 2010). Fragmentation causes isolation by forming an unsuitable medium between suitable habitats and it can induce all four forms of habitat loss that can encounter forests under efficient

exploitation of forests: 1) qualitative loss, 2) quantitative loss, 3) loss of spatial connectivity and 4) loss of temporal continuity. The qualitative loss and quantitative loss refer to populations' viability on certain area whereas the connectivity and continuity cover spatiotemporal changes in viability of metapopulations (Hanski 2005).

Population size is affected by birth and death rates, and by immigration and emigration. These four population dynamics factors, in turn are affected by the quality of the habitat. In habitats with high quality the birth rate and immigration are usually higher and death rate and emigration lower than in habitats with poor quality. When habitat encounters decline in its quality, e.g. in form of reduced resources, the growth rate of the population decreases and the emigration increases leading to decreased population size and increased extinction risk. Often the qualitative loss encompasses loss of microhabitats within macrohabitats (Gignac and Dale 2005, see e.g. Hanski 2005). To preserve the quality of habitat, microhabitats have to be ensured. For example, one of major factors that causes qualitative decline of habitats in managed boreal forests is lack of dead wood (Fridman and Walheim 2000, Siitonen *et al.* 2000, Siitonen *et al.* 2009, Junninen and Komonen 2011).

The quantitative loss of habitats refers to a loss of area. When the size of habitat decreases, the population size decreases and emigration increases (Rybicki and Hanski 2013). In addition, the loss of area increases the proportion of edges in the habitat patches, and due to the edge-effect, enhances the loss of inhabitable area and changes the quality of the habitat (Murcia 1995, Renhorn *et al.* 1997, Esseen and Renhorn 1998, Kivistö and Kuusinen 2000). Finally, the effects of edge can penetrate deep into the habitat until the habitat size reaches a critical threshold below which all parts of the habitat become edges (With and Crist 1995). Forests under the effects of fragmentation and edges are highly disturbed and far from the natural stage. In reality, the remaining habitats in forest patches are altogether smaller than the whole forests stand is. The rest of the forest is edge habitat.

Fragmentation causes not only qualitative and quantitative habitat loss, but also loss of connectivity and continuity. The loss of connectivity and continuity refer to the decreased availability of suitable habitats in time and place. The loss of spatial connectivity due to the fragmentation leads to decreased movement and decreased recolonisation between the suitable habitats. Thus, suitable but distant habitats can become uninhabited, as the growth rate of the metapopulation decreases and the extinction risk increases. The loss of continuity, in turn, refers to decreased availability of suitable habitats in time. When the continuum of habitats is disturbed, viability of the metapopulation decreases. For example in managed boreal forests, the crucial role in the diversity for saproxylic species is continuous formation of dead wood and if the formation is interrupted, the continuity decreases.

There is no doubt that fragmentation and habitat loss are threatening diversity in Fennoscandian forests (Hanski 2005, Hanski 2008a). Noteworthy, however, is that each four forms of habitat loss is essential part of natural habitat dynamics as well; natural habitats are dynamic, not static. Still,

anthropogenic disturbances create such a vast impact to the environment that it is beyond the tolerance of species. The forest management creates traits in boreal forests that normally would not exist, at least in that extent.

2.3 Theory meets woodland key habitats

In Fennoscandia, small habitat patches with presumably high conservation value are preserved to safeguard biodiversity in commercial forests. These valuable habitats with key importance for maintaining biodiversity in landscape-level are called woodland key habitats (WKH) (Timonen *et al.* 2010) and they are generally considered to be a cost-effective tool in conservation of commercial forest biodiversity (Wikberg *et al.* 2009). The assumption is that WKHs host more biodiversity potential, such as threatened species, sparse resources (e.g. dead wood) or particular microclimate, than typical managed forests. Additionally, WKHs in commercial forests are assumed to preserve the biodiversity potential in time even though the surrounding forests are intensively managed. Thus, WKHs are expected to provide cost-efficient tool to defeat habitat loss and to sustain biodiversity in managed forests.

Woodland key habitats are assumed to be high quality patches supporting higher number of species than the surrounding forests do. Species assemblages are considered to be nested when the species in species-poor sites are subset of those in richer sites (Patterson and Atmar 1986, Patterson 1990, Atmar and Patterson 1993, Wright *et al.* 1998). In case of high nestedness, threatened species are presumed to be found mainly in the WKHs. Thus, the conservation actions should be focused on those species-rich hotspots (Hotspots, see Myers 1988, Reid 1998) in order to succeed in the species conservation of threatened and red-listed species. Hotspots are considered as conservation priorities that are containing large number of threatened species in relatively small area, and thus they are commonly used as references to regions with high species richness. However, if species are not perfectly nested among sites, a large number of species that are not represented in hotspots could be neglected (Lindenmayer *et al.* 2002, Fischer and Lindenmayer 2005) and sites with fewer threatened species could be disregarded (Similä *et al.* 2006, Gjerde *et al.* 2007). In case of such a poor nestedness, a complementary approach is required to gain maximized species diversity and to include neglected species within the range of conservation (Pressey *et al.* 1993, Margules and Pressey 2000, Kati *et al.* 2004). Thus, larger scale of threatened species can be protected by complementing preserved sites with additional sites that introduce new species not represented in the previously preserved sites.

Woodland key habitats are suggested to create stepping-stones between suitable habitats through the unsuitable medium and thus enhancing connectivity and species movement between habitats (see e.g. Laita *et al.* 2010, Bergsten *et al.* 2013). Nevertheless, the functionality of stepping-stones is species-specific and the critical dispersal ability between habitats varies

between species (Lindenmayer and Franklin 2002). Species that have good dispersal ability may benefit from the network of WKHs, whereas species with poor dispersal ability probably do not gain any benefit. Since threatened species tend to be poor in dispersal and colonisation (Jonsson 2003, Kotiaho *et al.* 2005, Ranius 2006, Norden *et al.* 2013), WKHs scattered sparsely may not offer the requisite connectivity. Thus, it has been suggested that it is necessary to aggregate biodiversity efforts on the landscape scale to enhance connectivity so that species dispersal is promoted (Hanski 2000, Aune *et al.* 2005, Hanski 2011, Rybicki and Hanski 2013).

In addition to the actual physical pattern and potential connection between habitats in the landscape, the connectivity refers to the interaction of a group of spatially separated populations and its associated responses to the matrix. WKHs can be considered as spatially separated populations or patches that interact at some level within the limits of connectivity and dispersal (see Hanski and Gilpin 1997, Hanski and Gaggiotti 2004). Reduced connectivity is reflected in the population dynamics, wherein the migration success and the matrix between habitats are the key factors. The harshness of the matrix between the inhabitable patches affects the migration success, and extremely severe conditions may cause total isolation. The migration success, i.e. the amount of immigration in relation to amount of the emigration, relies mainly on successful immigration or recolonisation, since the fragmentation usually does not affect emigration (Hanski and Gilpin 1997, Hanski 1999, Hanski and Gaggiotti 2004). Due to the population dynamics, some of the local populations may meet extinction whereas some of the uninhabited patches may become reoccupied. Equilibrium of reoccupations and extinctions, given the colonisation-extinction stochasticity, is necessary for comprehensive long-term persistence of local population assemblages (Hanski 2008b). However, such equilibrium, where stochasticity settles for a long time to apparently stationary state, is quasi-equilibrium.

Assemblage of local populations inhabiting a network of local habitat patches in a fragmented landscape, constitutes a metapopulation (Hanski 1999). Thus, network of WKHs can be considered as local habitats for local populations occurring in a fragmented landscape. In a metapopulation model, some of the habitat patches are occupied and some of them are empty. Further, in a fragmented landscape, metapopulations have an extinction threshold, where a critical amount and composition of habitats are necessary for long-term metapopulation persistence. Given that in real habitat patch network there is finite number of patches with different size, quality and connectivity, spatially realistic metapopulation models have been constructed (Hanski 2001, Hanski and Ovaskainen 2003). Two key outcomes of these models are that 1) the extinction risk decreases with increasing patch size and 2) the colonisation rate increases with connectivity. The extinction risk decreases with increasing patch size, since occupied large patches tend to have large population with a small extinction risk. In the case of the colonisation rate, the connectivity is a measure of the migration rate from all source populations to the focal habitat. Thus, large and highly connected patches have greater contribution to support a

metapopulation than small sized and less connected patches, because the population in the large patch have smaller extinction risk and it promotes migration to colonise new patches, especially when patches locate close to each other.

The size of metapopulation at equilibrium depends on the extinction threshold and metapopulation capacity (Hanski 2008b). Metapopulation capacity takes into account the number of the habitats in the landscape, the distribution of the habitat among the habitat patches and the influence of the spatial arrangement of the habitat on metapopulation viability (i.e. colonisation and extinction rates). Simply, the larger the metapopulation capacity is, the larger metapopulation size is and the better it is.

However, under current anthropogenic fragmentation and habitat loss, metapopulations cannot occur at equilibrium, or quasi-equilibrium given the stochasticity, and it will take time the metapopulation to react and reach new state of equilibrium. The time to reach new equilibrium is the longer, the greater the environmental change is. Further, the time to reach new equilibrium is longer, when the new equilibrium state is near the extinction threshold (Ovaskainen and Hanski 2001). Thus, when species are endangered, i.e. they are close to their extinction threshold, the time to response to environmental changes is long. In practice, the level of threat is easily underestimated, since species do not occur at their equilibrium state immediately after the habitat loss. Situation after extreme habitat loss, where populations are declining towards the extinction but not yet met the extinction threshold level, is called extinction debt (Tilman *et al.* 1994, Hanski *et al.* 1996, Hanski 2000, Kuussaari *et al.* 2009).

In practice, an adequate amount of WKHs that are set aside is essential for sufficient conservation of forest biodiversity. Setting aside an adequate amount of WKHs has to be done in such a way that it maximises the conservation. Given the restricted amount of resources for conservation, the focus should be on maintaining the largest number of species in the future, not merely the largest number of species at present. Thus, setting aside WKHs should be arranged in such a way that it takes into consideration spatiotemporal dynamics of species, changes in forests due to the management and also predicted changes in climatic conditions. Moreover, in conservation, when considering lifetime of a local population, it is theoretically more efficient to increase population growth (i.e. increase habitat quality) than increase carrying capacity (i.e. increase habitat size)(see e.g. Hanski 2001, Hanski and Ovaskainen 2003, Hanski 2005, Hanski 2008b). However, in practise it is simpler to increase the habitat size than the quality of habitat, yet it is essential to preserve the quality and ensure the viability of WKHs in the middle of managed forests.

Although the whole concept of WHK is questioned and criticized (Hansson 2001, Hanski 2002, Hanski 2005, Pykälä 2007), in practice WKHs are widely applied in Fennoscandia and Baltic countries. In Finland, WKH based Forest Act was passed in 1996 and reformed 2013, the main aim of which is to allow sustainable management and utilization of forests, while simultaneously safeguarding biodiversity (Forest Act 1996). In the Finnish Forest Act, some valuable habitat types were defined as Forest Act Habitats (FAH), where

demanding, rare and threatened species are likely to occur. To qualify as a FAH that must be preserved, the habitat must be clearly distinguishable from its surroundings, and once the habitat has been identified as a FAH, its special characteristics must not be changed. However, the act is quite ambiguous as regards the criteria of the special characteristics of the FAH. Although Forest Act was reformed 2013 (Amendments to the Forest Act 2013), the aim of reform is to promote the cost-effectiveness of forestry. Thus, there is a great threat that the key issue of the act, i.e. to safeguard the biodiversity while simultaneously ensuring sustainable economic utilization of forests, is threatened.

2.4 Aims of this thesis

The Finnish Forest Act as a concept of woodland key habitats was applied to conserve valuable habitats in the managed forests. However, to function as an effective conservation tool, Finnish FAHs have to fulfil ecological necessities and assumptions. The aim of this thesis is to generate information about how well FAHs serve as reserves amid the managed forests. I focused on the functions of buffer strips around of streamside FAHs. The specific objectives were:

- 1) To determine the quality and reliability of the national survey on Finnish Forest Act habitats (I)
- 2) To determine the conservation potential of streamside FAHs in managed forests (I, II)
- 3) To study whether streamside FAHs really differ from other streamside habitats, not given the status of FAH and from surrounding forest (II).
- 4) To determine temporal plant community changes in streamside FAHs with different buffer widths (III).
- 5) To study effects of buffer strip width on streamside FAH plant communities (III, IV).
- 4) To study effects of selectively logged buffers on streamside FAHs plant communities (IV)
- 5) To compare economic benefits and ecological costs between selective harvesting and clear-cut harvesting and to discuss benefits of alternative forestry practices (IV).

3 MATERIAL AND METHODS

3.1 Analysis of the quality of the survey on forest act habitats (I)

The analysis of the quality and reliability of the national survey on FAHs evaluates the quality and reliability of the FAH survey project and the material it has produced. The first focus was on the survey data. Herein, we analysed the effect of individual surveyor on the material and comparability between 13 forestry centres and between seven survey years, along with the general quality of the survey material. Second we studied the results of the FAHs survey project's quality assurance survey and data stored in the LUOTSI database.

The entire survey data included 163326 sites in which 69487 were FAHs. In the data analyses, the variables we used include the areas of FAHs, data on dead standing wood and species charting and the use of different biodiversity codes and additional attributes. All data was collected from the FAHs during years 1997-2003. The quality assurance survey was conducted during 2003. In addition, we examined the survey data in the LUOTSI database and its consistency with the map file in which the survey data is marked. The statistical analyses included analysis of variances, contrast-tests, regression analysis, correlations, contingency tables and chi-square -tests, along with different tests of means. These analyses were performed with SPSS for windows (versions 11.5 and 12).

3.2 The conservation potential of streamside FAHs (II)

The presumption is that FAHs are biodiversity hotspots in managed forests. One of the objectives was to determine whether the streamside FAHs are truly different from other streamside habitats without the status of FAH, and whether these streamside habitats (FAHs and non-FAHs) differ from the surrounding forest matrix that is managed for timber production. The study was conducted in Central Finland within a 100 km radius of the city of

Jyväskylä, and all sites were located within the south and middle boreal vegetation zones. All of the studied forest sites were mature, managed, spruce (*Picea abies*) dominated coniferous forests. In this study we collected two data sets.

The first data set, collected in 2002, included 20 study sites, each one along a separate stream. On each site, three study plots was established: one streamside plot in FAH, one streamside habitat plot along the same stream, but in a location not classified as FAH, and one in the nearby managed forest. The size of each plot was 0.1 ha and the distance between adjacent plots within the study site was at minimum 300 metres. Within the bounds of possibility, the stream at the streamside plots was either centred in the study plot (i.e. the study plot formed a 10 m × 50 m rectangle on each side of the stream) or located alongside the study plot (i.e. the study plot formed a 10 m × 100 m rectangle on one side of the stream). The size of the forests plot was always 20 m × 50 m. At each study plot, dead wood, epiphytic mosses, polyporous fungi and beetles were studied. All dead wood over 5 cm diameter were measured for their diameter, length, tree species and decay stage. These parameters were used to calculate the volume of dead wood (m³/ha) at each site. Epiphytic moss species were inventoried from all standing trees from 0.5 metres up to 2.5 metres above the ground. Polypore inventory was conducted by examining all dead wood and live tree trunks. In addition, three window traps were set on each study plot to capture beetles.

The second dataset, collected in 2003, included 16 study sites, each located along a different stream. Eight of these sites were streamside FAHs and eight streamside habitats without the status of FAH. At each site, three sampling lines were established with 15 m distance between the lines. Sampling lines were at right-angles to the stream and beginning from the streamside. Each line was 5 metres long and one metre wide and inventoried for the vascular plant and moss species, one square meter at a time.

The differences between the habitats as regards dead wood, numbers of individuals and numbers and diversities of species were explored with ANOVA. In the first dataset, I used randomized blocks design, where the site was selected as a random factor, and in the second dataset each streamside was considered as an independent sample. I used the least-significant difference (LSD) in the multiple comparisons between the habitats and Shannon-Wiener index as a measure of diversity. These analyses I performed with SPSS for windows (version 14). To test difference of species composition between habitats, I conducted Analysis of Similarities (ANOSIM). In addition, I illustrated the differences between habitats, by depicting the polypore species compositions and tree species compositions of dead wood with non-metric multidimensional scaling (NMDS). Additionally, I determined an indicator value for each species in each habitat by using Indicator Species Analysis. ANOSIM was carried out with PAST (version 2.09) (Hammer *et al.* 2001) and indicator species analysis and NMDS with PC-ORD (version 4.41).

3.3 Buffer strips preserving streamside FAHs (III)

Finnish Forest Act states that FAH, given that FAH is clearly distinguishable from its surroundings, have to be preserved and its special characteristics must not be changed. However, Forest Act doesn't clarify what constitutes clearly distinguishable or special characteristics and how to ensure that these are not changed. On the supposition that in practice, the clearly distinguishable characters are most easily seen as variation in plant community composition, it is the characteristics of the plant community that must not be changed. From these premises, I examined the width of streamside FAH that is distinguishable from its surrounding as regards its plant community and how wide buffer strip around the stream is sufficient to preserve the natural plant community composition of the FAH.

This study was conducted in Central Finland within a 100 kilometre radius of the city of Jyväskylä. I established 39 study sites on streamside FAHs, all sites locating in the southern boreal vegetation zone, in mature, managed and spruce dominated coniferous forests, characterized by deciduous undergrowth. The vegetation on the studied streamside was mainly the *Oxalis-myrtillus* type with occasional patches of peatland vegetation. I preselected all sites to be as similar as possible e.g. in their topography, edge orientation, water channel width and water flow and in their rock, tree stand and deadwood characteristics. Altogether, 32 study sites were managed sites, where the stream located 0 - 50 metres from a clear-cut. I considered the distance between the stream and the clear-cut as a buffer strip width. The time from the clear-cutting varied from 1 to 50 years. All buffer strips were on one side of the stream, and on the other side of the stream the closest clear-cut was at least 80 meters away. Seven sites were reference sites, where the distance to the nearest clear-cut at both sides of the stream was at least 80 meters. Excluding the nearest clear-cut, the forest management history was similar at every study site. I inventoried the plant communities at all sites during 2003-2004. At every study site, I set up three parallel sampling lines orthogonally from the stream waterside and the distance of which were between 10-15 meters from the other. Every sampling line consisted of sampling units with size of one square meter. From the stream's waterside up to 15 metres, every sampling unit and after that every fifth sampling unit was inventoried, until the clear-cut was achieved. From these sampling units, I identified and determined the coverage of all ground layer's vascular plant and moss (Bryophyta) species.

The first task in the study was to determine the width of the stream-side FAHs that are distinguishable from their surroundings. Thus, I rearranged the species community data from the seven reference sites according to the distance from the stream and analysed it with an Analysis of Similarities (ANOSIM) with Bray-Curtis similarity measure. In ANOSIM, I used both vascular plant and moss species data separately and a pooled vascular plant and moss species data. On the supposition that the first sampling unit bordering the waterside is

definitely FAH, I compared the community composition of that first sampling unit to each of the community compositions of the sampling units 2-15 meters from the stream and determined, at which distance the plant community was significantly different from that at the waterside sampling unit.

The second task was to determine, how wide buffer strip is sufficient to preserve the species community composition of the FAH. In this case, I used results got from the analysis described above, and excluded sites, where the distance between the stream and the clear-cut was less than the width of the FAH. Thus the number of the sites used in the analysis reduced to 20. I used regression analysis to determine differences in the number of the species and in the taxonomic diversities (Clarke and Warwick 1998) between different management histories (i.e. the buffer width and the time since clear-cut). I used taxonomic diversity to reflect the changes in the species composition, since it attempts to capture phylogenetic diversity and is thus closely linked to functional diversity than the more traditional diversity indices (Clarke and Warwick 1998, Magurran 2004).

Thirdly, to find out the minimum buffer width to preserve the special characteristics of the stream-side FAHs, I compared the species community composition of each of the managed groups to those of the unmanaged sites using ANOSIM. The managed sites were divided into six groups according to the buffer width (every fifth meter 1- 5 m, 6 - 10 m etc.), and the narrowest buffer width, where the FAH species community composition no longer differed from that of the unmanaged sites indicated the minimum buffer strip width to preserve the community composition of FAH. Additionally, I determined the species preference for each buffer width to find out the species that benefit from anthropogenic disturbance. Similarly I observed the ideal time after clear-cut for certain species to describe the temporal change in the FAH after the harvesting.

ANOSIM, optimum values, species richness and the taxonomic diversity were determined with PAST (version 2.08) (Hammer *et al.* 2001) and all other statistical analyses were carried out with PASW (version 18).

3.4 Buffer strips, selective logging and simulations (IV)

The Finnish Forest Act enables gentle logging in the vicinity of FAH as long as characteristics of the FAH are not changed. In practise, selective logging is carried out in the buffer strip around the FAH. To ensure that the selective logging does not affect the FAH characteristics, I set up an experiment, where after the clear-cut of the adjacent forests, FAH protective buffers were established and some of them were selectively logged.

The requirements for the suitable study sites were set high: Only one study site per stream was allowed, the sites had to be located in southern boreal vegetation zone, the streamsides had to be classified as FAH, and the streams had to have regular, year-round flow with only minor flooding. In addition, the

streamside and the surrounding forests had to be silvicultural spruce dominated coniferous forests with only occasional deciduous undergrowth, all forests had to be managed and holding similar forestry histories and the stream-side forests had to be at least 80 years old and the surrounding forests within a 80 metres radius at least 65 years old. Finally, collaborating forest companies had to agree with the selected harvesting treatments. After hundreds of streamside FAH candidates were pre-checked across Central and Eastern Finland, only 41 sites fulfilled these strict precondition requirements.

I established the study sites in the streamside FAHs in 2004, one year before the treatments. Each site was 10 meters by 30 meters; the 10-meters side locating along the stream. At each study site, four sampling lines with width of one meter were established orthogonally to the stream so that the distance between the lines was two meters and the outermost lines located along the 30-meters sides. Each sampling line started at the stream waterside and was divided into one square meter sampling units. Additionally, two sampling units were located along both 30-meters sides, 15 meters from the stream. In each sampling unit, vascular plants and mosses (Bryophyta) were identified to the species level and the coverage determined as percentages. The second sampling was carried out in the summer 2007.

Treatments were carried out during the winter 2005 - 2006, when 30 sites had a clear-cut treatment either 15 m (14 sites) or 30 m (16 sites) from the stream and 11 sites were left as controls. Eighteen of the forest strips left between the streamside FAH and the clear-cut were selectively logged: 8 sites with 15 metres wide and 10 sites with 30 metres wide strip. The rest 12 sites with the clear-cut treatments, 6 in both buffer width groups, were not selective logged. In the selective logging, 30 % of the basal area of the trees were harvested and the harvest was focused on the largest trees of the stand, cf. thinning from above. Due to the treatments, 15-metres sampling units were located in the clear-cut or within the buffer strip.

During the treatments, a time consumption survey was completed. In the survey, all logging measures, including the time spent on cutting and the handling of single harvested tree trunks as well as movement in the logging area was surveyed. In addition, all trunk details were documented, e.g. tree species, length, diameter, volume and quality. From the logging survey data, the time spent and the amount of timber product were calculated and finally total profit of certain management practises calculated. To describe differences in the logging procedure and harvested timber between the treatments, the average diameter at breast-high (DBH) and the quality of the tree trunk was analysed. The quality of harvested tree trunk was calculated as a proportion of saw logs to pulpwood logs. As a measure of logging efficiency, the number of single tree trunks handled per minute as well as cubic meters of timber harvested per minute was calculated. To analyse the cost-effectiveness, yield per cubic meter (€/m³) and per minute (€/min) were calculated by using the average annual timber sales in Finland in year 2006 (Peltola 2007).

I used two similarity indices to describe species composition differences between the years before and after treatments. The first, Sørensen coefficient

similarity index was used to describe species composition changes at species level. The second, Bray-Curtis similarity index was used to describe species composition changes at abundance level. In control sites, the changes in the similarity of species composition are natural variation and thus within the limits of tolerable variation. Statistical analyses were carried out so that the first three sampling units from the waterside were considered as FAH (III).

Similarity indices were calculated by using PAST (version 2.17) (Hammer *et al.* 2001). The dependent t-test was carried out to analyse the changes between the years. Differences between the treatments were explored with the analysis of variances (ANOVA) and multiple comparisons were carried out with LSD. All statistical analyses were performed with IBM SPSS Statistics (version 20).

Finally, I compared the net profit between clear-cut and the selective logging, i.e. classical even-aged forestry with uneven-aged forestry. Herein, I set up a simulation with MOTTI Stand Simulator (provided by The Finnish Forest Research Institute). Models applied within MOTTI-simulator are described in detail in Hynynen *et al.* (2005). I carried two different simulations: The first simulation was a classical even-aged forest rotation ending up in the final felling and clear cutting; the second simulation was done with the same stand configuration as the first simulation, but instead of the final felling, the forest was selectively logged or thinning from above, in accordance with the Finnish forest management practice recommendations. The initial configuration for the simulator was imported from the survey data and the sites of the present study, and simulations were extended over a period of 95 years.

4 RESULTS AND DISCUSSION

4.1 Finnish Forest Act Habitats - theory meets practice

Finnish FAHs are solely terrestrial forest habitats and the most numerous FAH type is the streamside riparian habitat (I). While the mean size of all Finnish FAHs are 0.6 hectares with median as low as 0.35 hectares, streamside FAHs are slightly larger, on average 0.7 ha with a median of 0.45 ha (I). We found that such small and naturally narrow habitat strips are sensitive to disturbance and edge effects (III, IV). In a silvicultural landscape surrounded by severe forestry, streamside habitats are reported to be vulnerable and their biodiversity is often negatively influenced by forests management, especially if the habitat is not sufficiently buffered (IV) (Brososke *et al.* 1997, Naiman and Decamps 1997, Harper *et al.* 2005, Hylander *et al.* 2005, Stewart and Mallik 2006).

To have conservation potential, FAHs truly need to be and remain as hotspots in commercial forests. But first of all, every FAH has to be properly recognised and delimited. To enhance the connectivity between FAHs and other preserves as well, sufficient network of habitats has to be established. However, we found that at least 20% of the sites remained undiscovered in the Finnish survey project on FAHs, and further, over one-fifth of FAHs discovered were recorded incorrectly (I). Furthermore, FAHs already discovered were surveyed on diverse bases regionally (I). Comprehensive network of FAHs can be valuable supplement to the existent conservation network (Laita *et al.* 2010), but the network of FAHs needs to be comprehensive, functioning, linked and thoroughly surveyed.

Our studies revealed that reappraisal is needed in FAHs (I, II). It is quite clear that streamside FAHs are differing from the surrounding forests, but nearly all streamside are, whether FAH or not (II). This means that practically all stream-sides are more or less woodland key habitats, or at least valuable habitats in managed forests. For instance, the dead wood composition was rather similar in FAHs and other streamside habitats, characterized by diverse and abundant dead wood, wealth of deciduous dead wood and rich polypore

assemblages (II). Especially, the volumes of dead wood in the FAHs are twice (II) the average volume in Finnish commercial forests (Peltola 2009) and the lack of decaying wood is the most common cause of threat for endangered forest species (Rassi *et al.* 2010). Another main cause of threat for forest species is change in the tree species composition, i.e. the reduction in deciduous trees and further in deciduous dead wood (Rassi *et al.* 2010). Although we did not study living trees here, the dead wood assemblage supposedly reflects the forest stand. To sum up, stream-sides are heterogeneous islands in the monocultural sea (II) which are valuable addition in the forests landscape and thus worth of safeguarding.

Streamside habitats are a heterogeneous mixture of terrestrial and aquatic habitats, and hence often rich in biodiversity (II) (Gregory *et al.* 1991, Nilsson and Svedmark 2002). Although WKHs have been shown to serve as hotspots for threatened species in Scandinavian managed forests (Gustafsson *et al.* 1999, Gustafsson 2002, Gjerde *et al.* 2004, Hylander *et al.* 2004, Gjerde *et al.* 2007, Norden *et al.* 2007, Perhans *et al.* 2007, Djupström *et al.* 2008), also opposite results have been presented (Gustafsson 2000, Johansson and Gustafsson 2001, Sverdrup-Thygeson 2002, Gustafsson *et al.* 2004, Ericsson *et al.* 2005, Junninen and Kouki 2006, Pykälä *et al.* 2006, Jönsson and Jonsson 2007, Berglund and Jonsson 2008, Hottola and Siitonen 2008, Timonen *et al.* 2011). Further, in studied FAHs, I did not find any threatened species whatsoever (II, III, IV). Thus, FAHs appear to make only a limited contribution to the conservation of forests biodiversity.

The total number of all FAHs in Finland was 96487 and the total area of all FAHs was 60417 hectares. From these habitats, 22259 were streamside FAHs with the total area of 16500 hectares (I). Merely by means of the total area of streamside FAHs, there lies a great conservation potential, which is even greater, if all stream side habitats are included (FAHs and non-FAHs) (I, II). Moreover, given that 20% of the FAHs remained undiscovered during the Finnish survey project, 12000 hectares of all FAHs and 3300 hectares of streamside FAHs are not found yet (I). Altogether, the Finnish survey project data includes 38300 streamside FAHs, potential streamside FAHs and other valuable streamside habitats with total area of 32105 hectares. Pulling these together, streamside habitats really have an emphatic meaning for the conservation potential in forests, given that valuable stream side habitats truly remain valuable despite the intensive forestry in the surrounding forests.

Emphasizing and targeting the conservation effort at FAHs can be considered as precision conservation (cf. hotspots in section 1.3). The main idea in precision conservation is that the occurrences of threatened species are preserved. Hence, targeting conservation effort precisely at FAHs, where threatened species are supposed to exist, the conservation ought to be cost-efficient and functional. However, extinction debt is a major problem in precision conservation in managed forests (see Hanski 2000). It means that, reducing the total area of habitat increases the probability of extinctions, and these extinctions occur with a time lag (see Tilman *et al.* 1994, Hanski 2000, Ovaskainen 2002, Hanski 2008b, Kuussaari *et al.* 2009). As FAHs are small

habitat patches in commercial forests (I), the alteration in FAHs actuated by changes in the surrounding forest easily leads to extinctions after a time lag (III). Therefore, preserving just the small sized FAHs in the middle of severe forestry is simply not enough.

4.2 Finnish Forest Act Habitats in the midst of domineering forestry - effects of the buffer width and the selective logging

The conservation potential of FAHs is based on the total area of these sites, which is equivalent to two big nature reserves in Finland. However, such a comparison between the total area of all FAHs and a few large nature reserves stirs up an old dilemma; the SLOSS debate, whether a single large or several small reserves is a better method for conserving biodiversity in a fragmented landscape (Diamond 1975). Whether or not, one of the major causes for the loss of forest biodiversity is the habitat fragmentation (Harris 1984, Haila 1999, Rassi *et al.* 2010). In addition to the insufficient connectivity of the small habitat patches in the fragmented landscape (Aune *et al.* 2005), the edge effect in the small habitat patches is out of all proportion. Therefore, to preserve FAHs, unmanaged buffer strips around the FAHs are necessary (Murcia 1995, Brososke *et al.* 1997, Wenger 1999, Hylander *et al.* 2002, Hylander *et al.* 2004, Harper *et al.* 2005, Stewart and Mallik 2006, Dynesius and Hylander 2007, Ström *et al.* 2009).

According to the Finnish Forests Act, FAHs are clearly distinguishable habitats from their surroundings. I found that streamside FAHs falling under this definition are truly small, on average 3 meters wide strips along the streams (III). Ecologically, such a metric definition is quite vague and even dubious, but for the management, such a generalization is essential. However, it has to be stressed that in practise, every delineation of FAH is case-specific depending on forests stand structure, vegetation type and topography. Nevertheless, streamside FAHs are narrow habitat strips and their special characteristics ought not to be altered. Hence, to fulfil the statutes of the Forest Act, it is necessary to leave a buffer strip around the valuable streamside. However, buffers strips have to fulfil certain criteria to truly protect the FAHs. To prevent the alteration and extinction debt in the streamside FAHs, a sufficiently wide, 45 meters at minimum, buffer is needed (III) (see also Young and Mitchell 1994, Murcia 1995, Wenger 1999, Spittlehouse *et al.* 2004). For example, if the stream side FAH with buffers is 0.45 ha, which is equal to the median of the actual Finnish streamside FAHs (see I), it equals to a 67 meters by 67 meters square, where the stream is in the middle. Given the FAH itself would be a strip of 3 meters each side of the stream (III), in such an area, buffers would be approximately 30 meters wide, which are not sufficient enough to buffer against the edge effect and to preserve the FAH. Moreover, there has to be sufficient tree stand in the buffer. This is notable, since according to Forest

Act, some selective logging is allowed as long as FAH's special characteristics are not altered. Nevertheless, the selective logging does have influence on the streamside FAHs, particularly on those with narrow buffers (IV).

4.3 Forestry and FAHs - the cost-effective conservation and novel forestry

Clear-cuts are harsh opposite to forest, creating overpowering environmental factors that can affect thoroughly the buffer strip and the FAH (III, IV). Additionally, the sharp edge between the clear-cut and the forest is sensitive to e.g. windthrow (Peltola *et al.* 1999, Venäläinen *et al.* 2004, Hylander *et al.* 2005), which further enhances the edge-effect and reduces the buffering (cf. selective logging or removal of single trees). In the prevailing silvicultural method, clear-cutting seems to be inevitable, and between clear-cuts and FAHs, buffers are definitely needed. However, from the forestry-centred view, buffers in commercial forests form obvious costs, especially if selective logging has to be left out due to the detriment of the FAH (see IV). Although the preservation of FAHs is well adopted strategy to protect biological diversity in managed boreal forests, it can lead to the misspent resources, if not implemented properly: From ecological point of view, anything less than a sufficient buffer will be insufficient and unsuitable buffer. Thus, if too many compromises are done between sufficient buffering and profitable management, the buffer will lose its function and forestry will lose its timber in vain. And eventually, FAH will lose its biodiversity value, which is something we cannot afford in the current situation of threatened species and habitats.

From the nature conservation perspective, any alteration in the habitat conditions and species community either way is undesirable, and, from the legislation perspective, any change in the FAH due to forest management is offending. However, setting aside both FAH and the sufficiently wide buffer may be intolerable from the forestry perspective. Eventually, neither the buffer nor FAH forms the problems but the clear-cut. The wide-ranging clear-cutting, in conjunction with even-aged monoculture stands, causes forest fragmentation, and the forestry-born fragmentation, in turn, is the main reason for biodiversity decline in forest environment (Harris 1984, Haila 1999, Rassi *et al.* 2010). In addition, the prevailing even-aged forestry with clear-cutting not only enhances fragmentation, but also poses a larger impact on the forest structure and ecological processes (Siira-Pietikäinen *et al.* 2001, Lähde *et al.* 2002, Atlegrim and Sjöberg 2004, Siira-Pietikäinen and Haimi 2009) as well as on species community composition (IV) (Atlegrim and Sjöberg 1996a, Atlegrim and Sjöberg 1996b, Atlegrim *et al.* 1997, Koivula 2002, Siira-Pietikäinen *et al.* 2003, Matveinen-Huju and Koivula 2008, Siira-Pietikäinen and Haimi 2009), than the uneven-aged forestry based on selective logging. Thus, to overcome the

negative effects of even-aged forestry and clear-cutting, possibilities of uneven-aged forestry and selective logging should be sorted out.

The main excuse not to apply selective logging based forestry is the strong impression that its economics are unsatisfactory. However, we found that uneven-forestry with selective logging can be as profitable as or even more profitable than even-aged forestry with clear-cutting (IV). Supporting our observations, parallel results emphasizing selective logging based forestry have been presented (Gobakken *et al.* 2008, Tahvonen 2009, Pukkala *et al.* 2010, Tahvonen *et al.* 2010). However, the clear-cut may still be a worthy logging practice in certain conditions (see e.g. Gobakken *et al.* 2008, Pukkala *et al.* 2010) and both forestry procedures can co-exist. Importantly, the most profitable forestry practices depend on whose point of view the economics is considered: the buyer's or the seller's (IV). The seller's (i.e. the forest owner) has no need to spend time and money on clear-cutting, but to concentrate the cuttings merely on the most valuable timber, whereas, from the buyer's (i.e. the forest industry) perspective, total volumes of timber are more important. In addition, reforestation after the clear-cutting forms expenditure, whereas in the selective logging, the remaining forest still has capital in the stand. Given that, selective harvesting can be more profitable than clear-cutting in the long run (IV).

4.4 Conclusion

Although Forest Act habitats (FAHs) seem to have only limited contribution to the conservation of forests biodiversity (I, II), they still have an important role in enhancing the existing conservation network. Given that in the network of FAH patches, a critical amount of FAHs and woodland key habitats (WKHs) altogether are necessary for long-term persistence of the whole forest conservation network, FAHs have conservation potential and essential role in preserving forest biodiversity. However, FAHs can only be a supplement to the existing conservation areas and they cannot be an alternative to the larger conservation areas.

The functionality and the conservation potential of streamside FAHs rely greatly on the assumption that FAHs and its characteristics are not altered. To ensure this, at least 45 metres wide buffers are needed around the streamside FAHs (III). Although some gentle removal of trees is allowed by the law in the buffer strip protecting the FAH, these kinds of removals should not be conducted, since they alter the conditions of the FAH, especially of those with narrow buffers (IV).

Eventually, the wide-ranging clear-cutting will erode the possibilities of FAHs to constitute functional network of WKHs, especially if FAHs are not preserved properly (III, IV). After all, if we desire for ecologically and economically sustainable forestry, all WKHs and FAHs have to be identified and properly demarked (I) and also preserved (III, IV). To enhance the network of streamside FAHs, all streamside habitats, whether FAH or not, should be

included in conservation planning to ensure comprehensive conservation solution (II). In addition, the whole current clear-cutting centred forestry needs to be re-evaluated and an alternative forestry practises should be enabled as well (IV). As long as there exists large-scale clear-cutting, there exists a threat to forest habitats that are worth of conserving.

Our forests are still worth the conservation.

Acknowledgements

This Ph.D. thesis has been a long journey across Finnish Forest Act Habitats. It is originated from the first Forest Biodiversity Programme METSO and its Biodiversity and Monitoring Programme MOSSE. First of all, I want to thank my supervisor Janne S. Kotiaho, who was always with the most trusting mind and with a positive attitude, while I had my doubts.

Many thanks go to my first master student, Jyrki Ilves. You were a helpful, rewarding and hard-working helper in the field and by the microscope as we went through numerous moss samples. Also I want to give special thanks to Jonna Timonen for all the valuable help in the field and afterwards. I want to thank Riitta Ryömä to lend a helping hand with my samples. Also I thank my helpers in the field: Katriina, Miina, Pia, Hannele, Matti, Tuomas and Salla.

Numerous thanks to The Finnish Forest Centre in Central Finland (Keski-Suomen Metsäkeskus) and especially to Seija Tiitinen-Salmela, who helpfully guided me and Janne through the enormous METE-data while we were struggling with the analysis of the quality and reliability of the survey on FAHs. Also thanks to Petri Ahlroth who kindly supervised me as a master student and inducted me into a field of conservation ecology.

Many thanks to collaborators in the Finnish forestry sector, especially to Finnish Forest and Park Service (Metsähallitus) and to those forestry companies (Tornator Oyj and Metsäliitto) who provided their forests in study use. Thanks to UPM-Kymmene to let me wander around numerous potential study sites. Also thanks to Metsäteho, and especially Markus Strandstöm, providing the time consumption survey data and many helpful Puro-Monta -meetings.

Finally, hearty and greatest thanks go to my dear family. Salla and my kids, Matias, Inkeri and Viljami you are my life. Suuret kiitokset isälle ja äidille olette tukeneet minua aina. And big thanks go also to Vesa and Sanna. Not forgetting my parents-in-law, Eeva and Martti, thank you. Big and warm thanks to Laita family. I also want to thank all my friends in Lahti and especially people in environmental campus in Lahti.

This study has been financed by the Ministry of Agriculture and Forestry, the Ministry of Environment, Societas Entomologica Fennica, Kone foundation, Emil Aaltosen säätiö and the Finnish Cultural Foundation.

YHTEENVETO (RÉSUMÉ IN FINNISH)

Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt talousmetsien metsäluonnon monimuotoisuuden suojelussa

Metsien elinympäristöjen häviäminen sekä metsien pirstoutuminen ovat seurausta voimakkaista metsätaloustoimista. Vaikka Fennoskandiassa boreaalisen metsäpeitteen määrä ei ole vähentynyt, vain noin 5 % metsistä on säilynyt luonnontilaisina ja monet metsien elinympäristöt niille ominaisine lajeineen ovat uhattuna. Metsätaloustoimien myötä pirstoutuneet metsät ja niiden metsälajeille tärkeät elinympäristöt ovat pienialaisempia ja huonolaatuisempia sekä niiden kytkeytyneisyys on vähentynyt. Pienialaisuus johtaa usein lisääntyneeseen reunavaikutukseen, joka osaltaan huonontaa elinympäristön laatua. Molemmissa tapauksissa elinympäristöjen populaatioiden elinkyky tietyllä alueella laskee. Vähentyneen kytkeytyneisyyden myötä elinympäristöt ovat yhä enemmän eristyksissä, jolloin osa elinympäristöistä jää asuttamatta. Kytkeytyneisyys liittyy elinympäristöjen keskinäisiin etäisyyksiin ja organismien leviämiskykyyn, kun taas elinympäristöjen jatkuvuus käsittää elinympäristöjen saatavuuden ajassa. Jatkuvuuden katkeaminen ilmenee esimerkiksi sukupuuttovelkana, jolloin tiettyjen toimenpiteiden myötä tapahtuva muutos on havaittavissa vasta vuosien kuluttua.

Vuonna 1997 Suomessa saatettiin voimaan metsälaki turvaamaan talousmetsien metsäluonnon monimuotoisuutta. Vuonna 2013 metsälakia uudistettiin muun muassa sallimalla eri-ikäisrakenteisen metsän kasvatus sekä määrittelemällä erityisen tärkeät kohteet pienialaisiksi. Metsälain uudistamisen tavoitteena oli parantaa metsätalouden kannattavuutta.

Monimuotoisuuden uskotaan säilyvän, koska metsälain määrittelemien erityisen tärkeiden elinympäristöjen katsotaan olevan sellaisia avainbiotooppeja, jolla uhanalaiset, vaateliaat ja harvinaiset lajit todennäköisesti esiintyvät. Metsälaki edellyttää, että elinympäristöjen ominaispiirteitä ei muuteta. Jotta metsälain erityisen tärkeillä elinympäristöillä ominaispiirteet ja luonnonsuojellusarvo säilyisi, elinympäristöjen ympärille tulisi jättää suojavyöhykkeet sitä turvaamaan. Laki kuitenkin mahdollistaa sekä tällä suojavyöhykkeellä että erityisen tärkeällä elinympäristöllä tapahtuvan yksittäisten tukkipuiden poiston.

Väitöskirjassani tutkin metsälain erityisen tärkeitä puroelinympäristöjä sekä niiden mahdollisuutta metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamiseen talousmetsissä. Ensimmäiseksi arvioin metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen kartoitusprojektin ja sen tuottaman aineiston laatua ja luotettavuutta. Koko Suomen kattavasta kartoitusprojektin aineistosta analysoin sen yleistä laatua sekä kartoitusprojektin laadunvarmistusta ja tietokantaan tallennettuja tietoja. Seuraavana tutkimuskohteena olivat metsälain määrittelemät puronvarsien erityisen tärkeät elinympäristöt. Tässä selvitin, poikkeavatko metsälain määrittelemät puronvarsien elinympäristöt muista puronvarsien elinympäristöistä ja poikkeavatko nämä molemmat ylipäättään ympäröivästä talousmetsäs-

tä. Tutkimuksessa tarkastelin putkilokasveja, sammalia, kääpiä ja kovakuoriaisia sekä lahoppuustoa. Seuraavaksi selvitin, minkä levyinen suojavyöhyke on riittävä turvaamaan erityisen tärkeiden puroelinympäristöjen kasvillisuutta sekä muuttuuko puronvarren kasvillisuus ajan suhteen erilailla erilevyisillä suojavyöhykkeillä. Tässä tutkin metsälain purokohteita, joille eri etäisyydellä oli suoritettu avohakkuu viimeisten 50 vuoden aikana. Tämän jälkeen tutkin, miten suojavyöhykkeellä tapahtuva poimintahakkuu vaikuttaa puronvarren kasvillisuuteen. Tutkimuksen puronvarsikohteiden läheisyydessä suoritettiin avohakkuut, jättäen joko 15 tai 30 metrin suojavyöhykkeet, ja osalle näistä suojavyöhykkeistä suoritettiin poimintahakkuu. Tämän tutkimuksen yhteydessä tutkin myös suojavyöhykkeiden poimintahakkuun taloudellista kannattavuutta sekä vertailin avohakkuuseen perustuvaa tasaikäistä metsätaloutta poimintahakkuuseen perustuvaan eri-ikäiseen metsätalouteen. Suojavyöhykkeen poimintahakkuun kannattavuutta tarkasteltiin mittaamalla saatu puusto ja hakkuun ajanmenekki. Metsätaloustoimien välisen vertailun suoritin simuloimalla puuston kasvua eri vaihtoehtojen välillä.

Väitöskirjani tutkimuksissa havaitsin, että vähintään viidennes metsälain erityisen tärkeistä kohteista oli kartoituksen päätyttyä vielä löytymättä ja vähintään joka kolmas kartoitettu kohde oli virheellisesti kartoitettu. Myös kartoituksen laadunvarmistus oli tehty väärin. Laadunvarmistuskartoitus ei ollut riippumaton varsinaisesta kartoituksesta, jolloin useimmat kohteet löydettiin ja säilyivät muuttumattomina kuin, jos laadunvarmistus olisi tehty täysin alkupe- räisestä kartoituksesta riippumattomana. Tämä tarkoittaa sitä, että saadut tulokset antavat vain raja-arvon virheistä, jotka kohteilla vähintään on. Lisäksi kartoitusalueiden (metsäkeskusten) välillä oli eroa kartoitusperusteissa. Puronvarsielinympäristöjä tutkiessani havaitsin, että kaikki puronvarsielinympäristöt ovat arvokkaita suhteessa ympäröivään talousmetsään. Tosin metsälain erityisen tärkeät puroelinympäristöt ovat kasvillisuudeltaan muita puronvarsia hiukan monimuotoisempia, mikä viittaa siihen, että kohteet on arvotettu kasvillisuuden perusteella.

Suojavyöhyketutkimusteni avulla selvitin, että vähintään 45 metrin suojavyöhykkeet tarvitaan suojaamaan puronvarren erityisen tärkeät elinympäristöt. Tätä kapeammilla suojavyöhykkeillä lajisto muuttuu aikaviiveellä ja syntyy ns. sukupuuttovelka. Tuloksistani selviää myös, että suojavyöhykkeellä tapahtuvaa poimintahakkuuta ei tulisi suorittaa, vaikka laki siihen mahdollisuuden antaa- kin. Suojavyöhykkeen poimintahakkuu tosin voi olla taloudellisesti kannatta- vaa, mutta sillä on vaikutus suojeltavaan puronvarren kasvilajistoon, varsinkin kapeilla suojavyöhykkeillä. Ja on eroa, kenen kannalta taloudellisuutta tarkaste- lee: metsän omistajan on taloudellisempaa keskittyä vain arvokkaimman puus- ton poimintahakkuuseen. Tulosteni mukaan poimintahakkuuseen perustuva metsätalous voi kaiken kaikkiaan olla ainakin yhtä kannattavaa kuin avohak- kuuseen perustuva metsätalous, ellei jopa kannattavampaa.

Väitöskirjani tulosten perusteella voidaan sanoa, että metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt ovat arvokas lisä metsäluonnon monimuotoisuuden tur- vaamisessa, mutta ne on turvattava ympäröiviltä avohakkuilta vähintään 45

metrin suojavyöhykkeillä, eikä suojavyöhykkeillä ja erityisen tärkeällä elinympäristöllä tulisi suorittaa poimintahakkuita. Talousmetsissä suojavyöhykkeiden perustaminen muodostaa väistämättä kustannuksia, mutta toisaalta riittämättömien suojavyöhykkeiden käyttö kohteiden turvaamisessa johtaa sekä hukkaan heitettyihin suojeluresursseihin että menetettyyn puutavaraan. Jos lähtökohdana on metsien ekologisesti ja taloudellisesti kestävä hoito ja käyttö niin, että metsien biologinen monimuotoisuus säilyy samalla, kun niistä saadaan kestävästi hyvä tuotto, tulisi avohakkuisiin pohjatuovasta tasaikäisten metsien hoidosta luopua. Vaihtoehtona on poimintaan perustuva eri-ikäisten metsien hoito eli jatkuva kasvatusta, joka olisi taloudellisesti yhtä kannattavaa kuin tasaikäinen metsätalous ja huomattavasti metsäluonnon monimuotoisuudelle ystävällisempää.

Suomalaista metsää kannattaa vielä suojella.

REFERENCES

- Ahti T., Hämet-Ahti L. & Jalas J. 1968. Vegetation zones and their sections in northwestern Europe. *Ann. Bot. Fennici* 5: 169-211.
- Amendments to the Forest Act. 2013. Laki metsälain muuttamisesta 1085/2013 - Act to amend to the Forest Act 1085/2013. *Finlex*: available at <http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2013/20131085>.
- Atlegrim O. & Sjöberg K. 1996a. Effects of clear-cutting and single-tree selection harvests on herbivorous insect larvae feeding on bilberry (*Vaccinium myrtillus*) in uneven-aged boreal *Picea abies* forests. *For. Ecol. Manage* 87: 139-148.
- Atlegrim O. & Sjöberg K. 1996b. Response of bilberry (*Vaccinium myrtillus*) to clear-cutting and single-tree selection harvests in uneven-aged boreal *Picea abies* forests. *For. Ecol. Manage* 86: 39-50.
- Atlegrim O. & Sjöberg K. 2004. Selective felling as a potential tool for maintaining biodiversity in managed forests. *Biodivers. Conserv.* 13: 1123-1133.
- Atlegrim O., Sjöberg K. & Ball J. 1997. Forestry effects on a boreal ground beetle community in spring: Selective logging and clear-cutting compared. *Entomol. Fenn.* 8: 19-26.
- Atmar W. & Patterson B.D. 1993. The Measure of Order and Disorder in the Distribution of Species in Fragmented Habitat. *Oecologia* 96: 373-382.
- Aune K., Jonsson B.G. & Moen J. 2005. Isolation and edge effects among woodland key habitats in Sweden: Is forest policy promoting fragmentation? *Biol. Conserv.* 124: 89-95.
- Berglund H. & Jonsson B.G. 2008. Assessing the extinction vulnerability of wood-inhabiting fungal species in fragmented northern Swedish boreal forests. *Biol. Conserv.* 141: 3029-3039.
- Bergsten A., Bodin Ö. & Ecke F. 2013. Protected areas in a landscape dominated by logging - A connectivity analysis that integrates varying protection levels with competition-colonization tradeoffs. *Biol. Conserv.* 160: 279-288.
- Brosnoks K.D., Chen J.Q., Naiman R.J. & Franklin J.F. 1997. Harvesting effects on microclimatic gradients from small streams to uplands in western Washington. *Ecol. Appl.* 7: 1188-1200.
- Bryant D.G., Nielsen D. & Tangley L. 1997. *The last frontier forests: ecosystems & economies on the edge*. World Resources Institute, Washington, DC.
- Clarke K.R. & Warwick R.M. 1998. A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *J. Appl. Ecol.* 35: 523-531.
- Diamond J.M. 1975. The island dilemma: Lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biol. Conserv.* 7: 129-146.
- Djupström L.B., Weslien J. & Schroeder L.M. 2008. Dead wood and saproxylic beetles in set-aside and non set-aside forests in a boreal region. *For. Ecol. Manage.* 255: 3340-3350.

- Dynesius M. & Hylander K. 2007. Resilience of bryophyte communities to clear-cutting of boreal stream-side forests. *Biol. Conserv.* 135: 423-434.
- Ericsson T.S., Berglund H. & Östlund L. 2005. History and forest biodiversity of woodland key habitats in south boreal Sweden. *Biol. Conserv.* 122: 289-303.
- Esseen P. & Renhorn K. 1998. Edge effects on an epiphytic lichen in fragmented forests. *Conserv. Biol.* 12: 1307-1317.
- Esseen P., Ehnström B., Ericson L. & Sjöberg K. 1997. Boreal Forests. *Ecol. Bull.* : 16-47.
- Fischer J. & Lindenmayer D.B. 2005. Perfectly nested or significantly nested - an important difference for conservation management. *Oikos* 109: 485-494.
- Forest Act. 1996. Metsälaki 1093/1996 - Finnish Forest Act 1093/1996. *Finlex*: available at <http://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/1996/19961093>.
- Fridman J. & Walheim M. 2000. Amount, structure, and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden. *For. Ecol. Manage.* 131: 23-36.
- Gignac L. & Dale M. 2005. Effects of fragment size and habitat heterogeneity on cryptogam diversity in the low-boreal forest of western Canada. *Bryologist* 108: 50-66.
- Gjerde I., Saetersdal M. & Blom H.H. 2007. Complementary Hotspot Inventory - A method for identification of important areas for biodiversity at the forest stand level. *Biol. Conserv.* 137: 549-557.
- Gjerde I., Saetersdal M., Rolstad J., Blom H.H. & Storaunet K.O. 2004. Fine-Scale Diversity and Rarity Hotspots in Northern Forests. *Conserv. Biol.* 18: 1032-1042.
- Gobakken T., LexerØd N.L. & Eid T. 2008. T: A forest simulator for bioeconomic analyses based on models for individual trees. *Scand. J. Forest Res.* 23: 250-265.
- Gregory S.V., Swanson F.J., Mckee W.A. & Cummins K.W. 1991. An Ecosystem Perspective of Riparian Zones. *Bioscience* 41: 540-551.
- Gustafsson L. 2000. Red-listed species and indicators: vascular plants in woodland key habitats and surrounding production forests in Sweden. *Biol. Conserv.* 92: 35-43.
- Gustafsson L. 2002. Presence and abundance of red-listed plant species in Swedish forests. *Conserv. Biol.* 16: 377-388.
- Gustafsson L., De Jong J. & Noren M. 1999. Evaluation of Swedish woodland key habitats using red-listed bryophytes and lichens. *Biodivers. Conserv.* 8: 1101-1114.
- Gustafsson L., Hylander K. & Jacobson C. 2004. Uncommon bryophytes in Swedish forests - key habitats and production forests compared. *Forest Ecol. Manag.* 194: 11-22.
- Haila Y. 1999. Islands and fragments. In: Hunter M.L. (ed.), *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 234-264.
- Hammer Ø., Harper D.A.T. & Ryan P.D. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontol. Electron.* 4: 1-9.
- Hanski I. 1999. *Metapopulation ecology*. Oxford University Press, Oxford.

- Hanski I. 2000. Extinction debt and species credit in boreal forests: modelling the consequences of different approaches to biodiversity conservation. *Ann. Zool. Fennici* 37: 271-280.
- Hanski I. 2001. Spatially realistic theory of metapopulation ecology. *Naturwissenschaften* 88: 372-381.
- Hanski I. 2002. In the midst of ecology, conservation, and competing interests in the society. *Ann. Zool. Fennici* 39: 183-186.
- Hanski I. 2005. *The shrinking world : ecological consequences of habitat loss*. International Ecological Institute, Oldendorf/Luhe.
- Hanski I. 2008a. Insect conservation in boreal forests. *J. Insect. Conserv.* 12: 451-454.
- Hanski I. 2008b. Metapopulation Models. In: Jørgensen S.E. & Fath B.D. (eds.), *Population Dynamics*, Elsevier, Oxford, pp. 2318-2325.
- Hanski I. 2011. Habitat Loss, the Dynamics of Biodiversity, and a Perspective on Conservation. *Ambio* 40: 248-255.
- Hanski I. & Gaggiotti O.E. 2004. *Ecology, genetics, and evolution of metapopulations*. Elsevier Academic Press, Burlington, MA.
- Hanski I. & Gilpin M.E. 1997. *Metapopulation biology : ecology, genetics, and evolution*. Academic Press, San Diego, CA.
- Hanski I. & Ovaskainen O. 2003. Metapopulation theory for fragmented landscapes. *Theor. Popul. Biol.* 64: 119-27.
- Hanski I., Moilanen A. & Gyllenberg M. 1996. Minimum viable metapopulation size. *Am. Nat.* 147: 527-541.
- Hansson L. 2001. Key habitats in Swedish managed forests. *Scand. J. Forest Res.* : 52-61.
- Harper K., Macdonald S., Burton P., Chen J., Brosnoff K., Saunders S., Euskirchen E., Roberts D., Jaiteh M. & Esseen P. 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conserv. Biol.* 19: 768-782.
- Harris L.D. 1984. *The fragmented forest: Island biogeography theory and the preservation of biotic diversity*. The University of Chicago Press, Chicago.
- Hottola J. & Siitonen J. 2008. Significance of woodland key habitats for polypore diversity and red-listed species in boreal forests. *Biodivers Conserv* 17: 2559-2577.
- Hylander K., Jonsson B.G. & Nilsson C. 2002. Evaluating buffer strips along boreal streams using bryophytes as indicators. *Ecol. Appl.* 12: 797-806.
- Hylander K., Nilsson C. & G uthner T. 2004. Effects of Buffer-Strip Retention and Clearcutting on Land Snails in Boreal Riparian Forests. *Conserv. Biol.* 18: 1052-1062.
- Hylander K., Dynesius M., Jonsson B.G. & Nilsson C. 2005. Substrate form determines the fate of bryophytes in riparian buffer strips. *Ecol. Appl.* 15: 674-688.
- Hynynen J., Ahtikoski A., Siitonen J., Sievanen R. & Liski J. 2005. Applying the MOTTI simulator to analyse the effects of alternative management schedules on timber and non-timber production. *For. Ecol. Manage.* 207: 5-18.

- Johansson P. & Gustafsson L. 2001. Red-listed and indicator lichens in woodland key habitats and production forests in Sweden. *Can. J. Forest Res.* 31: 1617-1628.
- Jonsson M. 2003. Colonisation ability of the threatened tenebrionid beetle *Oplocephala haemorrhoidalis* and its common relative *Bolitophagus reticulatus*. *Ecol. Entomol.* 28: 159-167.
- Jönsson M.T. & Jonsson B.G. 2007. Assessing coarse woody debris in Swedish woodland key habitats: Implications for conservation and management. *For. Ecol. Manage.* 242: 363-373.
- Junninen K. & Komonen A. 2011. Conservation ecology of boreal polypores: A review. *Biol. Conserv.* 144: 11-20.
- Junninen K. & Kouki J. 2006. Are woodland key habitats in Finland hotspots for polypores (Basidiomycota)? *Scand. J. Forest Res.* 21: 32-40.
- Kati V., Devillers P., Dufrene M., Legakis A., Vokou D. & Lebrun P. 2004. Hotspots, complementarity or representativeness? designing optimal small-scale reserves for biodiversity conservation. *Biol. Conserv.* 120: 471-480.
- Kivistö L. & Kuusinen M. 2000. Edge effects on the epiphytic lichen flora of *Picea abies* in middle boreal Finland. *Lichenologist* 32:387-398.
- Koivula M. 2002. Alternative harvesting methods and boreal carabid beetles (Coleoptera, Carabidae). *For. Ecol. Manage.* 167: 103-121.
- Kotiaho J.S., Kaitala V., Komonen A. & Paivinen J. 2005. Predicting the risk of extinction from shared ecological characteristics. *P. Natl. Acad. Sci. USA* 102: 1963-1967.
- Kuussaari M., Bommarco R., Heikkinen R.K., Helm A., Krauss J., Lindborg R., Öckinger E., Pärtel M., Pino J., Rodà F., Stefanescu C., Teder T., Zobel M. & Steffan-Dewenter I. 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends Ecol. Evol.* 24: 564-571.
- Lähde E., Eskelinen T. & Väänänen A. 2002. Growth and diversity effects of silvicultural alternatives on an old-growth forest in Finland. *Forestry* 75: 395-400.
- Laita A., Mönkkönen M. & Kotiaho J.S. 2010. Woodland key habitats evaluated as part of a functional reserve network. *Biol. Conserv.* 143: 1212-1227.
- Lindenmayer D.B. & Franklin J.F. 2002. *Conserving forest biodiversity : a comprehensive multiscaled approach*. Island Press, Washington.
- Lindenmayer D.B., Manning A.D., Smith P.L., Possingham H.P., Fischer J., Oliver I. & McCarthy M.A. 2002. The focal-species approach and landscape restoration: a critique. *Conserv. Biol.* 16: 338-345.
- Magurran A.E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing.
- Margules C.R. & Pressey R.L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405: 243-253.
- Matveinen-Huju K. & Koivula M. 2008. Effects of alternative harvesting methods on boreal forest spider assemblages. *Can. J. Forest Res.* 38: 782-794.
- Murcia C. 1995. Edge Effects in Fragmented Forests - Implications for Conservation. *Trends Ecol. Evol* 10: 58-62.

- Myers N. 1988. Threatened biotas: "hot spots" in tropical forests. *Environmentalist* 8: 187-208.
- Naiman R.J. & Decamps H. 1997. The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 28: 621-658.
- Nilsson C. & Svedmark M. 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: Riparian plant communities. *Environ. Manage.* 30: 468-480.
- Norden B., Paltto H., Gotmark F. & Wallin K. 2007. Indicators of biodiversity, what do they indicate? - Lessons for conservation of cryptogams in oak-rich forest. *Biol. Conserv.* 135: 369-379.
- Norden J., Penttilä R., Siitonen J., Tomppo E. & Ovaskainen O. 2013. Specialist species of wood-inhabiting fungi struggle while generalists thrive in fragmented boreal forests. *J. Ecol.* 101: 701-712.
- Ovaskainen O. 2002. Long-term persistence of species and the SLOSS problem. *J. Theor. Biol.* 218: 419-433.
- Ovaskainen O. & Hanski I. 2001. Spatially structured metapopulation models: Global and local assessment of metapopulation capacity. *Theor. Popul. Biol.* 60: 281-302.
- Patterson B.D. 1990. On the temporal development of nested subset patterns of species composition. *Oikos* 59: 330-342.
- Patterson B.D. & Atmar W. 1986. Nested Subsets and the Structure of Insular Mammalian Faunas and Archipelagoes. *Biol. J. Linn. Soc.* 28: 65-82.
- Peltola A. 2007. *Finnish statistical yearbook of forestry*. Finnish Forest Research Institute, Helsinki.
- Peltola A. 2009. *Finnish statistical yearbook of forestry*. Finnish Forest Research Institute, Sastamala.
- Peltola H., Kellomäki S., Väisänen H. & Ikonen V.-. 1999. A mechanistic model for assessing the risk of wind and snow damage to single trees and stands of Scots pine, Norway spruce, and birch. *Can. J. For. Res.* 29: 647-661.
- Perhans K., Gustafsson L., Jonsson F., Nordin U. & Weibull H. 2007. Bryophytes and lichens in different types of forest set-asides in boreal Sweden. *For. Ecol. Manage.* 242: 374-390.
- Pressey R.L., Humphries C.J., Margules C.R., Vanewright R.I. & Williams P.H. 1993. Beyond Opportunism - Key Principles for Systematic Reserve Selection. *Trends Ecol. Evol.* 8: 124-128.
- Pukkala T., Lähde E. & Laiho O. 2010. Optimizing the structure and management of uneven-sized stands of Finland. *Forestry* 83: 129-142.
- Pykälä J. 2007. Implementation of Forest Act habitats in Finland: Does it protect the right habitats for threatened species? *For. Ecol. Manage.* 242: 281-287.
- Pykälä J., Heikkinen R.K., Toivonen H. & Jääskeläinen K. 2006. Importance of Forest Act habitats for epiphytic lichens in Finnish managed forests. *For. Ecol. Manage.* 223: 84-92.
- Ranius T. 2006. Measuring the dispersal of saproxylic insects: a key characteristic for their conservation. *Popul. Ecol.* 48: 177-188.
- Rassi P., Hyvärinen E., Juslén A. & Mannerkoski I. 2010. *The 2010 red list of Finnish species*. Finnish Environment Institute.

- Reid W.V. 1998. Biodiversity hotspots. *Trends Ecol. Evol.* 13: 275-280.
- Renhorn K., Esseen P., Palmqvist K. & Sundberg B. 1997. Growth and vitality of epiphytic lichens .1. Responses to microclimate along a forest edge-interior gradient. *Oecologia* 109: 1-9.
- Rybicki J. & Hanski I. 2013. Species-area relationships and extinctions caused by habitat loss and fragmentation. *Ecol. Lett.* 16: 27-38.
- Siira-Pietikäinen A. & Haimi J. 2009. Changes in soil fauna 10 years after forest harvestings: Comparison between clear felling and green-tree retention methods. *For. Ecol. Manage.* 258: 332-338.
- Siira-Pietikäinen A., Haimi J., Kanninen A., Pietikäinen J. & Fritze H. 2001. Responses of decomposer community to root-isolation and addition of slash. *Soil Biol. Biochem.* 33: 1993-2004.
- Siira-Pietikäinen A., Haimi J. & Siitonen J. 2003. Short-term responses of soil macroarthropod community to clear felling and alternative forest regeneration methods. *For. Ecol. Manage.* 172: 339-353.
- Siitonen J., Hottola J. & Immonen A. 2009. Differences in Stand Characteristics Between Brook-Side Key Habitats and Managed Forests in Southern Finland. *Silva Fenn.* 43: 21-37.
- Siitonen J., Martikainen P., Punttila P. & Rauh J. 2000. Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. *For. Ecol. Manage.* 128: 211-225.
- Similä M., Kouki J., Mönkkönen M., Sippola A. & Huhta E. 2006. Co-variation and indicators of species diversity: Can richness of forest-dwelling species be predicted in northern boreal forests? *Ecol. Ind.* 6: 686-700.
- Spittlehouse D.L., Adams R.S. & Winkler R.D. 2004. *Forest, edge, and opening microclimate at Sicamous Creek. Research Report.* Ministry of Forests, British Columbia.
- Stewart K.J. & Mallik A.U. 2006. Bryophyte responses to microclimatic edge effects across riparian buffers. *Ecol. Appl.* 16: 1474-1486.
- Ström L., Hylander K. & Dynesius M. 2009. Different long-term and short-term responses of land snails to clear-cutting of boreal stream-side forests. *Biol. Conserv.* 142: 1580-1587.
- Sverdrup-Thygeson A. 2002. Key habitats in the Norwegian production forest: A case study. *Scand. J. Forest Res.* 17: 166-178.
- Tahvonen O. 2009. Optimal Choice between Even- and Uneven-Aged Forestry. *Nat. Resour. Model.* 22: 289-321.
- Tahvonen O., Pukkala T., Laiho O., Lähde E. & Niinimäki S. 2010. Optimal management of uneven-aged Norway spruce stands. *For. Ecol. Manage.* 260: 106-115.
- Tilman D., May R.M., Lehman C.L. & Nowak M.A. 1994. Habitat Destruction and the Extinction Debt. *Nature* 371: 65-66.
- Timonen J., Gustafsson L., Kotiaho J.S. & Mönkkönen M. 2011. Hotspots in cold climate: Conservation value of woodland key habitats in boreal forests. *Biol. Conserv.* 144: 2061-2067.
- Timonen J., Siitonen J., Gustafsson L., Kotiaho J.S., Stokland J.N., Sverdrup-Thygeson A. & Monkkonen M. 2010. Woodland key habitats in northern

- Europe: concepts, inventory and protection. *Scand. J. Forest Res.* 25: 309-324.
- Venäläinen A., Zeng H., Peltola H., Talkkari A., Strandman H., Wang K. & Kellomäki S. 2004. Simulations of the influence of forest management on wind climate on a regional scale. *Agric. For. Meteorol.* 123: 149-158.
- Wenger S. 1999. *A review of the scientific literature on riparian buffer width, extent and vegetation*. University of Georgia. Institute of Ecology. Office of Public Service & Outreach, Athens.
- Wikberg S., Perhans K., Kindstrand C., Djupstrom L.B., Boman M., Mattsson L., Schroeder L.M., Weslien J. & Gustafsson L. 2009. Cost-effectiveness of conservation strategies implemented in boreal forests: The area selection process. *Biol. Conserv.* 142: 614-624.
- With K.A. & Crist T.O. 1995. Critical Thresholds in Species' Responses to Landscape Structure. *Ecology* 76: 2446-2459.
- Wright D.H., Patterson B.D., Mikkelsen G.M., Cutler A. & Atmar W. 1998. A comparative analysis of nested subset patterns of species composition. *Oecologia* 113: 1-20.
- Young A. & Mitchell N. 1994. Microclimate and Vegetation Edge Effects in a Fragmented Podocarp-Broadleaf Forest in New-Zealand. *Biol. Conserv.* 67: 63-72.

ORIGINAL PAPERS

I

**METSÄLAIN ERITYISEN TÄRKEIDEN ELINYMPÄRISTÖJEN
KARTOITUKSEN LAADUN JA LUOTETTAVUUDEN
ANALYYSI (ANALYSIS OF THE QUALITY AND RELIABILITY
OF THE SURVEY ON HABITATS OF SPECIAL IMPORTANCE
DEFINED IN THE FOREST ACT)**

by

Janne S. Kotiaho & Ville A. O. Selonen 2006

The Finnish Environment 29: 65.

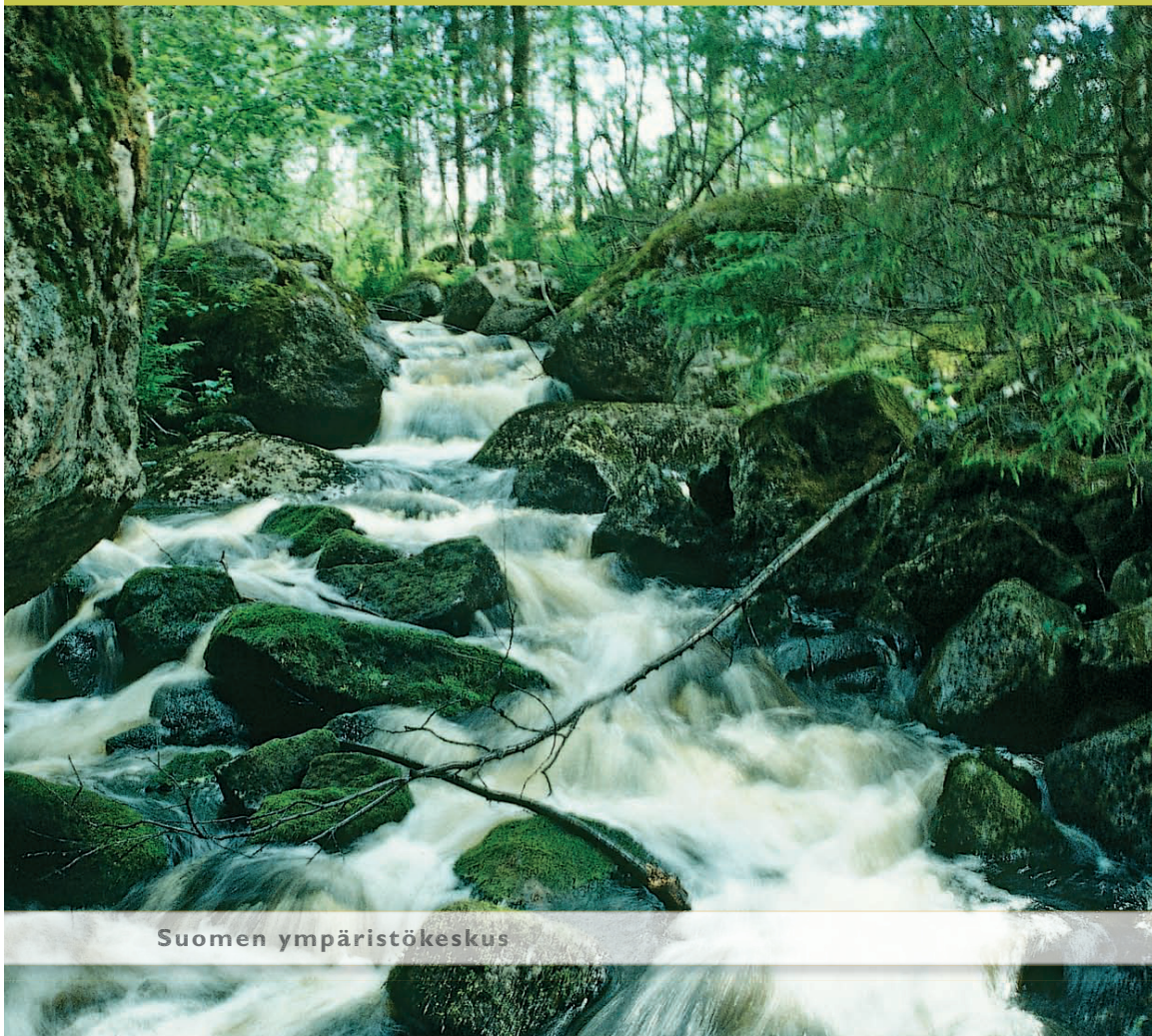
Reprinted with kind permission of Finnish Environment Institute

SUOMEN YMPÄRISTÖ 29 | 2006

Metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen kartoituksen laadun ja luotettavuuden analyysi

Janne S. Kotiaho ja Ville A.O. Selonen

LUONTO



Suomen ympäristökeskus

Metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen kartoituksen laadun ja luotettavuuden analyysi

Janne S. Kotiaho ja Ville A. O. Selonen

Helsinki 2006

Suomen ympäristökeskus



SUOMEN YMPÄRISTÖ 29 | 2006
Suomen ympäristökeskus
Asiantuntijapalveluosasto

Taitto: Pirjo Lehtovaara
Kansikuva: Sappionpuro Ähtärissä. Matti Seppälä

Julkaisu on saatavana myös internetistä:
www.ymparisto.fi/julkaisut

Vammalan Kirjapaino Oy, Vammala 2006

ISBN 952-11-2321-4 (nid.)
ISBN 952-11-2322-2 (PDF)
ISSN 1238-7312 (pain.)
ISSN 1796-1637 (verkkokj.)

ESIPUHE

Suomen ympäristökeskus ja Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio ovat tehneet metsätalouden luonto- ja ympäristökysymyksiin liittyvää yhteistyötä jo runsaat kymmenkunta vuotta. Yhteistyön juuret ulottuvat 1990-luvun alkuun asti jolloin laitosten asiantuntijat määrittelivät talousmetsien luonnon monimuotoisuuden kannalta tärkeitä avainbiotooppeja ensimmäisen kerran maassamme.

Yhteistyön tulokset olivat pohja sittemmin metsälain 10 §:ssä nimetyille metsätalouden erityisen tärkeille elinympäristöille, joiden erityispiirteet tulee ottaa huomioon metsien hoidossa ja käytössä. Yhteistyösopuudet olivat mukana laatimassa myös Suomen metsätalouden ensimmäistä ympäristö-ohjelmaa, jonka maa- ja metsätalousministeriö ja ympäristöministeriö yhteisesti vahvistivat vuonna 1994 Suomen kestäväen metsätalouden strategiaksi vuoteen 2005 asti.

Laitosten välinen virallisempi yhteistyö alkoi vuonna 1998 solmitulla työohjelmalla. Yhteinen työohjelma ja raportti sen toteutumisesta on laadittu aina vuosittain.

Tätä nykyä työohjelmaan sisältyy kymmenkunta yhteistä projektia. Suomen ympäristökeskuksesta yhteistyöhön osallistuu parikymmentä henkilöä, Tapiosta reilut kymmenen.

Metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen (METE) kartoitus oli seuraus metsälain uudistuksesta ja siihen tulleen tärkeiden elinympäristöjen määrittelyn ja säilyttämisvelvoitteen seurauksena. Koska metsälain mukaan metsiä tulee hoitaa ja käyttää siten, että luonnon monimuotoisuudelle arvokkaat ominaispiirteet säilyvät, toteutettiin näiden erityisen arvokkaiden elinympäristöjen inventointi ja kartoitus kaikissa yksityisissä talousmetsissä. Kartoitusprojekti on ollut Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion ja alueellisten metsäkeskusten yhteishanke, joka on toteutettu erillisprojektina sekä normaalin metsäsuunnittelun yhteydessä maa- ja metsätalousministeriön toimeksiannosta ja rahoituksella metsäkeskuksissa.

Suomen ympäristökeskuksen luontoyksikön ja Tapion neuvotteluissa tuli METE hankkeen lopussa esiin tarve arvioida tehty työ. Vaikka kartoitustyö oli alun perin tähdätty hyvin käytännöllisesti metsälain tavoitteiden toteuttamiseen ja yksityisten metsänomistajien auttamiseen erityisen tärkeiden elinympäristöjen säilyttämisessä, toteutettiin kartoitus valtakunnallisella ohjauksella. Arvioinnissa haluttiin selvittää miten tämä valtakunnallinen ohjaus ja kartoituksen toteutus oli todella yhteismitallisesti tapahtunut, koska samalla oli tiedossa olosuhteiden kirjavuus eri alueiden välillä ja vuosien suhteen.

Suomen ympäristökeskuksen ja Tapion yhteistyöryhmän esityksestä maa- ja metsätalousministeriö ryhtyi rahoittamaan METE -aineiston arviointihanketta. Arviointi päätettiin tilata Jyväskylän yliopiston Bio- ja ympäristötieteiden laitokselta, vastuuhenkilönä tohtori Janne Kotiaho. Hankkeen ohjausryhmä, johon kuuluivat Anne Rakemaa (maa- ja metsätalousministeriö), Antti Otsamo (maa- ja metsätalousministeriö), Klaus Yrjönen (Tapio), Petri Ahlroth (Suomen ympäristökeskus) ja Tapio Lindholm (Suomen ympäristökeskus) päätti esittää hankkeesta valmistunutta raporttia julkaistavaksi Suomen ympäristökeskuksen Suomen ympäristö -sarjassa. Suomen ympäristökeskus hyväksyi käsikirjoituksen julkaistavaksi sen täytettyä julkaisemisen kriteerit.

Helsingissä 10. toukokuuta 2006

Tapio Lindholm

Petri Ahlroth

SAATTEEKSI

Käsissäsi on metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen (METE) kartoituksen laadun ja luotettavuuden analyysi. Tämä teos sisältää pääasiassa analyysituloksia, taulukoita ja tuloskuvia. Olemme tietoisesti esittäneet analyysit varsin yksityiskohtaisesti käyttäen sekä numeerista että kuvallista ilmaisua. Näin olemme toimineet, koska haluamme, että analyysimme oikeellisuus sekä perusteet johtopäätöksillemme ovat niin halutessa kaikkien tarkastettavissa. Valitettavasti jokaisen analyysin yksityiskohmainen esittäminen tekee tekstistä suhteellisen työlästä luettavaa ja paikoitellen olemme saattaneet ilmaista yksinkertaisetkin asiat hieman vaikeaselkoisesti. Tästä syystä suosittelemmekin, että jos olet kiinnostunut analyysimme tärkeimmistä tuloksista ja niistä vetämistämme johtopäätöksistä enemmän kuin analyyseistä itsestään, keskityt ensiksi lukemaan kohdat ”tiivistelmä” sekä ”kokonaisarvio ja johtopäätökset aineiston laadusta ja luotettavuudesta”. Olemme pyrkineet kirjoittamaan nämä kohdat niin, että niistä saa kokonaiskuvan tämän analyysin sisällöstä. Tutustuttuasi näihin kohtiin on syytä kääriä hihat ja syventyä yksityiskohtaisiin analyyseihin.

Tämän analyysin toimeksiannota oli tarkastella METE-kartoituksen laatua ja luotettavuutta etsimällä kartoituksesta ja sen tuottamasta aineistosta virheitä ja puutteellisuuksia. Tästä johtuen lukijalle saattaa muodostua kartoituksesta varsin yksipuolinen ja negatiivinenkin kokonaiskuva. Haluamme kuitenkin painottaa, että olemme toimeksiannon mukaisesti keskittyneet esittämään yksinomaan mahdollisia ja todellisia virhelähteitä. Käytämme analyysissä tarkoituksella termejä virhe, puutteellisuus ja epätarkkuus silloin kun aineistossa on asioita, jotka kartoituksen ohjeistukseen perehtymättömälle väistämättä johtavat aineiston vääriin tulkintaan. Näillä vahvoilla ja kriittisyyttä herättävillä termeillä pyrimme ehkäisemään aineiston mahdollista tulevaa väärinkäyttöä.

Korpilahti 26. tammikuuta 2006

Janne Kotiaho

Ville Selonen

SISÄLLYS

Esipuhe	3
Saatteeksi	4
Johdanto	7
Metsälaki	7
Kartoitusprojekti ja sen ohjeistus	7
Analyysin tarkoitus	8
Analyysi	10
Analyysin oletukset	10
Kartoitusvuosi	10
Pinta-ala	10
Pinta-ala ja kartoitusvuosi.....	12
Kuollut puusto	14
Kuolleen puuston tilavuus	14
Kuolleen puuston tilavuus ja kartoitusvuosi.....	15
Kuolleen puuston keskiläpimitta	17
Kuolleen puuston keskiläpimitta ja kartoitusvuosi.....	18
Kuolleen puuston tilavuus ja keskiläpimitta suhteessa kohteen pinta-alaan	19
Kuollut puusto ja päämonimuotoisuus	20
Kuollut puusto ja lisämonimuotoisuus.....	22
Kuolleen puuston tilavuus METE-aineistossa verrattuna muihin tutkimuksiin	22
Kuollut puusto ja puulajimerkinnät.....	22
Pää- ja lisämonimuotoisuus	23
Päämonimuotoisuus.....	23
Lisämonimuotoisuus.....	24
Esimerkkilaji liito-orava.....	25
Lisämääreet 40, 43, 44 ja 45	25
Lisämääreet ja kartoitusvuosi.....	25
Metsäkeskusten vertailukelpoisuus	27
Kartoitusvuosi ja pinta-ala	27
Yleisimpien elinympäristöjen pinta-alat	28
<i>Lähteet ja pinta-ala</i>	30
<i>Purot ja pinta-ala</i>	31
<i>Vähäpuustoiset suot ja pinta-ala</i>	32
<i>Kalliot ja pinta-ala</i>	32
<i>Norot ja pinta-ala</i>	33
<i>Lammet ja pinta-ala</i>	33
<i>Tuoreet lehdot ja pinta-ala</i>	34
<i>Tuloaniityt ja luhdat ja pinta-ala</i>	34
<i>Rehevät korvet ja pinta-ala</i>	35
<i>Metsäsaarekkeet ja pinta-ala</i>	35
Kartoitusvuosi ja kuollut puusto	36
Yleisimpien elinympäristöjen kuolleen puuston tilavuudet.....	37
<i>Purot ja kuollut puusto</i>	37
<i>Vähäpuustoiset suot ja kuollut puusto</i>	38
<i>Kalliot ja kuollut puusto</i>	39

<i>Lähteet ja kuollut puusto</i>	39
<i>Norot ja kuollut puusto</i>	40
<i>Lammet ja kuollut puusto</i>	40
<i>Tuoret lehdot ja kuollut puusto</i>	41
<i>Tulvaniityt, luhdat ja kuollut puusto</i>	41
<i>Rehevät korvet ja kuollut puusto</i>	42
<i>Metsäsaarekkeet ja kuollut puusto</i>	42
Lisämääreet 40, 43, 44 ja 45	43
Kasvillisuusvyöhykkeet, pinta-ala ja kuollut puusto	44
<i>Hemiboreaalinen kasvillisuusvyöhyke, kohteiden pinta-ala ja kuolleen puuston tilavuus</i>	46
<i>Eteläboreaalinen kasvillisuusvyöhyke, kohteiden pinta-ala ja kuolleen puuston tilavuus</i>	46
<i>Keskiboreaalinen kasvillisuusvyöhyke, kohteiden pinta-ala ja kuolleen puuston tilavuus</i>	46
<i>Pohjoisboreaalinen kasvillisuusvyöhyke, kohteiden pinta-ala ja kuolleen puuston tilavuus</i>	47
Laadunvarmistus 2003	48
Erillisanalyysi Keski-Suomen Metsäkeskuksen aineistosta	50
Analysimme olettamukset	50
Yleisiä tunnuslukuja aineistosta	51
Pinta-ala	51
Kartoitusjärjestyksen satunnaisuudesta poikkeamisen vaikutus	51
Tunnuslukuja kaikkien kohteiden pinta-aloista	51
Tunnuslukuja METE-kohteiden pinta-alasta	52
Tunnuslukuja muiden arvokkaiden elinympäristöjen pinta-alasta	52
Johtopäätöksiä pinta-alojen tunnusluvuista	53
Pinta-ala ja kartoitusvuosi	53
Pinta-ala vuosittain, kaikki kohteet	53
Pinta-ala vuosittain, METE-kohteet	54
Pinta-ala vuosittain, muut tärkeät elinympäristöt	56
Pinta-ala ja kartoittaja	57
Kaikkien kohteiden pinta-ala suhteessa kartoittajaan ja kartoittajan kokemukseen	57
METE-kohteiden pinta-ala suhteessa kartoittajaan ja kartoittajan kokemukseen	57
LUOTSI-tietokantaan tallennetut kartoitustiedot	58
Kokonaisarvio ja johtopäätökset aineiston laadusta ja luotettavuudesta	59
Kiitokset	62
Viitteet	62
Kuvailulehdet	63

Johdanto

Metsälaki

Vuonna 1997 saatettiin voimaan metsälaki, jossa todetaan, että ”lain tarkoituksena on edistää metsien taloudellisesti, ekologisesti ja sosiaalisesti kestävää hoitoa ja käyttöä siten, että metsät antavat kestävästi hyvän tuoton samalla, kun niiden biologinen monimuotoisuus säilytetään” (Metsälaki 1996). Metsäluonnon monimuotoisuuden turvaamiseksi metsälaisissa (Metsälaki 1996), metsäasetuksessa (Metsäasetus 1996) ja metsälain perusteluissa (Hallituksen esitys Eduskunnalle 1996) määritellään monimuotoisuudelle tärkeitä ja arvokkaita elinympäristöjä sekä veloitetaan säilyttämään näiden elinympäristöjen ominaispiirteet. Monimuotoisuuden uskotaan säilyvän, koska metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen (METE) katsotaan olevan alueita, joilla uhanalaiset, harvinaiset ja vaatelait lajit todennäköisesti esiintyvät (Hallituksen esitys Eduskunnalle 1996). Metsälaisissa tai sen asetuksessa ei määritellä niitä ominaispiirteitä, jotka on säilytettävä. Myöskään METE-kohteiden koosta ei metsälaisissa tai sen asetuksessa ole vaatimuksia, mutta metsälain perusteluissa luetellaan joillekin elinympäristöille tyypillisiä ominaispiirteitä ja todetaan, että erityisen tärkeät elinympäristöt ovat yleensä pienialaisia (Hallituksen esitys Eduskunnalle 1996). Metsälain perusteluihin pohjautuen pienialaisuusvaatimus on metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen kartoitusprojektin menetelmäkuvauksessa ja ohjeistuksessa määritelty siten, että elinympäristön pinta-alan tulee kaikilla elinympäristötyypeillä olla yleensä alle yhden hehtaarin (METE kartoitusprojekti 2001, Soininen 2000).

Kartoitusprojekti ja sen ohjeistus

Metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen kartoitusprojektin kantavana ajatuksena on met-

säluonnon monimuotoisuuden turvaaminen. Projektissa on tavoitteena kartoittaa kaikki Suomen yksityiset talousmetsät. Kartoitusprojekti on Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion ja alueellisten metsäkeskusten yhteishanke, joka on toteutettu maa- ja metsätalousministeriön toimeksiannosta metsäkeskuksissa erillisprojektina sekä normaalin metsäsuunnittelun yhteydessä (METE kartoitusprojekti 2001, Tenhola & Yrjönen 1999, Yrjönen 2004). Tarkemmin kartoitusprojektista ja sen tuloksista voi lukea kartoitusprojektin loppuraportista ”Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt” (Yrjönen 2004).

METE-kartoitusprojektin menetelmäkuvauksessa ja ohjeistuksessa (METE kartoitusprojekti 2001) sekä METE-kartoitusprojektin maastotyöoppaassa (Soininen 2000) edellytetään, että metsäkeskukset noudattavat niissä annettavia ohjeita. Menetelmäkuvauksessa ja ohjeistuksessa annetaan yksiselitteisiä ja yksityiskohtaisia ohjeita kartoituksen ennakkotulkinnan, tietojen tallentamisen ja koodittamisen toteuttamisesta. Kaikki ennakkotulkinnassa löytyneet mahdolliset kohteet tulee tarkastaa kesäkauden aikana noin 400–700 hehtaarin päivävauhdilla. Ohjeen mukaan kohteet on määriteltävä yhdenmukaisesti, mutta yksiselitteistä ohjetta yhdenmukaisuuden perustaksi on oppaasta vaikea löytää. Solmu maastotyöopas (Paananen ym. 2000) tarjoaa yhdenmukaisuuden perusteeksi listan erityisen tärkeistä elinympäristöistä ja toistaa lähes sanatarkasti metsälain tekstin niistä vaatimuksista, joilla luetellut elinympäristöt voidaan lukea lain tarkoittamiksi arvokkaiksi elinympäristöiksi. Kohteiden yhdenmukainen määrittäminen on siis kiinni kahdesta asiasta: ensinnä siitä, että kaikki kartoitustyöhön osallistuvat tuntevat maastotyöoppaan listassa luetellut elinympäristöt ja kykenevät erottamaan ne muista elinympäristöistä ja toiseksi siitä, että kartoittajilla on samanlainen käsitys siitä, millainen on kunkin listassa esiintyvän

elinympäristön luonnontila tai sen kaltaisuus, ja milloin elinympäristö on selvästi ympäristöstään erottuva. METE-kartoitusprojektin menetelmäkuvaussessa, ohjeistuksessa ja maastotyöoppaassa (METE kartoitusprojekti 2001, Soininen 2000) kuvataan kutakin elinympäristöä lyhyesti ja määritellään luonnontilainen, luonnontilaisen kaltainen sekä ympäristöstään selvästi erottuva elinympäristö elinympäristötyypeittäin. Koska kartoitukseen on valtakunnallisesti osallistunut satoja henkilöitä, on yhtenäisestä ohjeistuksesta ja jatkuvasta koulutuksesta huolimatta todennäköistä, että vaatimus kohteiden yhdenmukaisesta määrittelystä ei ole täysin toteutunut. Pyrimme analysoimaan kartoittajan vaikutusta kohteiden rajaukseen ja yhdenmukaiseen määrittelyyn erillisanalyysillä Keski-Suomen Metsäkeskuksen aineistosta sekä valtakunnallisesti laadunvarmistusaineistosta.

Kun kohde on tunnistettu lain tarkoittamaksi tärkeäksi elinympäristöksi, ohjeessa annetaan yksityiskohtaisia ohjeita tiedoista, jotka edellytetään tallennettaviksi. Näitä ovat kohteiden ominaispiirteiden kuvaaminen ja elinympäristötyypin kirjaaminen. Niin ikään edellytetään normaalia metsäsunnittelua tarkemman elävän puuston kuvaamista kiinnittäen huomiota erityisesti raitaan, haapaan ja jaloihin lehtipuihin. Kuollut puusto edellytetään arvioitavaksi puulajeittain yhden kuutiometrin tarkkuudella. Ohjeessa kehoitetaan lisäksi välttämään mahdollisten metsälain tärkeiden elinympäristöjen (lisämääre 45) tallentamista ennen maastokäyntiä ja kielletään (lähes kokonaan) mahdollisten kohteiden tallentaminen maastotyön jälkeen. Paikoitellen ohje on kirjoitettu konditionaalissa (esimerkiksi ”Maastotarkastuksen jälkeen ei lisämääreellä 45 tulisi kohteita tallentaa”). Tämä ei ole hyvä, koska konditionaali antaa mahdollisuuden tulkintaan ja tulkinnanvaraisuus johtaa kartoitusprojektissa erilaisiin käytäntöihin (katso esimerkiksi analyysit lisämääreen 45 käytöstä ajan suhteen sekä metsäkeskuksittain)

METE-kartoituksen laadunvarmistus on ohjeistettu ongelmallisesti. Ohjeessa sanotaan, että laadunvarmistajan tulee tutustua alueen alkuperäisen kartoituksen tuloksiin ja ennakoaineistoon ennen laadunvarmistuskartoitusta. Tämä aiheuttaa sen, että laadunvarmistuskartoitus ei ole riippumaton alkuperäisestä kartoituksesta. Riippumattomuus on ensiarvoisen tärkeää, kun halutaan arvioida menetelmän tarkkuutta. Tämä siksi, että tieto alkuperäisen kartoituksen tuloksista väistämättä vaikuttaa laadunvarmistajan työhön. Kun tehdään koe (tässä tapauksessa laadunvarmistus), jolla mitataan menetelmän toimivuutta, on kokeen toiston oltava toisistaan täysin riippumattomia, koska pienikin riippuvuus väistämättä vaikuttaa tulok-

siin (Fisher 1960, Mead 1988). Vaikutus on lähes aina odotusten suuntainen. METE-kartoituksen laadunvarmistuksessa vaikutus on todennäköisesti sellainen, että useammat kohteet ovat säilyneet muuttumattomina kuin, jos laadunvarmistus olisi tehty yleisten koasetelmaperiaatteiden mukaisesti täysin riippumattomana. Tämä johtaa siihen, että analyysit joita esitämme laadunvarmistusaineiston osalta, antavat tulokseksi ainoastaan raja-arvon. Raja-arvot kertovat virheiden ja epätarkkuuksien määrän, joka kohteilla vähintään on.

Analyysin tarkoitus

Analyysin tarkoitus on arvioida METE-kartoitusprojektin ja sen tuottaman aineiston laatua ja luotettavuutta. Analyysimme keskittyy tutkimaan pääasiassa, mutta ei yksinomaan, neljää ohjausryhmässä ennalta sovittua aihekokonaisuutta: i) aineiston yleistä laatua, ii) ajan vaikutusta aineistoon, iii) kartoittajan vaikutusta aineistoon ja iv) metsäkeskusten välistä vertailukelpoisuutta. Aineiston yleistä laatua tarkastelemme ohjausryhmän toimeksiannon mukaisesti etsimällä aineistosta suoranaisia virheitä, epätarkkuuksia ja puutteellisuuksia. Lisäksi havainnoimme poikkeavuuksia METE-kartoitusprojektin menetelmäkuvaussessa ja ohjeistuksesta (METE kartoitusprojekti 2001, Soininen 2000). Ajan eli kartoitusvuoden vaikutus aineistoon kuvastaa menetelmän aikana tapahtuneita kartoitus- tai rajausperusteiden muutoksia. Kartoittajan vaikutus aineistoon kuvastaa epäyhtenäisyyttä kohteiden määrittely- ja arviointiperusteissa. Vertailukelpoisuusanalyysit metsäkeskusten välillä vastaavat edellisen kohdan tavoin kysymykseen, onko kohteet määriteltä yhdenmukaisesti. Kohtiin i, ii ja iv vastaamme koko valtakunnan aineiston analyysillä, mutta kohtaan iii voidaan vastata vain Keski-Suomen Metsäkeskuksen kartoituksesta tekemällämme erillisanalyysillä. Tämä siksi, että Keski-Suomessa aineistoon tallennettu laatijatieto on pääsääntöisesti maastokartoittaja, kun muualla maassa käytäntö on tietyvästi vaihteleva. Joissakin metsäkeskuksissa laatijaksi lienee merkitty aineiston tallentaja maastokartoittajan sijaan.

Muuttujia, joita aineistosta voi analysoida, ovat METE-kohteiden pinta-alat, kuolleen puuston tiedot, monimuotoisuuskoodien ja lisämääreiden käyttö sekä lajiston kartoitustiedot. Valtakunnallisessa analyysissä keskitymme pääasiassa METE-kohteisiin (lisämääre 43), mutta erillisanalyysissä Keski-Suomen Metsäkeskuksen alueelta vertaamme METE-kohteita myös muihin arvokkaisiin elinympäristöihin (lisämääre 40). Keski-Suomen

erillisanalyysissä analysoimme otostamalla myös LUOTSI-tietokantaan tallennettujen karttamerkintöjen ja numeeristen tietojen yhtenevääisyyttä, laatua ja luotettavuutta.

Tietojenkäsittelyn ja tilastolliset analyysit olemme tehneet Microsoft Excel 2002 ohjelmalla sekä SPSS for Windows ohjelmalla versioilla 11.5.1 ja 12.0.1. Pääasialliset tilastoanalyysit, joita käytäm-

me, ovat varianssianalyysi, kontrastitestit, regressioanalyysi, korrelaatio, kontingenssitaulut, chi-square-testit sekä erilaiset keskiarvotestit. Yksityiskohtaista tietoa käyttämistämme analyyseistä on saatavissa biometrisestä kirjallisuudesta (Cooper & Hedges 1994, Daniel 1991, Ranta ym. 1991, Snedecor & Cochran 1989, Sokal & Rohlf 1981, Zar 1996).

Analyysi

Analyysin oletukset

Analyysit, ja varsinkin analyysien tuloksista vetämämme johtopäätökset, perustuvat olettamukseen, että kartoitus on tehty ajan ja kohteiden ominaisuuksien suhteen satunnaisessa järjestyksessä. Tällä tarkoitamme sitä, että alueiden kartoitusjärjestystä ei ole valikoitu ennen maastokartoitusta tehdyn ennakkotulokinnan perusteella. Jos ennakkotietoja kartoituksen järjestyksessä on käytetty, johtaa tämä kahteen ongelmaan. Ensinnä, analyysimme tulokset ja johtopäätökset niiltä osin, jotka koskevat aineistossa havaittavia muutoksia ajan suhteen, voivat olla virheellisiä. Toiseksi, jos kartoitusperusteet ovat ajan myötä muuttuneet, johtaa ennakkotietojen käyttö kartoitusjärjestyksessä siihen, että mahdollinen kartoitus- tai rajausperusteiden muutos vaikuttaa kohteisiin systemaattisesti. Esimerkkinä systemaattisesta vaikutuksesta toimii seuraava hypoteettinen kuvaelma: Jos ennakkotulokinnan perusteella kohteet olisi järjestetty arvokkuusjärjestykseen ja arvokkaimmat kohteet olisi jätetty sokeriksi kartoituksen pohjalle ja, jos rajausperusteet muuttuisivat tiukemmiksi kartoituksen edetessä niin, että kohteiden pinta-alat pienentyisivät, johtaisi tämä siihen, että arvokkaimmat kohteet olisi rajattu tiukemmin ja pienemmiksi kuin vähemmän arvokkaat kohteet.

Kartoitusvuosi

Metsälain erityisen tärkeitä elinympäristöjä (lisämäärä 43) on aineistossa kaikkiaan 96487 kappaletta (aineisto päivätty 21.4.2004). METE-kartoitusprojekti toteutettiin pääosin vuosina 1998–2003 ja aineiston tallennusta jatkettiin vielä vuonna 2004. Tästä huolimatta aineistossa on kartoitusvuoden kohdalle merkitty muitakin vuosia. Merkintöjä ajanjakson 1998–2004 ulkopuolella on kaiken kaikkiaan 4369 kappaletta (4,5 % kaikista kohteista). Näistä selkeitä virheitä on kuitenkin vain

kolme (merkintänä joko 3 tai 2011). Muut vuodet (1977–1997) ovat loogisia ja todennäköisesti suoraan vanhoista metsäsuunnittelutiedoista aineistoon siirrettyjä. Tulevissa analyyseissä olemme käsitelleet ennen vuotta 1998 kartoitetuksi merkityt kohteen yhtenä joukkona ja antaneet niille arvon joka vastaa vuotta 1997. Vuonna 2004 kohteita on valtakunnallisesti merkitty kartoitetuksi 597 kappaletta. Koko aineiston laajuus huomioiden tämä on suhteellisen vähän. Tästä syystä olemme yhdistäneet myöhemmissä analyyseissä vuoden 2004 kartoitustiedot vuoden 2003 kartoitustietoihin. Kartoitettujen kohteiden määrä vuosittain ja metsäkeskuksittain näky taulukosta 1.

Pinta-ala

Metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen pinta-ala vaihtelee 0,0 ja 260,5 hehtaarin välillä. 633 kohdetta (0,7 % kaikista METE-kohteista) on merkitty pinta-alaltaan nolllaksi. Voitaneeen ajatella, että elinympäristöistä pistemäiset lähteet ovat ainoita, joiden pinta-ala voi todellisuudessa olla niin pieni, että se voidaan merkitä nolllaksi. Pinta-alaltaan nolllaksi merkityistä kohteista kuitenkin ainoastaan 34 (5,4 %) on lähteitä. Näin ollen, pinta-alaltaan nolllaksi merkityt kohteet ovat pääosin virheitä ja jatkossa olemme pinta-ala-analyyseissä pääsääntöisesti jättäneet nämä kohteet tarkastelun ulkopuolelle.

METE-kohteiden yhteenlaskettu pinta-ala on 60417,2 hehtaaria. Pinta-alan keskiarvo (mean) on 0,6 ja keskihajonta (standard deviation, SD) 1,4 hehtaaria. Keskihajonta kuvaa normaalisti jakautuneessa aineistossa havaintojen jakaumaa keskiarvon ympärillä siten, että kaksi kertaa keskihajonta kummallekin puolelle keskiarvoa sisältää 95 % kaikista havainnoista. Kohteiden pinta-alan median eli keskimäinen havainto (median), on 0,35

Taulukko 1. Kartoitettujen kohteiden määrä vuosittain ja metsäkeskuksittain.

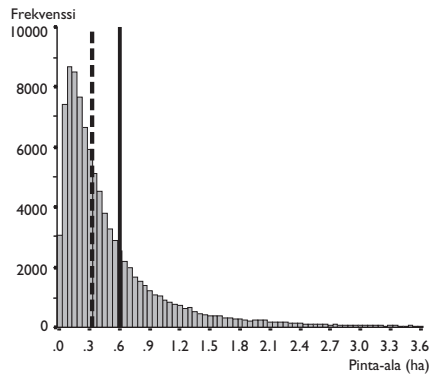
Metsäkeskus	Kartoitusvuosi							Yhteensä
	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	
Rannikko	106	242	467	535	607	792	948	3697
Lounais-Suomi	499	649	542	1255	871	1138	800	5754
Häme-Uusimaa	273	444	743	886	527	705	968	4546
Kymi	268	507	972	1038	1025	805	435	5050
Pirkanmaa	258	616	1336	1413	1396	1621	1183	7823
Etelä-Savo	612	1146	1651	2419	2834	3121	3479	15262
Etelä-Pohjanmaa	162	603	778	1039	770	707	631	4690
Keski-Suomi	52	211	596	1076	961	1028	990	4914
Pohjois-Savo	264	468	1094	2143	1400	1568	1242	8179
Pohjois-Karjala	382	736	1600	2343	2245	2119	2610	12035
Kainuu	309	186	505	952	775	712	516	3955
Pohjois-Pohjanmaa	705	686	1652	2670	2629	2607	3218	14167
Lappi	477	349	881	1518	1255	1073	862	6415
Yhteensä	4367	6843	12817	19287	17295	17996	17882	96487

hehtaaria. On tärkeää huomata, että METE-kohteiden pinta-alan keskiarvo ja mediaani eroavat näin merkittävästi (absoluuttisesti 0,28 hehtaaria ja suhteellisesti 44 %). Tämä ero kertoo aineistossa esiintyvistä voimakkaasta vinoumasta: aineistossa on muutamia erittäin suuria kohteita (suurin yli 260 hehtaaria), mutta valtaosa kohteista on hyvin pieniä (vinoumatesti (skewness) $g = 73,77$, vinouman keskivirhe (SE) = 0,01, $P < 0,001$) (Kuva 1). Tämä tarkoittaa sitä, että vertailtaessa kohteiden keskimääräistä kokoa, keskiarvo on harhaanjohtava suure ja antaa virheellisen kuvan kohteiden todellisista keskimääräisistä eroista. Tätä virhettä kuvastaa hyvin se, että tässä aineistossa valtaosa (72 %) kohteista on pienempiä kuin keskiarvon osoittama 0,63 hehtaaria ja tasan puolet (50 %) kohteista on pienempiä kuin 0,35 hehtaaria. Niin ikään 25 % kaikista METE-kohteista on pienempiä kuin 0,18 hehtaaria. Käytännössä tämä tarkoittaa sitä, että keskiarvoa ei tule käyttää tämän aineiston pinta-alan keskimääräiseen kuvaamiseen, vaan tähän tarkoitukseen tulee käyttää mediaania.

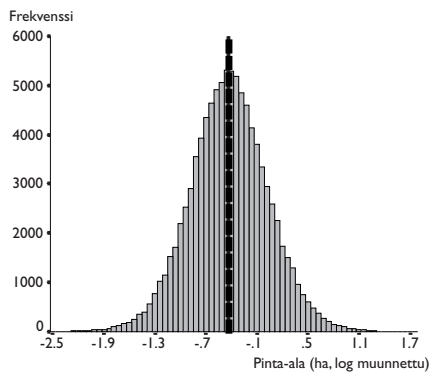
Vahvan vinouman vuoksi myöhemmissä analyysissä, kun tarkastelemme pinta-alojen keskiarvoja, olemme muuntaneet pinta-alat 10-kantaisella logaritmuunnoksella (\log_{10}). 10-kantainen

logaritmuunnos toimii hyvin tämän aineiston normalisoinnissa ja poistaa aineistossa esiintyvän vinouman (vinoumatesti \log_{10} -muunnetulle pinta-alalle (skewness) $g = -0,07$, vinouman keskivirhe $SE_g = 0,08$, $P = 0,382$) (Kuva 2).

METE-kartoitusprojektin menetelmäkuvaussessa ja ohjeistuksessa (METE kartoitusprojekti 2001, Soininen 2000) määritellään METE-kohteiden pienialaisuus pohjautuen metsälain perusteluihin (Hallituksen esitys Eduskunnalle 1996) siten, että kaikki kohteet lienevät alle yhden hehtaarin. Tästä ohjeellisesta maksimipinta-alasta annetaan mahdollisuus poikkeamiseen, mutta yleensä suositellaan suurempialaisten kohteiden turvaamista muilla keinoilla (METE kartoitusprojekti 2001, Soininen 2000). Tähän ohjeeseen verraten useiden kohteiden pinta-ala on huomattavan suuri. Kohteita, jotka ovat suurempia kuin yksi hehtaari, on aineistossa 14882 kappaletta (15,4 % kaikista kohteista), kohteita, jotka ovat suurempia kuin kolme hehtaaria on 2172 kappaletta (2,3 %), kohteita, jotka ovat suurempia kuin viisi hehtaaria on 769 kappaletta (0,8 %) ja kohteita, jotka ovat suurempia kuin 10 hehtaaria löytyy aineistosta 183 kappaletta (0,2 %).



Kuva 1. Metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen pinta-alan frekvenssijakauma. Vaaka-akselilla on kohteiden pinta-ala hehtaareina ja pystyakselilla kuhunkin pinta-ala- luokkaan sijoittuvien kohteiden lukumäärä. Vaaka-akseli on katkaistu 3,6 hehtaarin kohdalta. Tämä on tehty kuvan havainnollisuuden vuoksi eikä se vaikuta analyysiin eikä siitä vedettäviin johtopäätöksiin. Yhtenäinen pystyviiva kuvaa pinta-alan keskiarvoa ja katkoviiva mediaania.



Kuva 2. Metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen \log_{10} -muunnetun pinta-alan frekvenssijakauma. Vaaka-akselilla on kohteiden \log_{10} -muunnettu pinta-ala hehtaareina ja pystyakselilla kuhunkin pinta-ala- luokkaan sijoittuvien kohteiden lukumäärä. Yhtenäinen viiva kuvaa pinta-alan keskiarvoa ja katkoviiva mediaania.

Pinta-ala ja kartoitusvuosi

Vuosien välillä on eroja siinä, kuinka monen kohteen pinta-ala suhteessa kaikkiin kartoitettuihin kohteisiin on merkitty nollassi (Chi-square testi, $\chi^2 = 451,79$, $df = 6$, $P < 0,001$). Suurin osa vuosien välisestä erosta selittyy sillä, että ennen vuotta 1998 kartoitetuilla kohteilla pinta-ala oli useammin merkitty nollassi suhteessa kartoitettujen kohteiden lukumäärään kuin muina vuosina (Taulukot 2 ja 3). Muidenkin vuosien välillä on eroja siinä, kuinka paljon pinta-aloja on merkitty nollassi. Vaikka erot ovat useiden vuosien välillä tilastollisesti merkitseviä, ovat ne kuitenkin suhteellisen pieniä vaihdellen 0,2 % ja 0,8 % välillä (Taulukot 2 ja 3).

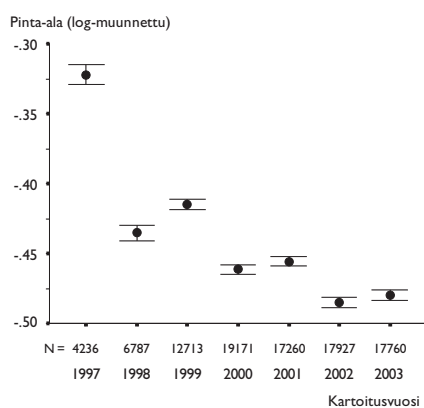
Tarkasteltaessa METE-kohteita, joille on merkitty nollassa eroava pinta-ala, havaitaan, että pinta-ala vaihtelee kartoitusvuosien välillä [ANOVA, $F_{6, 95847} = 100,61$, $P < 0,001$, $r^2 = 0,01$ (r^2 on tuloksen selitysaste osuutena siten, että tässä analyysissä kartoitusvuosi selittää 1 % pinta-alan totaali- vaihtelusta)] (Kuva 3, Taulukko 4). Ero on suurin kohteiden, jotka on kartoitettu ennen vuotta 1998 ja kohteiden, jotka on kartoitettu tämän jälkeen, välillä, mutta eroja pinta-aloissa on myös useiden muiden vuosien välillä (Taulukko 5). Kartoituksen edetessä kohteiden pinta-alat ovat systemaattisesti pienentyneet, mutta ajan kuluessa pinta-alan pieneneminen on hidastunut (Kontrastitesti, lineaarinen estimaatti = $-0,12 \pm 0,01$ (SE), $P < 0,001$ ja toisen asteen (quadratic) estimaatti = $0,05 \pm 0,01$ (SE), $P < 0,001$) (Kuva 3). Vuonna 1997 pinta-alan mediaani oli 0,47 hehtaaria, kun se vuonna 2003 oli 0,33 hehtaaria. Tästä laskien saadaan tulokseksi, että METE-kohteet ovat kartoituksen aikana pienentyneet absoluuttisesti mitaten keskimäärin 0,14 hehtaaria ja suhteellisesti mitaten keskimäärin 29,8 %.

Taulukko 2. Kohteiden, joiden pinta-ala merkitty nollassi, lukumäärä ja kohteiden lukumäärä yhteensä sekä pinta- alaltaan nollassi merkittyjen kohteiden osuus kaikista kohteista jaoteltuna vuosittain.

Kartoitus vuosi	Pinta-ala merkitty nollassi	Kohteita yhteensä	Nollien osuus %
1997	131	4367	3,00
1998	56	6843	0,82
1999	104	12817	0,81
2000	116	19287	0,60
2001	35	17295	0,20
2002	69	17996	0,38
2003	122	17882	0,68

Taulukko 3. Parittaiset vertailut vuosien välillä sille, kuinka moni kohde on merkitty pinta-alaltaan nolaksi. Kaikissa vertailuissa vapausasteet (df) = 1, otoskoot ja nollien osuudet vuosittain on esitetty taulukossa 2. χ^2 = chi-square testisuure, P = todennäköisyys.

Vuosi vs.	vuosi	χ^2	P	Vuosi vs.	vuosi	χ^2	P	
1997	1998	77,33	< 0,001	1999	2000	4,99	0,029	
	1999	115,64	< 0,001		2001	59,43	< 0,001	
	2000	198,21	< 0,001		2002	24,56	< 0,001	
	2001	358,80	< 0,001		2003	1,71	0,192	
	2002	271,41	< 0,001		2000	2001	35,33	< 0,001
	2003	167,68	< 0,001			2002	8,96	0,008
			2003	0,95		0,329		
1998	1999	0,00	0,959	2001	2002	9,84	0,002	
	2000	3,64	0,057		2003	45,57	< 0,001	
	2001	49,53	< 0,001		2002	2003	15,13	< 0,001
	2002	18,73	< 0,001					
	2003	1,28	0,257					



Kuva 3. METE-kohteiden log₁₀-muunnettu pinta-ala suhteessa kartoitusvuoteen. Symbolit kuvastavat keskiarvoa ja keskiarvon keskivirhettä (SE).

Taulukko 4. METE-kohteiden pinta-alan keskiarvo (hehtaaria), log₁₀ muunnettu keskiarvo (hehtaaria) ja mediaani (hehtaaria) vuosittain.

Vuosi	Keskiarvo	Log ₁₀ keskiarvo	Mediaani
1997	0,89	-0,32	0,47
1998	0,61	-0,44	0,37
1999	0,66	-0,41	0,39
2000	0,60	-0,46	0,34
2001	0,63	-0,46	0,35
2002	0,58	-0,49	0,33
2003	0,63	-0,48	0,33

Taulukko 5. Log₁₀ muunnettujen pinta-alojen parittaiset vertailut vuosien välillä. Tukey-testi, MD (mean difference) = keskimääräinen ero, SE = keskimääräisen eron keskivirhe, P = todennäköisyys.

Vuosi vs.	vuosi	MD ± SE	P	Vuosi vs.	vuosi	MD ± SE	P	
1997	1998	0,11 ± 0,01	< 0,001	1999	2000	0,05 ± 0,01	< 0,001	
	1999	0,09 ± 0,01	< 0,001		2001	0,04 ± 0,01	< 0,001	
	2000	0,14 ± 0,01	< 0,001		2002	0,07 ± 0,01	< 0,001	
	2001	0,13 ± 0,01	< 0,001		2003	0,07 ± 0,01	< 0,001	
	2002	0,16 ± 0,01	< 0,001		2000	2001	-0,01 ± 0,00	0,905
	2003	0,16 ± 0,01	< 0,001			2002	0,02 ± 0,00	< 0,001
			2003	0,02 ± 0,00		0,002		
1998	1999	-0,02 ± 0,01	0,044	2001	2002	0,03 ± 0,00	< 0,001	
	2000	0,03 ± 0,01	0,001		2003	0,02 ± 0,00	< 0,001	
	2001	0,02 ± 0,01	0,029	2002	2003	-0,00 ± 0,00	0,946	
	2002	0,05 ± 0,01	< 0,001					
	2003	0,04 ± 0,01	< 0,001					

Kuollut puusto

METE-kartoitusprojektin ohjeistuksessa edellytetään kuolleen puuston arviointia puulajeittain yhden kuutiometrin tarkkuudella. Tietoja kuolleesta puustosta on tallennettu aineistoon kuitenkin ainoastaan 34263 kuviolta eli noin joka kolmannelta (35,5 %) METE-kohteelta. Kuolleen puuston tiedot on tallennettu puulajikohtaisesti omina ositteina, ja kaikkiaan aineistossa on kuolleesta puusta tietueita 61959 tapausta. Kuolleesta puustosta edellytetään tallennettavaksi neljä muuttujaa: puulaji, laatu, tilavuus ja keskiläpimitta. On ajateltavissa, että kun yksi neljästä muuttujasta on havainnoitu ja tallennettu tiedostoon, kohteella on kuollutta puustoa ja tieto tulisi olla myös muista muuttujista. Kaikilla ositteilla on merkintä kuolleen puuston laadusta. Kun tarkastellaan muita kuolleen puuston muuttujia, havaitaan, että ositteita, joissa jokin näistä kolmesta muuttujasta on merkitty nollassi, on kaiken kaikkiaan 10678 kappaletta. Tämä vastaa 17,2 % ositteista, joilla on merkintä kuolleen puuston laadusta. On ajateltavissa, että kuolleen puun lajitieto on saatettu merkitä nollassi, jos lajia ei ole kyetty tunnistamaan. Tämä on oma tulkintamme ja saattaa hyvinkin olla virheellinen, koska nollan käyttöä ei ole kartoitusohjeessa ohjeistettu. Tapauksia, joissa kuolleen puun lajitieto on merkitty nollassi, on 2993 kappaletta. Nollatiedon esiintyminen tilavuuden ja keskiläpimitan osalta, silloin kun laatu tieto esiintyy, on kuitenkin pääsääntöisesti katsottava virheeksi. Tapauksia, joissa tilavuus, keskiläpimitta tai molemmat on merkitty nollassi, on kaiken kaikkiaan 10241 kappaletta, joka vastaa 16,5 % kaikista tapauksista, joilla on merkintä kuolleen puuston laadusta. Nämä virheelliset nolamerkinnot paljastavat kuolleen puuston kartoi-

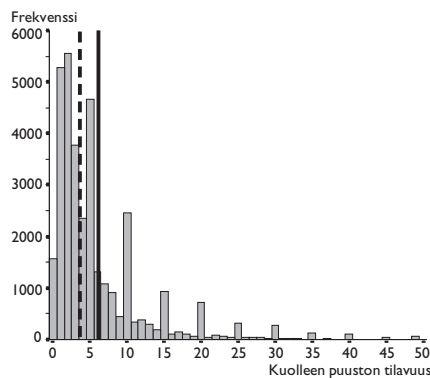
tuksessa esiintyvän vakavan puutteen. Kartoittajat tai aineiston tallentajat eivät ole yhdenmukaisesti käyttäneet tyhjää havaintoa osoittamaan puuttuvaa tietoa ja nollassi osoittamaan, että havainnointi on suoritettu, mutta kuollutta puustoa ei ole.

Kuolleen puuston tilavuus

Kuolleen puuston tilavuuden (kuutiometriä) jakauma on esitetty kuvassa 4. Kuolleen puuston tilavuuden keskiarvo kohteilla, joilla kuollutta puustoa on havainnoitu, on 6,45 kuutiometriä hehtaaria kohden. Vaihteluväli kuolleen puuston tilavuudessa hehtaaria kohden on nollan ja 588 kuutiometrin välillä. On oletettavaa, että muutamat suurimmista tilavuuksista ovat joko silkköjä virheitä tai johtuvat siitä, että pienelle METE-kohteelle on arvioitu hyvin runsaasti lahoppuuta, ja suuri tilavuus hehtaaria kohden syntyy, kun kuolleen puuston määrä muunnetaan vertailukelpoiseksi eli kuutiometreiksi hehtaaria kohden. On myös huomattava, että tässä laskemamme kuolleen puuston keskiarvotilavuus ja se keskiarvotilavuus, joka on raportoitu METE-kartoituksen loppuraportissa (Yrjönen 2004) (3,6 m³/ha) eroavat 2,85 kuutiometriä hehtaaria kohden, joka on suhteellisesti laskien 44,2 %. Syy tähän suhteellisen mittavaan eroon ei ole selvillä. Kuolleen puuston tilavuuden jakauma on vinoutunut siten, että suurimmalla osalla kohteista on vähän kuollutta puustoa, mutta joillakin kohteilla kuollutta puustoa on hyvin runsaasti (vinoumatesti (skewness) $g = 15,28$, $SE = 0,01$, $P < 0,001$). Tästä syystä kuolleen puuston tilavuuksia vertailtaessa on tässä aineistossa syytä käyttää kuolleen puuston tilavuuden mediaania, joka on 4,00 kuutiometriä hehtaarialle. Vinouman vuoksi myöhemmissä analyyseissä, kun tarkastelemme kuolleen puuston

tilavuuksia, olemme muuntaneet tilavuudet \log_{10} -muunnoksella. \log_{10} -muunnos toimii hyvin tämän aineiston normalisoinnissa ja vähentää merkittävästi aineistossa esiintyvää vinoumaa (vinoumatesti \log_{10} -muunnetulle tilavuudelle (skewness) $g = -0,33$, vinouman keskivirhe $SE_g = 0,01$, $P < 0,001$).

Vaikka kartoitusohjeessa on edellytetty yhden kuutiometrin tarkkuutta kuolleen puuston arvioinnissa, on kuvasta 4 selvästi havaittavissa, että kartoittajat ovat ohjeesta poiketen kartoittaneet kuolleen puuston pääsääntöisesti viiden kuutiometrin tarkkuudella. Poikkeus näkyy kuvassa suhteellisen runsaina havaintoina kuolleen puuston tilavuusluokissa, jotka ovat viidellä jaollisia (5, 10, 15 jne.). Poikkeus koskee varsinkin niitä kohteita, joilla on arvioitu kuollutta puuta olevan enemmän kuin 1–3 kuutiometriä hehtaaria kohden.



Kuva 4. Kuolleen puuston tilavuuden frekvenssijakauma. Vaaka-akselilla on kuolleen puuston tilavuus kuutiometreinä ja pystyakselilla kuhunkin kuolleen puuston tilavuusluokkaan osuvien kohteiden kappalemäärä. Vaaka-akseli on katkaistu 50 kuutiometrin kohdalta. Tämä on tehty kuvan havainnollisuuden vuoksi eikä se vaikuta analyysiin eikä siitä vedettäviin johtopäätöksiin. Yhtenäinen pystyviiva kuvaa kuolleen puuston tilavuuden keskiarvoa ja katkoviiva mediaania.

Kuolleen puuston tilavuus ja kartoitusvuosi

Taulukossa 6 on esitetty kohteiden, joista kuolleen puuston tilavuus on kartoitettu, määrä vuosittain. Kartoitusvuosien välillä on eroja siinä, kuinka monella kohteella kuolleen puuston tilavuus on kartoitettu (Chi-square testi, $\chi^2 = 958,52$, $df = 6$, $P < 0,001$). Lähes kaikki vuodet eroavat toisistaan merkittävästi (Taulukko 7). Kuvasta 5 nähdään, että kuolleen puun tilavuuden kartoitus on lisääntynyt kartoituksen edetessä.

Kuolleen puuston tilavuudeksi on kaikkiaan 1566 kohteella merkitty nolla kuutiometriä. Kartoitusvuosien välillä on eroa siinä, kuinka suuri osuus kohteista on merkitty nolaksi (Chi-square testi $\chi^2 = 1418,07$, $df = 6$, $P < 0,001$) (Taulukko 6), ja parittaisessa vertailussa lähes kaikki vuodet eroavat toisistaan (Taulukko 8). Kuvasta 6 nähdään, että kartoituksen edetessä nollan esiintyminen vähenee.

Kartoitusvuodella on vaikutusta kuolleen puuston tilavuuteen (ANOVA, $F_{6,34256} = 102,63$, $P < 0,001$, $r^2 = 0,02$). Kuolleen puuston tilavuus kasvaa kartoituksen edetessä (Kontrasti testi, lineaarinen estimaatti = $0,13 \pm 0,01$ (SE), $P < 0,001$) (Kuva 7). Kuolleen puun tilavuuden mediaani kartoituksen alussa on 3–4 kuutiometriä hehtaarilla, kun se kartoituksen lopussa on 4–5 kuutiometriä hehtaarilla.

Taulukko 6. METE-kohteet vuosittain. Kohteiden kokonaismäärä, kohteiden, joilla ei kuollutta puuta ole kartoitettu lainkaan, määrä (näiden kohteiden osuus kaikista kohteista), kohteiden, joissa tilavuus merkitty nolllaksi, määrä (näiden kohteiden osuus kohteista, joilla on jokin tilavuus merkintä) sekä kohteiden, joilla on nollasta poikkeava tilavuusmerkintä, määrä (näiden osuus kaikista kohteista).

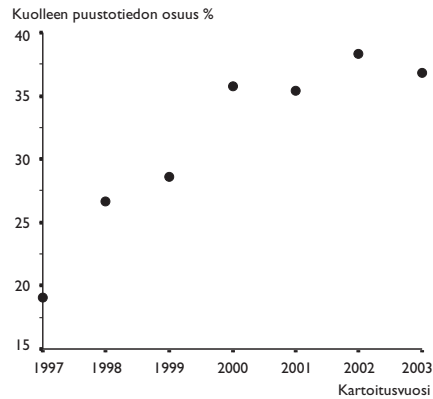
Kartoitusvuosi	Kohteita	Tilavuus puuttuu kpl (% kaikista)	Tilavuus nolla kpl (% merkityistä)	Tilavuus merkitty kpl (% kaikista)
1997	4367	3414 (78,2)	112 (11,8)	841 (19,3)
1998	6843	4637 (67,8)	381 (17,3)	1825 (26,7)
1999	12817	8782 (68,5)	364 (9,0)	3671 (28,6)
2000	19287	12116 (62,8)	271 (3,8)	6900 (35,8)
2001	17295	10960 (63,4)	219 (3,6)	6116 (35,4)
2002	17996	11092 (61,6)	142 (2,0)	6899 (38,3)
2003	17882	11223 (62,8)	77 (1,2)	6582 (36,8)
yhteensä	96487	62224 (64,5)	1566 (4,6)	32834 (34,0)

Taulukko 7. Parittaiset vertailut vuosien välillä sille, kuinka monella kohteella lahoppuutieto on kartoitettu. Kaikissa vertailuissa $df = 1$, otoskoot esitetty taulukossa 6.

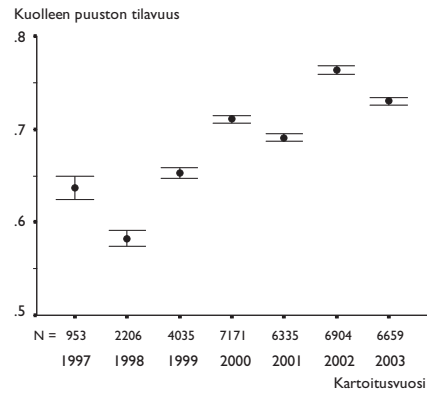
Vuosi vs.	vuosi	χ^2	P	Vuosi vs.	vuosi	χ^2	P	
1997	1998	80,79	< 0,001	1999	2000	177,43	< 0,001	
	1999	148,12	< 0,001		2001	151,59	< 0,001	
	2000	441,25	< 0,001		2002	266,76	< 0,001	
	2001	414,79	< 0,001		2003	223,83	< 0,001	
	2002	525,44	< 0,001		2000	2001	0,68	0,411
	2003	486,25	< 0,001			2002	12,99	< 0,001
1998	1999	8,61	0,003	2001	2003	4,28	0,039	
	2000	188,30	< 0,001		2002	18,62	< 0,001	
	2001	167,85	< 0,001	2002	2003	7,96	0,005	
	2002	260,67	< 0,001		2003	2,26	0,133	
	2003	226,69	< 0,001					

Taulukko 8. Parittaiset vertailut kohteiden välillä sille, kuinka moni metsälain tärkeän elinympäristön lahoppuutieto oli merkitty tilavuudeltaan nolllaksi. Kaikissa vertailuissa $df = 1$, otoskoot ja nolllaksi merkittyjen kohteiden osuudet esitetty taulukossa 6.

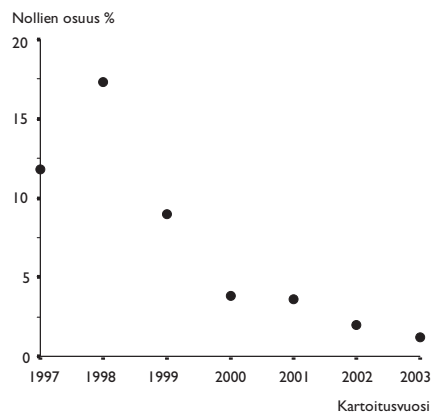
Vuosi vs.	vuosi	χ^2	P	Vuosi vs.	vuosi	χ^2	P	
1997	1998	15,39	< 0,001	1999	2000	132,73	< 0,001	
	1999	6,66	0,010		2001	143,83	< 0,001	
	2000	119,05	< 0,001		2002	279,97	< 0,001	
	2001	131,48	< 0,001		2003	393,07	< 0,001	
	2002	251,64	< 0,001		2000	2001	1,00	0,318
	2003	386,59	< 0,001			2002	36,64	< 0,001
1998	1999	92,34	< 0,001	2001	2003	96,83	< 0,001	
	2000	474,67	< 0,001		2002	24,42	< 0,001	
	2001	478,06	< 0,001	2002	2003	77,19	< 0,001	
	2002	715,13	< 0,001		2003	17,30	< 0,001	
	2003	878,28	< 0,001					



Kuva 5. Kohteiden, joilla kuolleen puuston tilavuus kartoitettu, osuus vuosittain kaikista kohteista.



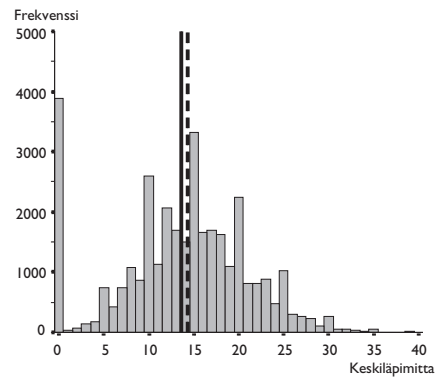
Kuva 7. Kuolleen puuston \log_{10} -muunnettu kuolleen puuston tilavuus kuutiometreinä hehtaaria kohden suhteessa kartoitusvuoteen. Symbolit kuvastavat keskiarvoa ja keskiarvon keskivirhettä (SE).



Kuva 6. Nollaksi merkittyjen kohteiden osuus vuosittain kaikista kohteista, joilla kuolleen puuston tilavuus on kartoitettu.

Kuolleen puuston keskiläpimitta

Kuolleen puuston keskiläpimitan (senttimetreinä) jakauma on esitetty kuvassa 8. Kuolleen puuston keskiläpimitan keskiarvo kohteilla, joilla kuollutta puustoa on havainnoitu, on 13,8 senttimetriä ja mediaani 14,5 senttimetriä. Kuolleen puuston keskiläpimitta vaihtelee nollan ja 95 senttimetrin välillä. Kuolleen puuston keskiläpimitta on jakautunut muuten normaalisti, mutta nolaa on käytetty poikkeavan paljon (Kuva 8).

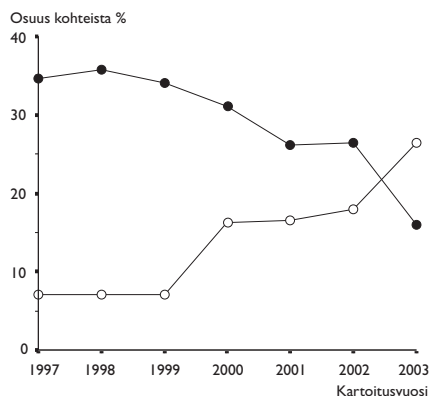


Kuva 8. Kuolleen puuston keskiläpimitan frekvenssijakauma. Vaaka-akselilla on kuolleen puuston keskiläpimitta senttimetreinä ja pystyakselilla kuhunkin kuolleen puuston keskiläpimittaluokkaan osuvien kohteiden kappalemäärä. Vaaka-akseli on katkaistu 40 senttimetrin kohdalta. Tämä on tehty kuvan havainnollisuuden vuoksi eikä se vaikuta analyysiin tai siitä vedettäviin johtopäätöksiin. Yhtenäinen pystyviiva kuvaa kuolleen puuston keskiläpimitan keskiarvoa ja katkoviiva mediaania.

Kuolleen puuston keskiläpimitta ja kartoitusvuosi

Kohteiden, joista kuolleen puuston keskiläpimitta on kartoitettu, määrä vuosittain on esitetty taulukossa 9. Kuolleen puuston keskiläpimitan kartoittaminen riippuu kartoitusvuodesta (Chi-square testi $\chi^2 = 600,38$, $df = 6$, $P < 0,001$). Taulukosta 10 nähdään, että etenkin kartoituksen alkuvuosien ja loppuvuosien välillä on suuria eroja. Keskiläpimitan kartoitus on lisääntynyt kartoituksen edetessä (Kuva 9, avoimet ympyrät).

Kuolleen puuston keskiläpimitaksi on kaikkiaan 3884 kohteella merkitty nolla senttimetriä. Kartoitusvuosien välillä on eroa siinä, kuinka suuri osuus kohteista on merkitty nollassi (Chi-square testi $\chi^2 = 969,09$, $df = 6$, $P < 0,001$) (Taulukko 9). Parittaisessa vertailussa lähes kaikki vuodet eroavat toisistaan merkitsevästi (Taulukko 11). Kuvasta 9 nähdään, että kartoituksen edetessä nollan käyttö on selvästi vähentynyt (mustat ympyrät).



Kuva 9. Kohteiden, joilla kuolleen puuston keskiläpimitta on kartoitettu, osuus kaikista kohteista vuosittain (avoimet ympyrät). Kohteiden, joilla kuolleen puuston keskiläpimitta on merkitty nollassi, osuus kohteista, joilla on jokin merkintä keskiläpimitaksi (musta ympyrä).

Taulukko 9. METE-kohteet vuosittain. Kohteiden kokonaismäärä, kohteiden, joissa keskiläpimitamerkintä puuttuu, määrä (näiden osuus kaikista kohteista), kohteiden, joissa keskiläpimitta (klpm) merkitty nollassi, määrä (näiden kohteiden osuus kohteista, joilla on jokin keskiläpimitamerkintä) sekä kohteiden, joilla on nollassa poikkeava keskiläpimitamerkintä, määrä (näiden osuus kaikista kohteista).

Kartoitusvuosi	Kohteita	klpm puuttuu kpl (% kaikista)	klpm nolla kpl (% merkityistä)	klpm merkitty kpl (% kaikista)
1997	4367	3414 (78,2)	253 (26,5)	700 (16,0)
1998	6843	4637 (67,8)	397 (18,0)	1809 (26,4)
1999	12817	8782 (68,5)	671 (16,6)	3364 (26,2)
2000	19287	12116 (62,8)	1165 (16,2)	6006 (31,1)
2001	17295	10960 (63,4)	443 (7,0)	5892 (34,1)
2002	17996	11092 (61,6)	483 (7,0)	6421 (35,7)
2003	17882	11223 (62,8)	472 (7,1)	6187 (34,6)
yhteensä	96487	62224 (64,5)	3884 (11,3)	30379 (31,5)

Taulukko 10. Parittaiset vertailut vuosien välillä sille, kuinka monella kohteella kuolleen puuston keskiläpimitta on kartoitettu. Kaikissa vertailuissa $df = 1$, otoskoot esitetty taulukossa 9.

Vuosi vs.	vuosi	χ^2	P	Vuosi vs.	vuosi	χ^2	P
1997	1998	142,86	< 0,001	1999	2000	110,06	< 0,001
	1999	147,50	< 0,001		2001	86,39	< 0,001
	2000	372,45	< 0,001		2002	154,85	< 0,001
	2001	342,38	< 0,001		2003	109,00	< 0,001
	2002	421,92	< 0,001	2000	2001	1,19	0,275
	2003	370,59	< 0,001		2002	5,55	0,018
			2003		0,01	0,908	
1998	1999	1,18	0,278	2001	2002	11,33	0,001
	2000	53,64	< 0,001		2003	1,40	0,236
	2001	41,36	< 0,001		2002	2003	4,83
	2002	80,13	< 0,001				
	2003	53,82	< 0,001				

Taulukko 11. Parittaiset vertailut kohteiden välillä sille, kuinka moni metsälain tärkeän elinympäristön lahoppuutieto oli merkitty tilavuudeltaan nolaksi. Kaikissa vertailuissa df = 1, otoskoot ja nolaksi merkittyjen kohteiden osuudet esitetty taulukossa 9.

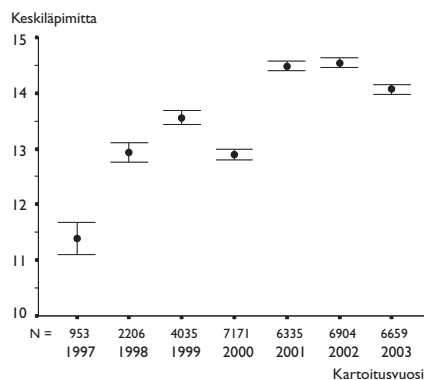
Vuosi vs.	vuosi	χ^2	P	Vuosi vs.	vuosi	χ^2	P	
1997	1998	29,78	< 0,001	1999	2000	0,28	0,599	
	1999	50,25	< 0,001		2001	238,73	< 0,001	
	2000	61,96	< 0,001		2002	250,45	< 0,001	
	2001	366,71	< 0,001		2003	239,62	< 0,001	
	2002	377,06	< 0,001		2000	2001	274,58	< 0,001
	2003	366,35	< 0,001			2002	291,13	< 0,001
1998	1999	1,88	0,170	2001	2002	0,00	0,995	
	2000	3,72	0,054		2003	0,05	0,832	
	2001	223,41	< 0,001	2002	2003	0,04	0,834	
	2002	231,83	< 0,001					
	2003	223,00	< 0,001					

Kartoitusvuodella on vaikutusta kuolleen puuston keskiläpimittaan (ANOVA, $F_{6,34256} = 61,20$, $P < 0,001$, $r^2 = 0,01$). Kuolleen puuston keskiläpimitta kasvaa kartoituksen edetessä (Kontrasti testi, lineaarinen estimaatti = $2,30 \pm 0,17$ (SE), $P < 0,001$), mutta kasvu hidastuu kartoituksen loppua kohden (Kontrasti testi, toisen asteen estimaatti (quadratic) = $-0,92 \pm 0,16$ (SE), $P < 0,001$). Kuolleen puun läpimitta kartoituksen alussa on keskimäärin 11,4 senttimetriä, kun se kartoituksen lopussa on 14,1 senttimetriä (Kuva 10).

Kuolleen puuston tilavuus ja keskiläpimitta suhteessa kohteen pinta-alaan

Metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen, joista kuollut puusto on kartoitettu, pinta-ala on suurempi kuin niiden elinympäristöjen, joissa kuolleen puuston kartoitusta ei ole tehty (ANOVA, $F_{1, 95852} = 498,78$, $P < 0,001$, $r^2 = 0,01$). Pinta-alojen mediaanien ero on 0,05 hehtaaria.

Kuolleen puuston tilavuus kohteella on riippuvainen elinympäristön koosta: suuremmilla kohteilla on kuollutta puustoa hehtaaria kohden laskettuna hieman enemmän kuin pienemmillä kohteilla (lineaarinen regressio, $F_{1,34059} = 437,68$, $P < 0,001$, $r^2 = 0,01$). Kuolleen puuston keskiläpimitta kohteella on myös riippuvainen elinympäristön koosta: suuremmilla kohteilla on kuolleen puuston keskiläpimitta hieman suurempi kuin pienemmillä kohteilla (lineaarinen regressio, $F_{1, 34059} = 11,51$, $P = 0,001$, $r^2 = 0,02$).



Kuva 10. Kuolleen puuston keskiläpimitta senttimetreinä suhteessa kartoitusvuoteen. Symbolit kuvastavat keskiarvoa ja keskiarvon keskivirhettä (SE).

Kuollut puusto ja päämonimuotoisuus

Seuraavassa esitämme analyysin kymmenen yleisimmän elinympäristötyyppin kuolleen puuston tilavuudesta ja keskiläpimitasta. Yleisimmät elinympäristöt (ja niiden solmukoodit) kaikkein yleisimmästä alkaen ovat purot (618), vähäpuustoiset suot (602), kalliot (540), lähteet (614), norot (623), lammet (613), tuoreet lehdot (571) tulvaniityt ja luhdat (620), rehevät korvet (578) sekä metsäsaarekkeet (600).

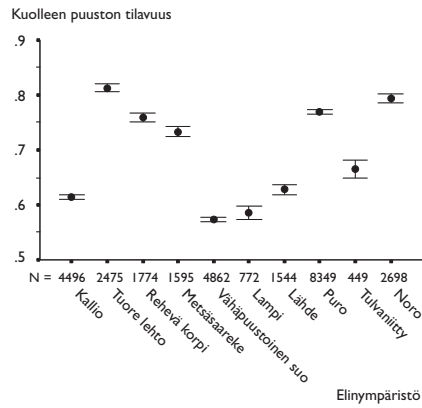
Elinympäristöjen välillä on eroja kuolleen puuston tilavuudessa (ANOVA, $F_{9, 29004} = 212,32$, $P < 0,001$, $r^2 = 0,06$) (Kuva 11). Ainoastaan 6 mahdolli-

sista 45 parittaisesta vertailusta kuolleen puuston tilavuuksissa elinympäristöjen välillä ei ollut tilastollisesti merkitseviä (eroja tilavuuksissa ei ollut seuraavien elinympäristöparien välillä: tulvaniityt vs. kallio, tulvaniityt vs. puro, tuore lehto vs. rehevä korpi, tuore lehto vs. noro, lampi vs. vähäpuustoinen suo sekä lampi vs. noro) (Taulukko 12).

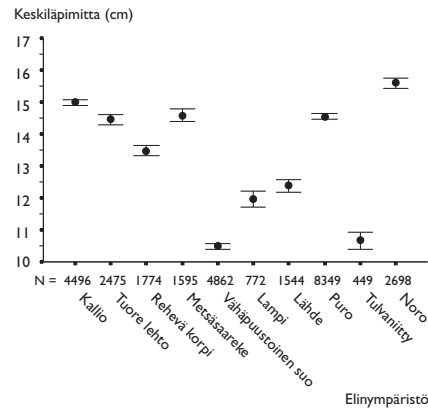
Elinympäristöjen välillä on eroja myös kuolleen puuston keskiläpimitassa (ANOVA, $F_{9, 29004} = 175,66$, $P < 0,001$, $r^2 = 0,05$) (Kuva 12). Ainoastaan 7 mahdollisesta 45 vertailusta kuolleen puuston tilavuuksissa elinympäristöjen välillä ei ollut tilastollisesti merkitseviä (Taulukko 13).

Taulukko 12. \log_{10} muunnettujen kuolleen puuston tilavuuksien parittaiset vertailut kymmenen yleisimmän elinympäristön välillä. Tukey-testi, MD (mean difference) = keskimääräinen ero, SE = keskimääräisen eron keskivirhe, P = todennäköisyys. Purot (618), vähäpuustoiset suot (602), kalliot (540), lähteet (614), norot (623), lammet (613), tuoreet lehdot (571) tulvaniityt ja luhdat (620), rehevät korvet (578) sekä metsäsaarekkeet (600).

Koodi vs	Koodi	MD ± SE	P	Koodi vs.	Koodi	MD ± SE	P	
618	602	0,20 ± 0,01	< 0,001	614	623	-0,17 ± 0,01	< 0,001	
	540	0,15 ± 0,01	< 0,001		613	0,04 ± 0,01	0,069	
	614	0,14 ± 0,01	< 0,001		571	-0,19 ± 0,01	< 0,001	
	623	-0,03 ± 0,01	0,010		620	-0,04 ± 0,02	0,467	
	613	0,18 ± 0,01	< 0,001		578	-0,13 ± 0,01	< 0,001	
	571	-0,04 ± 0,01	< 0,001		600	-0,11 ± 0,01	< 0,001	
	620	0,10 ± 0,02	< 0,001		623	613	0,21 ± 0,01	< 0,001
	578	0,01 ± 0,01	0,974			571	-0,02 ± 0,01	0,508
	600	0,04 ± 0,01	0,002			620	0,13 ± 0,02	< 0,001
602	540	-0,04 ± 0,01	< 0,001	578	0,04 ± 0,01	0,010		
	614	-0,05 ± 0,01	< 0,001	600	0,06 ± 0,01	< 0,001		
	623	-0,22 ± 0,01	< 0,001	613	571	-0,23 ± 0,01	< 0,001	
	613	-0,01 ± 0,01	0,993		620	-0,08 ± 0,02	0,001	
	571	-0,24 ± 0,01	< 0,001		578	-0,17 ± 0,01	< 0,001	
	620	-0,09 ± 0,02	< 0,001		600	-0,15 ± 0,01	< 0,001	
	578	-0,19 ± 0,01	< 0,001	571	620	0,15 ± 0,02	< 0,001	
	600	-0,16 ± 0,01	< 0,001		578	0,05 ± 0,01	< 0,001	
			600		0,08 ± 0,01	< 0,001		
540	614	0,01 ± 0,01	0,913	620	578	-0,09 ± 0,02	< 0,001	
	623	-0,18 ± 0,01	< 0,001		600	-0,07 ± 0,02	0,002	
	613	0,03 ± 0,01	0,349		578	600	0,03 ± 0,01	0,356
	571	-0,20 ± 0,01	< 0,001					
	620	-0,05 ± 0,02	0,041					
	578	-0,14 ± 0,01	< 0,001					
	600	-0,12 ± 0,01	< 0,001					



Kuva 11. Kymmenen yleisimmän elinympäristön kuolleen puuston \log_{10} -muunnettu tilavuus. Symbolit kuvastavat pinta-alan keskiarvoa ja keskiarvon keskivirhettä.



Kuva 12. Kymmenen yleisimmän elinympäristön kuolleen puuston keskiläpimitta senttimetreinä. Symbolit kuvastavat keskiläpimitan keskiarvoa ja keskiarvon keskivirhettä.

Taulukko 13. Kuolleen puuston keskiläpimitan parittaiset vertailut kymmenen yleisimmän elinympäristön välillä. Tukey-testi, MD (mean difference) = keskimääräinen ero, SE = keskimääräisen eron keskivirhe, P = todennäköisyys. Purot (618), vähäpuustoiset suot (602), kalliot (540), lähteet (614), norot (623), lammet (613), tuoreet lehdot (571), tulvaniityt ja luhdat (620), rehevät korvet (578) sekä metsäsaarekkeet (600).

Koodi vs	Koodi	MD ± SE	P	Koodi vs.	Koodi	MD ± SE	P	
618	602	0,20 ± 0,01	< 0,001	614	623	-0,17 ± 0,01	< 0,001	
	540	0,15 ± 0,01	< 0,001		613	0,04 ± 0,01	0,069	
	614	0,14 ± 0,01	< 0,001		571	-0,19 ± 0,01	< 0,001	
	623	-0,03 ± 0,01	0,010		620	-0,04 ± 0,02	0,467	
	613	0,18 ± 0,01	< 0,001		578	-0,13 ± 0,01	< 0,001	
	571	-0,04 ± 0,01	< 0,001		600	-0,11 ± 0,01	< 0,001	
	620	0,10 ± 0,02	< 0,001		623	613	0,21 ± 0,01	< 0,001
	578	0,01 ± 0,01	0,974			571	-0,02 ± 0,01	0,508
	600	0,04 ± 0,01	0,002			620	0,13 ± 0,02	< 0,001
602	540	-0,04 ± 0,01	< 0,001	613	578	0,04 ± 0,01	0,010	
	614	-0,05 ± 0,01	< 0,001		600	0,06 ± 0,01	< 0,001	
	623	-0,22 ± 0,01	< 0,001		571	571	-0,23 ± 0,01	< 0,001
	613	-0,01 ± 0,01	0,993			620	-0,08 ± 0,02	0,001
	571	-0,24 ± 0,01	< 0,001	578		-0,17 ± 0,01	< 0,001	
	620	-0,09 ± 0,02	< 0,001	600	-0,15 ± 0,01	< 0,001		
	578	-0,19 ± 0,01	< 0,001	620	620	0,15 ± 0,02	< 0,001	
600	-0,16 ± 0,01	< 0,001	578		0,05 ± 0,01	< 0,001		
540	614	0,01 ± 0,01	0,913	620	600	0,08 ± 0,01	< 0,001	
	623	-0,18 ± 0,01	< 0,001		578	-0,09 ± 0,02	< 0,001	
	613	0,03 ± 0,01	0,349		600	-0,07 ± 0,02	0,002	
	571	-0,20 ± 0,01	< 0,001	578	600	0,03 ± 0,01	0,356	
	620	-0,05 ± 0,02	0,041					
	578	-0,14 ± 0,01	< 0,001					
	600	-0,12 ± 0,01	< 0,001					

Kuollut puusto ja lisämonimuotoisuus

Jos kartoittaja on tarkka kartoituksessaan ja kartoittaa kuolleen puuston, niin merkitseekö hän kohteelle herkemmin myös lisämonimuotoisuuden sellaisen ilmetessä? Tarkastelimme tätä kysymystä, koska emme nähneet mitään syytä, miksi lahopuumerkinnän ja lisämonimuotoisuusmerkinnän tulisi olla suhteessa toisiinsa paitsi, jos se kertoo eroista kartoittajien kartoitusperusteissa. Löysimme riippuvuuden siten, että jos kuollut puusto oli kartoitettu, oli myös todennäköisempää, että kohteelle oli merkitty jokin lisämonimuotoisuus (Chi-square testi $\chi^2 = 1441,34$, $df = 1$, $P < 0,001$).

Kuolleen puuston tilavuus METE-aineistossa verrattuna muihin tutkimuksiin

METE-aineistossa kuolleen puuston tilavuutta ei ole mitattu vaan se on arvioitu. Tämä saattaa aiheuttaa aineistoon systemaattisen virheen. Tästä syystä vertaamme kuolleen puuston tilavuutta METE-aineiston ja muiden tutkimusten välillä. Muut tutkimukset, jotka meillä on käytössä, on tehty puroelinympäristöissä (Mussaari 2005; Siitonen et al. in prep.). METE-aineistossa puroelinympäristöjen kuolleen puuston tilavuuden mediaani on 5,00 ja keskiarvo 8,30 kuutiometriä hehtaaria kohden. Omissa tutkimuksissamme (Mussaari 2005), metsäyhtiöiden mailla sijaitsevilla metsälain erityisen tärkeillä elinympäristöillä, olemme mitanneet kuolleen puuston tilavuutta. Tutkimus toteutettiin UPM-Kymmenen ja Metsähallituksen omistamilla kohteilla Keski-Suomessa. Tässä aineistossa on 20 metsälain erityisen tärkeää elinympäristöä ja niillä kuolleen puuston tilavuuden mediaani on 8,48 ja keskiarvo 9,23 kuutiometriä hehtaaria kohden. Olemme saaneet käyttöömmme myös Juha Siitosen julkaisemattomia tutkimustuloksia kuolleen puuston tilavuuksista 70 yksityismetsän METE puroelinympäristöistä (Siitonen et al. in prep.). Siitosen aineistossa kuolleen puuston tilavuuden mediaani on 9,3 ja keskiarvo 11,7 kuutiometriä hehtaaria kohden.

Jos verrataan kuolleen puuston tilavuuden mediaaneja oman tutkimuksemme, Siitosen tutkimuksen ja METE-aineiston välillä, havaitaan, että METE-aineistossa arvioitu kuolleen puuston tilavuus puroelinympäristöillä on 41,0–46,2 prosenttia pienempi kuin se, mitä on saatu kuolleen puuston tilavuudeksi mittaamalla. Jos verrataan kuolleen puuston tilavuuden keskiarvoja oman tutkimuksemme, Siitosen tutkimuksen ja METE-aineiston

välillä, havaitaan, että METE-aineistossa arvioitu kuolleen puuston tilavuus puroelinympäristöillä on 10,1–29,1 prosenttia pienempi kuin se, mitä on saatu kuolleen puuston tilavuudeksi mittaamalla. Vertailtaessa keskiarvoja on kuitenkin muistettava, että vinouma heikentää niiden luotettavuutta ja siksi mediaaneja vertailemalla saatu ero on lähempänä totuutta. Tästä voidaan vetää johtopäätös, että METE-aineistossa kuolleen puuston tilavuus on aliarvioitu.

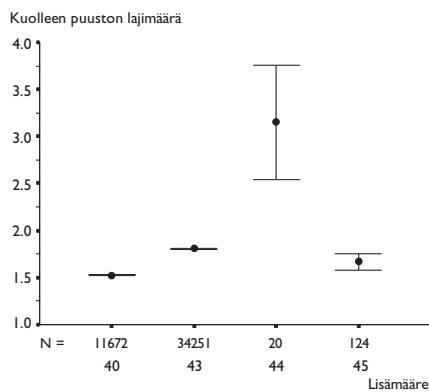
Kuollut puusto ja puulajimerkinnät

Lisämääreillä 40, 43, 44 ja 45 merkittyjen kohteiden välillä on ero siinä, kuinka monta lajia kuollutta puustoa on kohteilta kartoitettu (ANOVA, $F_{3, 46063} = 234,28$, $P < 0,001$, $r^2 = 0,02$) (Kuva 13). Vähiten puulajeja on merkitty muille arvokkaille kohteille ja eniten luonnonsuojelulain tarkoittamille elinympäristötyypeille. METE-kohteiden ja mahdollisten METE kohteiden välillä ei ole eroa ja ne sijoittuvat edellisten väliin kuolleen puuston lajimäärissä (Kuva 13, Taulukko 14).

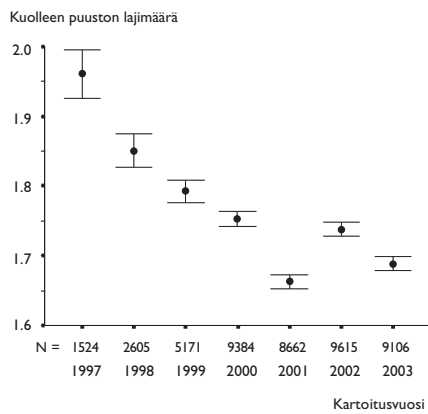
METE-kohteilla kuolleen puuston lajimäärä muuttui kartoituksen edetessä (ANOVA, $F_{6, 46060} = 30,64$, $P < 0,001$, $r^2 < 0,01$). Kontrastitesti osoittaa, että kuolleen puuston lajimäärä pienenee ja, että pieneneminen hidastuu kartoituksen edetessä (Kontrastitesti, lineaarinen estimaatti = $-0,22 \pm 0,02$ (SE), $P < 0,001$ ja toisen asteen (quadratic) estimaatti = $0,09 \pm 0,02$ (SE), $P < 0,001$) (Kuva 14).

Taulukko 14. Parittaiset vertailut kuolleen puuston lajimäärälle lisämääreiden välillä. Tukey-testi, MD (mean difference) = keskimääräinen ero, SE = keskimääräisen eron keskivirhe, P = todennäköisyys.

Elinympäristö	Elinympäristö	MD ± SE	P
Muu arvokas	METE	-0,28 ± 0,01	< 0,001
	Luonnonsuojelulain	-1,63 ± 0,23	< 0,001
	Mahdollinen METE	-0,15 ± 0,09	0,401
METE	Luonnonsuojelulain	-1,34 ± 0,23	< 0,001
	Mahdollinen METE	0,14 ± 0,09	0,434
Luonnonsuojelulain	Mahdollinen METE	1,48 ± 0,25	< 0,001



Kuva 13. Kuolleen puuston lajimäärä suhteessa lisämääräreesseen. Vaaka-akselilla on lisämäärä; 40 = muu arvokas elinympäristö, 43 = metsälain erityisen tärkeä elinympäristö, 44 = luonnonsuojelulain tarkoittama elinympäristö ja 45 = mahdollinen metsälain erityisen tärkeä elinympäristö. Pystyakselilla on kuolleen puuston lajimäärä. Symbolit kuvastavat puulajimäärän keskiarvoa ja keskiarvon keskivirhettä.

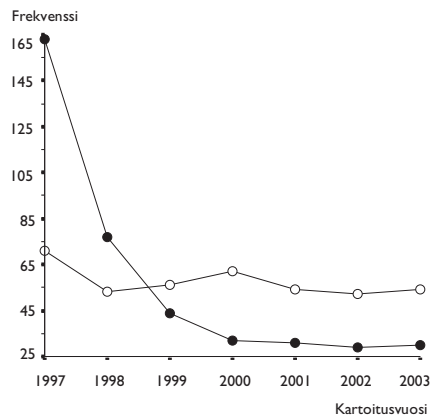


Kuva 14. Kuolleen puuston lajimäärä suhteessa kartoitusvuoteen. Vaaka-akselilla on kartoitusvuosi ja pystyakselilla kuolleen puuston lajimäärä. Symbolit kuvaavat kuolleen puuston lajimäärän keskiarvoa ja keskiarvon keskivirhettä.

Pää- ja lisämonimuotoisuus

Päämonimuotoisuus

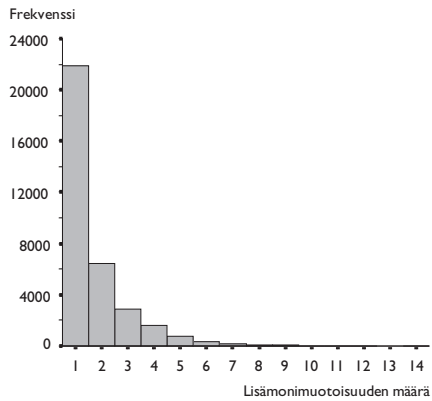
Tässä aineistossa metsälain erityisen tärkeitä elinympäristöjä on tyypitelty kaikkiaan 88 erilaisella päämonimuotoisuuskoodilla. Päämonimuotoisuuskoodien käyttö vaihtelee voimakkaasti vuosien välillä (Chi-square testi $\chi^2 = 5997,91$, $df = 522$, $P < 0,001$, $\eta^2 = 0,17$). Absoluuttisesti tarkasteltuna se, kuinka monta erilaista koodia vuosittain on käytetty, näyttää jakautuvan suhteellisen tasaisesti, vaikka suhdanne onkin laskeva (Pearsonin korrelaatio $r = -0,62$, $n = 7$, $P = 0,136$) (Kuva 15). Enimmillään erilaisia koodeja käytettiin 71 kappaletta vuonna 1997 ja vähimmillään 52 kappaletta vuonna 2002. Jos koodien käyttö suhteutetaan kartoitettujen kohteiden lukumäärään, havaitaan selkeä muutos kartoituksen edetessä niin, että jokaista 10000 kohdetta kohden, käytettyjen koodien lukumäärä laskee kartoituksen edetessä (Pearsonin korrelaatio $r = -0,79$, $n = 7$, $P = 0,033$) (Kuva 15). Voimakkain muutos tapahtuu vuosien 1997 ja 1998 aikana, jonka jälkeen muutos on suhteellisen pientä.



Kuva 15. Kuinka monta erilaista päämonimuotoisuuskoodia on käytetty 10000 kartoitettua kohdetta kohden vuosittain (mustat ympyrät) ja kuinka monta päämonimuotoisuuskoodia on absoluuttisesti käytetty vuosittain (avoimet ympyrät).

Lisämonimuotoisuus

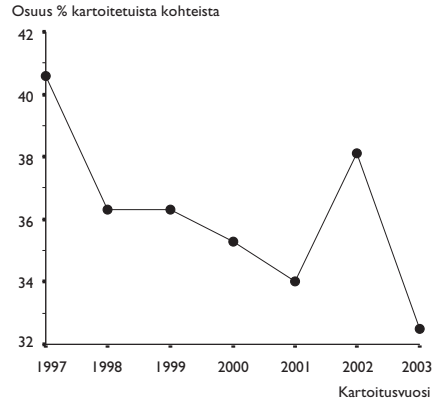
Lisämonimuotoisuus on merkitty 34252 METE-kohteelle, joka on 35,5 % kaikista METE-kohteista. Niillä kohteilla, joilla lisämonimuotoisuus on merkitty, lisämonimuotoisuusmerkintöjä on keskimäärin 1 (mediaani) aluetta kohden (keskiarvo 1,7) (Kuva 16). Kaiken kaikkiaan lisämonimuotoisuutta on kuvattu käyttäen 417 erilaista koodia. Suuresta kokonaismäärästä huolimatta on kuitenkin huomattava, että puolella kohteista on käytetty vain 18 eri koodia. Näistä kooeista yhdeksän on elinympäristöjä kuvaavia, seitsemän on muita erityispiirteitä kuvaavia, yksi suotyyppejä (ruohokorpi) kuvaava ja yksi kasvilajia (korpipaatsama) kuvaava. Käytetyistä 417 koodista 41 kuvaa eläinlajeja ja 113 kasvilajia.



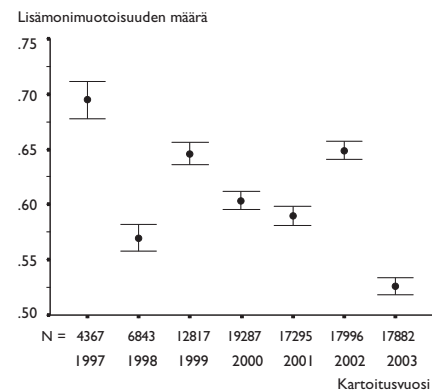
Kuva 16. Lisämonimuotoisuuden käytön frekvenssikaava. Vaaka-akselilla on kullakin kohteella käytettyjen lisämonimuotoisuuskoodien kappalemäärä ja pystyakselilla kuhunkin kappalemäärään sijoittuvien kohteiden lukumäärä.

Se, onko kohteella lisämonimuotoisuusmerkintä, vaihtelee vuosien välillä (Chi-square testi, $\chi^2 = 197,64$, $df = 6$, $P < 0,001$). Jos lisämonimuotoisuuskoodien käyttö suhteutetaan kartoitettujen kohteiden lukumäärään, havaitaan trendi kartoituksen edetessä niin, että lisämonimuotoisuuden kartoittaminen vähenee kartoituksen edetessä (Pearsonin korrelaatio $r = -0,67$, $n = 7$, $P = 0,101$) (Kuva 17).

Lisämonimuotoisuuskoodien käyttömäärä kohdetta kohden on muuttunut kartoituksen edetessä (ANOVA, $F_{6, 96480} = 30,14$, $P < 0,001$, $r^2 < 0,01$). Kontrastitesti ja kuva 18 osoittavat, että lisämonimuotoisuuskoodien käyttömäärä on laskenut kartoituksen edetessä (Kontrastitesti, lineaarinen estimaatti $= -0,08 \pm 0,01$ (SE), $P < 0,001$).



Kuva 17. Lisämonimuotoisuuskoodien käyttö suhteessa kaikkiin kartoitettuihin kohteisiin vuosittain. Vaaka-akselilla on kartoitusvuosi ja pystyakselilla on osuus kaikista kohteista, joilla lisämonimuotoisuus on kartoitettu.



Kuva 18. Lisämonimuotoisuuden määrä suhteessa kartoitusvuoteen. Vaaka-akselilla on kartoitusvuosi ja pystyakselilla lisämonimuotoisuuskoodien määrä. Symbolit kuvaavat lisämonimuotoisuuden koodien käyttömäärän keskiarvoa ja keskiarvon keskivirhettä.

Lisämääreillä 40, 43, 44 ja 45 lisämonimuotoisuuden koodeja on käytetty vaihtelevasti (Chi-square testi $\chi^2 = 1043,35$, $df = 3$, $P < 0,001$). Suhteessa eniten lisämonimuotoisuuden koodeja on käytetty luonnonsuojelulain tarkoittamilla elinympäristöillä (57,0 % kaikista luonnonsuojelulain tarkoittamista elinympäristöistä), toiseksi eniten metsälain erityisen tärkeillä elinympäristöillä (35,5 %), toiseksi vähiten muilla arvokkailla elinympäristöillä (28,4 %) ja vähiten mahdollisilla METE-kohteilla (20,7 %).

Esimerkkilaji liito-orava

Tarkasteltaessa kaikkia kohteita (lisämääreet 40, 43, 44 ja 45) löytyy aineistosta kaikkiaan 70 kohteelta lisämonimuotoisuusmerkintänä liito-orava. Näistä 38 havaintoa on METE-kohteilla ja 32 muiden lisämääreiden alla. Tässä aineistossa ei ole eroa liito-oravan esiintymisessä METE-kohteilla ja muilla kohteilla (Chi-square testi, $\chi^2 = 0,66$, $df = 1$, $P = 0,415$).

Omissa tutkimuksissamme metsäyhtiöiden mailla sijaitsevilla metsälain erityisen tärkeillä elinympäristöillä, jotka ovat puroja tai noroja, olemme havainneet, että 3 kohteella 48 kohteesta (6,3 %), on liito-orava. METE-aineistossa vain 8 kohteella 28257 metsälain erityisen tärkeistä puro- tai noroelinympäristökohteista (0,03 % kohteista) on merkintä liito-oravasta. Ero on hyvin merkitsevä (Chi-square testi, $\chi^2 = 1849,821$, $df = 1$, $P < 0,001$). Jos oma otoksemme on edustava, voidaan sanoa että METE-kartoituksessa on havaittu liito-oravista alle kahdessadasosa.

Lisämääreet 40, 43, 44 ja 45

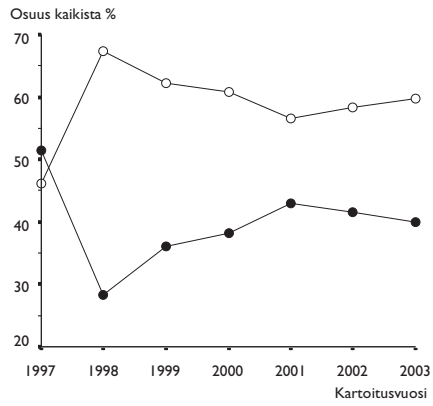
Aineistoon on tallennettu kaiken kaikkiaan 163326 kohdetta. Nämä jakautuvat metsälain erityisen tärkeisiin elinympäristöihin (lisämääre 43), muihin arvokkaisiin elinympäristöihin (lisämääre 40), luonnonsuojelulain tarkoittamiin elinympäristötyyppeihin (lisämääre 44) sekä mahdollisiin metsälain erityisen tärkeisiin elinympäristöihin (lisämääre 45). Kohteiden jakautuminen lisämääreisiin on esitetty taulukon 15 alimmalla rivillä.

Lisämääreet ja kartoitusvuosi

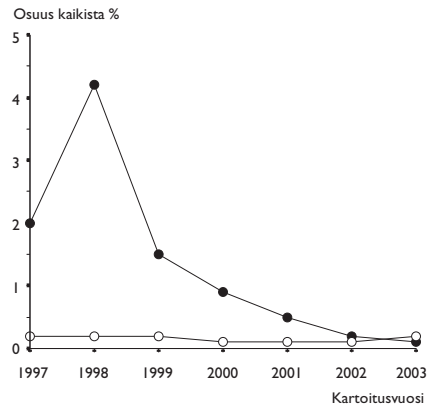
Lisämääreiden suhteellinen käyttö on vaihdellut kartoitusvuodesta riippuen (Chi-square testi $\chi^2 = 3247,30$, $df = 18$, $P < 0,001$). Tarkasteltaessa kunkin lisämääreen vuotuista käyttöä suhteessa kaikkiin kohteisiin havaitaan, että kartoituksen edetessä kaikkia lisämääreitä on käytetty vaihtelevasti (Taulukko 16). Kaikkien lisämääreiden kohdalla kartoitusvuosi 1997 on varsin poikkeava. Vuodesta 1998 lähtien lisämääreen 40 käyttö on hieman lisääntynyt, kun vastaavasti lisämääreen 43 käyttö on hieman laskenut (Kuva 19). Lisämääreen 44 käyttö on kautta linjan ollut vähäistä, mutta lisämääreen 45 käyttö on selvästi vähentynyt kartoituksen edetessä (Kuva 20).

Taulukko 15. Kohteiden jakautuminen lisämääreiden alle vuosittain. Taulukon soluissa esitetty kohteiden kappalemäärä (kpl) sekä osuus (%) kaikista kyseisenä vuonna kartoitetuista kohteista. 40 = muut arvokkaat elinympäristöt, 43 = metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt, 44 = luonnonsuojelulain tarkoittamat elinympäristötyypit, 45 = mahdolliset metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt.

	40 kpl (%)	43 kpl (%)	44 kpl (%)	45 kpl (%)	Yhteensä
1997	4869 (51,5)	4367 (46,2)	19 (0,2)	193 (2,0)	9448
1998	2880 (28,3)	6843 (67,3)	18 (0,2)	423 (4,2)	10164
1999	7437 (36,1)	12817 (62,2)	36 (0,2)	303 (1,5)	20593
2000	12093 (38,2)	19287 (60,9)	29 (0,1)	286 (0,9)	31695
2001	13152 (43,0)	17295 (56,5)	17 (0,1)	141 (0,5)	30605
2002	12813 (41,5)	17996 (58,3)	22 (0,1)	56 (0,2)	30887
2003	11959 (40,0)	17882 (59,7)	52 (0,2)	41 (0,1)	29934
Yhteensä	65203 (39,9)	96487 (59,1)	193 (0,1)	1443 (0,9)	163326



Kuva 19. Lisämääreillä 40 (musta symboli) ja 43 (avoin symboli) merkittyjen kohteiden osuus kaikista kohteista vuosittain.



Kuva 20. Lisämääreillä 44 (avoin symboli) ja 45 (musta symboli) merkittyjen kohteiden osuus kaikista kohteista vuosittain.

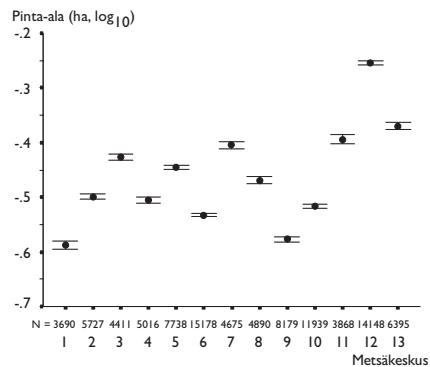
Taulukko 16. Lisämääreiden vuotuinen käyttö suhteessa kaikkiin kartoitettuihin kohteisiin, χ^2 = Chi-square testi suure, P = todennäköisyys, eta = osuus variaatiosta, jonka vuosi selittää.

	χ^2	P	eta
40	1416,16	< 0,001	0,09
43	1155,66	< 0,001	0,08
44	40,31	< 0,001	0,02
45	1900,64	< 0,001	0,11

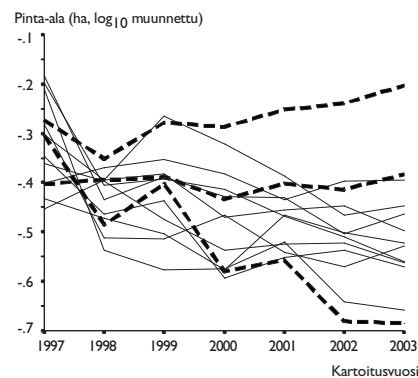
Metsäkeskusten vertailukelpoisuus

Kartoitusvuosi ja pinta-ala

METE-kohteiden pinta-aloihin on vaikutusta metsäkeskuksella, kartoitusvuodella sekä näiden välisellä yhdysvaikutuksella (Taulukko 17). Metsäkeskuksen vaikutus METE-kohteiden pinta-alaan on yllättävän suuri (Kuva 21). METE-kohteiden pinta-alan mediaani vaihtelee eri metsäkeskuksissa 0,26 ja 0,56 hehtaarin välillä. Suurin keskimääräinen ero kohteiden pinta-alan mediaanissa metsäkeskusten välillä on absoluuttisesti 0,30 hehtaaria ja suhteellisesti 53,6 %. Kuten aiemmissa testeissä jo todettiin (Kartoitusvuosi ja pinta-ala), kartoitusvuodella on vaikutus METE-kohteiden pinta-alaan (ks. Kuva 3 ja Taulukot 4 ja 5). Metsäkeskuksen ja kartoitusvuoden välisen yhdysvaikutuksen merkitys on helppoiten tulkittavissa graafisesta esityksestä. Kuvasta 22 nähdään paitsi se, kuinka pinta-ala pääsääntöisesti laskee suhteessa kartoitusvuoteen (kartoitusvuoden päävaikutus taulukossa 17), myös se, että metsäkeskusten välillä on eroja siinä, kuinka kartoitusvuosi vaikuttaa pinta-alaan. Vahvennetut katkoviivat havainnollistavat ääriesimerkkeinä eroja metsäkeskusten välillä: yhdessä metsäkeskuksessa pinta-ala lievästi kasvaa kartoituksen edetessä, toisessa pinta-ala pysyy suhteellisen tasaisesti samana koko kartoituksen ajan ja kolmannessa pinta-ala pienenee kartoituksen edetessä (Kuva 22). Käytännössä tämä tulos kertoo kolme asiaa: metsäkeskusten välillä on eroja METE-kohteiden pinta-alan rajauksissa, rajausperusteet ovat muuttuneet kartoituksen edetessä tiukemmiksi johtaen pienempiin pinta-alarajauksiin ja rajausperusteet ovat muuttuneet eri tavoin metsäkeskusten välillä.



Kuva 21. METE-kohteiden \log_{10} -muunnettu pinta-ala metsäkeskuksittain. Symbolit kuvastavat pinta-alan keskiarvoa ja keskiarvon keskivirhettä.



Kuva 22. METE-kohteiden \log_{10} -muunnettu pinta-ala suhteessa kartoitusvuoteen metsäkeskuksittain. Jokainen viiva kuvastaa yhtä metsäkeskusta. Vahvennetut katkoviivat havainnollistavat ääriesimerkkeinä eroja metsäkeskusten välillä siinä, kuinka kartoitusvuosi vaikuttaa kohteiden pinta-alaan.

Taulukko 17. Varianssianalyysi \log_{10} -muunnetulle pinta-alalle. Riippumattomina muuttujina mallissa ovat metsäkeskus, kartoitusvuosi ja näiden yhdysvaikutus. Koko mallin selitysaste $r^2 = 0,07$.

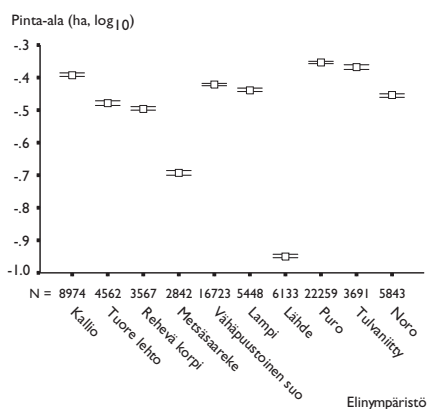
	MS	df	F	P	eta ²
Metsäkeskus	38,99	12	198,68	< 0,001	0,02
Kartoitusvuosi	19,10	6	97,34	< 0,001	0,01
Metsäkeskus x kartoitusvuosi	2,98	72	15,19	< 0,001	0,01
Virhe	0,20	95763			

Yleisimpien elinympäristöjen pinta-alat

On mahdollista, että metsälain erityisen tärkeiksi määrittelemien erityyppisten elinympäristöjen pinta-alat eroavat luonnostaan ja lisäksi, että elinympäristöt eivät ole tasaisesti jakautuneet ympäri Suomen. Tämä luonnollinen syy saattaa selittää metsäkeskusten välisiä eroja METE-kohteiden pinta-aloissa. On kuitenkin huomattava, että tämä ei voi selittää yllä esitettyä kartoitusvuoden ja metsäkeskuksen välistä yhdysvaikutusta kohteiden pinta-alaan. Tämä yhdysvaikutus kertoo todellisesta erosta metsäkeskusten välillä kartoitusperusteiden muutoksissa. Seuraavassa esitämme analyysit kymmenen yleisimmän elinympäristön pinta-aloista selvittääksemme johtuuko metsäkeskusten välinen METE-kohteiden pinta-alaero edellä esittämämme syystä. Kymmenen yleisintä elinympäristöä muodostaa yhteensä 84 % kaikista METE-kohteista. Yleisimmät elinympäristöt (ja niiden solmukoodit) kaikkein yleisimmästä alkaen ovat purot (618), vähäpuustoiset suot (602), kalliot (540), lähteet (614), norot (623), lammet (613), tuoreet lehdot (571) tulvaniityt ja luhdat (620), rehevät korvet (578) sekä metsäsaarekkeet (600).

Elinympäristöjen välillä on eroja pinta-aloissa (Kuva 23, Taulukko 18). Ainoastaan 6 mahdollisista 45 parittaisesta vertailusta elinympäristöjen pinta-aloissa ei ollut tilastollisesti merkitseviä (eroja pinta-aloissa ei ollut seuraavien elinympäristöparien välillä: tulvaniityt vs. kallio, tulvaniityt vs. puro, tuore lehto vs. rehevä korpi, tuore lehto vs. noro, lampi vs. vähäpuustoinen suo ja lampi vs. noro) (Taulukko 19). Varianssianalyysistä ilmenee myös, että elinympäristön ja metsäkeskuksen välillä on yhdysvaikutus (Taulukko 18). Tämä tarkoittaa si-

tä, että saman elinympäristötyypin rajauksissa on eroja metsäkeskusten välillä. Lisäksi on tärkeä huomata kolmitieyhdysvaikutus elinympäristötyypin, metsäkeskuksen ja kartoitusvuoden välillä. Tämä monimutkainen yhdysvaikutus tarkoittaa sitä, että sen lisäksi, että sama elinympäristötyyppi on rajattu eri tavoin metsäkeskusten välillä, elinympäristötyypin rajausperusteet kartoituksen edessä ovat muuttuneet eri tavoin metsäkeskusten välillä.



Kuva 23. Kymmenen yleisimmän elinympäristön \log_{10} -muunnettu pinta-ala. Symbolit kuvastavat pinta-alan keskiarvoa ja keskiarvon keskivirhettä.

Taulukko 18. Varianssianalyysi kymmenen yleisimmän elinympäristön \log_{10} -muunnetulle pinta-alalle. Riippumattomina muuttujina mallissa ovat metsäkeskus, kartoitusvuosi, elinympäristö sekä kaikki näiden väliset yhdysvaihtokäytökset. Koko mallin selitysaste $r^2 = 0,24$.

	MS	df	F	P
Metsäkeskus	6,27	12	39,11	< 0,001
Kartoitusvuosi	2,82	6	17,59	< 0,001
Elinympäristö	61,44	9	383,14	< 0,001
Metsäkeskus x kartoitusvuosi	0,53	72	3,28	< 0,001
Metsäkeskus x elinympäristö	2,30	107	14,35	< 0,001
Elinympäristö x kartoitusvuosi	0,42	54	2,64	< 0,001
Metsäkeskus x kartoitusvuosi x elinympäristö	0,37	632	2,33	< 0,001
Virhe	0,16	79149		

Taulukko 19. \log_{10} -muunnettujen pinta-alojen parittaiset vertailut kymmenen yleisimmän elinympäristön välillä. Tukey-testi, MD (mean difference) = keskimääräinen ero, SE = keskimääräisen eron keskivirhe, P = todennäköisyys. Purot (618), vähäpuustoiset suot (602), kalliot (540), lähteet (614), norot (623), lammet (613), tuoreet lehdot (571) tulvaniityt ja luhdat (620), rehevät korvet (578) sekä metsäsaarekkeet (600).

Koodi vs.	Koodi	MD ± SE	P	Koodi vs.	Koodi	MD ± SE	P	
618	602	0,07 ± 0,01	< 0,001	614	623	-0,49 ± 0,01	< 0,001	
	540	0,04 ± 0,01	< 0,001		613	-0,51 ± 0,01	< 0,001	
	614	0,60 ± 0,01	< 0,001		571	-0,47 ± 0,01	< 0,001	
	623	0,10 ± 0,01	< 0,001		620	-0,58 ± 0,01	< 0,001	
	613	0,08 ± 0,01	< 0,001		578	-0,45 ± 0,01	< 0,001	
	571	0,13 ± 0,01	< 0,001		600	-0,26 ± 0,01	< 0,001	
	620	0,01 ± 0,01	0,597		623	613	-0,02 ± 0,01	0,385
	578	0,14 ± 0,01	< 0,001			571	0,02 ± 0,01	0,075
	600	0,34 ± 0,01	< 0,001			620	-0,09 ± 0,01	< 0,001
602	540	-0,03 ± 0,01	< 0,001	613	578	0,04 ± 0,01	< 0,001	
	614	0,53 ± 0,01	< 0,001		600	0,24 ± 0,01	< 0,001	
	623	0,03 ± 0,01	< 0,001		613	571	0,04 ± 0,01	< 0,001
	613	0,02 ± 0,01	0,323	620		-0,07 ± 0,01	< 0,001	
	571	0,06 ± 0,01	< 0,001	578		0,06 ± 0,01	< 0,001	
	620	-0,06 ± 0,01	< 0,001	600		0,26 ± 0,01	< 0,001	
	578	0,07 ± 0,01	< 0,001	571		620	-0,11 ± 0,01	< 0,001
	600	0,27 ± 0,01	< 0,001		578	0,02 ± 0,01	0,740	
540	614	0,56 ± 0,01	< 0,001	620	600	0,21 ± 0,01	< 0,001	
	623	0,06 ± 0,01	< 0,001		578	0,13 ± 0,01	< 0,001	
	613	0,04 ± 0,01	< 0,001	578	600	0,33 ± 0,01	< 0,001	
	571	0,09 ± 0,01	< 0,001		600	0,20 ± 0,01	< 0,001	
	620	-0,02 ± 0,01	0,061					
	578	0,10 ± 0,01	< 0,001					
	600	0,30 ± 0,01	< 0,001					

Kymmenen yleisimmän elinympäristön suhteellinen määrä vaihtelee voimakkaasti metsäkeskusten välillä (Chi-square = 18777,40, df = 96, P < 0,001; huomaa, että analyysistä on jätetty pois pienialaiset suot, koska niitä ei ole kartoitettu Lapin Metsäkeskuksessa). Koska elinympäristöjen määrä vaihtelee metsäkeskusten välillä, olemme seuraavassa analysoineet kymmenen yleisimmän elinympäristön pinta-aloja elinympäristökohtaisesti. Näiden analyysien tarkoituksena on selvittää kysymystä, johtuvatko metsäkeskusten välillä havaitut erot kaikkien METE-kohteiden pinta-aloissa siitä, että elinympäristöjen koot vaihtelevat, ja että metsäkeskusten välillä on eroja elinympäristöjen suhteellisissa määrissä vai johtuvatko erot pinta-aloissa rajuksperusteiden erilaisuudesta.

Aloitamme elinympäristökohtaiset analyysit lähteistä, koska voimme olettaa, että lähteiden pinta-alan ei tulisi luonnostaan vaihdella suuresti Suomen eri osissa. Muiden elinympäristöjen kuin lähteiden osalta, olemme laatineet kuvan vain metsäkeskusten välisistä eroista. Muut tulokset ilmoitamme ainoastaan tekstissä.

Lähteet ja pinta-ala

Aineistossa on lähteitä kaikkiaan 6133 kappaletta ja niiden pinta-alan mediaani on 0,11 hehtaaria. Lähteiden pinta-alaan on vaikutusta sekä metsäkeskuksella, kartoitusvuodella että näiden välisellä yhdysvaikutuksella (Taulukko 20). Metsäkeskuksen vaikutus lähteiden pinta-alaan on yllättävän suuri (Kuva 24). Suurin keskimääräinen ero lähteiden pinta-alan mediaanissa metsäkeskusten välillä on 56,3 %. Absoluuttisesti tämä vastaa 0,09 hehtaaria. Lähteiden pinta-alan keskiarvo, mediaani ja lähteiden kappalemäärät metsäkeskuksittain ovat nähtävissä Taulukosta 21.

Myös kartoitusvuodella on vaikutus lähteiden pinta-alaan (Taulukko 20). Pinta-ala pienenee kartoituksen edetessä (Kontrastitesti, lineaarinen estimaatti = $-0,29 \pm 0,03$ (SE), P < 0,001). Pieneneminen on kartoituksen alkuvaiheessa nopeampaa, mutta hidastuu loppua kohden (Kontrastitesti, toisen as-

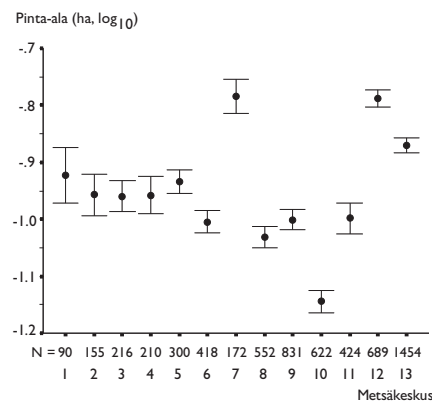
Taulukko 20. Varianssianalyysi lähteiden \log_{10} -muunnetulle pinta-alalle. Riippumattomina muuttujina mallissa ovat metsäkeskus, kartoitusvuosi ja näiden yhdysvaikutus. Koko mallin selitysaste $r^2 = 0,10$.

	MS	df	F	P
Metsäkeskus	2,58	12	12,04	< 0,001
Kartoitusvuosi	3,06	6	14,25	< 0,001
Metsäkeskus x kartoitusvuosi	0,69	72	3,23	< 0,001
Virhe	0,22	6042		

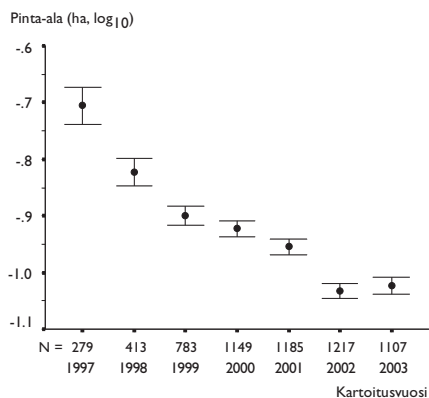
teen (quadratic) estimaatti = $0,11 \pm 0,03$ (SE), P < 0,001) (Kuva 25). Lähteiden pinta-alan mediaani oli vuonna 1997 kartoitetuilla kohteilla 0,18 hehtaaria, kun vastaava luku vuonna 2003 oli 0,09 hehtaaria. Lähteiden pinta-ala on pienentynyt kartoituksen aikana absoluuttisesti mitaten 0,09 hehtaaria ja suhteellisesti mitaten 50,0 %. Metsäkeskuksen ja kartoitusvuoden välinen yhdysvaikutus lähteiden pinta-alaan (Taulukko 20) tarkoittaa sitä, että metsäkeskusten välillä on eroja siinä, kuinka lähteiden pinta-ala muuttuu kartoituksen edetessä (Kuva 26).

Taulukko 21. Lähteiden pinta-alan keskiarvo, mediaani ja lähteiden kappalemäärät metsäkeskuksittain

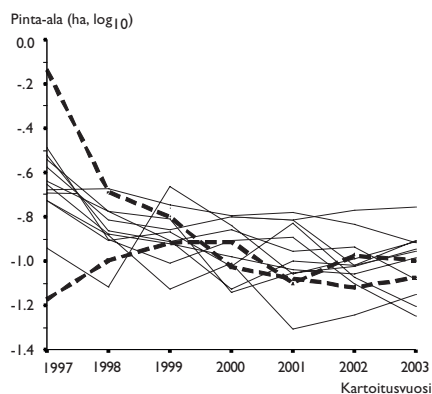
Metsäkeskus	Keskiarvo	Mediaani	Kappalemäärä
1	0,22	0,14	90
2	0,20	0,11	155
3	0,17	0,12	216
4	0,21	0,11	210
5	0,17	0,12	300
6	0,16	0,09	418
7	0,26	0,16	172
8	0,18	0,10	552
9	0,31	0,09	831
10	0,19	0,07	622
11	0,27	0,10	424
12	0,26	0,16	689
13	0,30	0,12	1454
Yhteensä	0,25	0,11	6133



Kuva 24. Lähteiden \log_{10} -muunnettu pinta-ala metsäkeskuksittain. Symbolit kuvastavat pinta-alan keskiarvoa ja keskiarvon keskivirhettä.



Kuva 25. Lähteen \log_{10} -muunnettu pinta-ala suhteessa kartoitusvuoteen. Symbolit kuvaavat pinta-alan keskiarvoa ja keskiarvon keskivirhettä.



Kuva 26. METE-lähteiden \log_{10} -muunnettu pinta-ala suhteessa kartoitusvuoteen metsäkeskuksittain. Jokainen viiva kuvastaa yhtä metsäkeskusta. Vahvennetulla katkoviivalla on havainnollistettu kaksi toisistaan selvästi eroavaa metsäkeskusta.

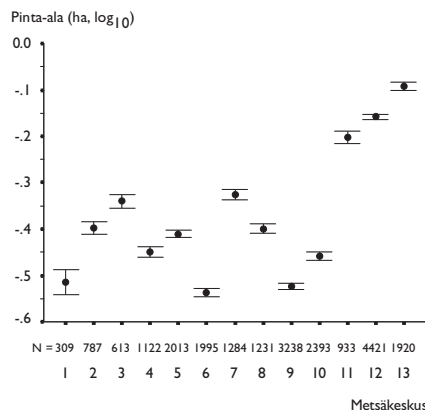
Purot ja pinta-ala

Puroja on aineistossa eniten, kaikkiaan 22259 kappaletta ja ne ovat kaikista elinympäristöistä suurimpia. Purokohteiden valtakunnallinen pinta-alan mediaani on 0,45 hehtaaria ja pinta-alan mediaani vaihtelee metsäkeskusten välillä 0,28:sta 0,80 hehtaariin. Purojen pinta-alaan on vaikutusta sekä metsäkeskuksella, kartoitusvuodella että näiden välisellä yhdysvaikutuksella (Taulukko 22). Metsäkeskusten välillä suurin keskimääräinen ero purojen pinta-alan mediaanissa on peräti 65,0 % (Kuva 27). Absoluuttisesti tämä vastaa 0,52 hehtaaria.

Kartoitusvuodella on vaikutus purokohteiden pinta-alaan siten, että pinta-ala pienenee ja pieneminen hidastuu kartoituksen edetessä (Kontrostesti, lineaarinen estimaatti = $-0,16 \pm 0,01$ (SE), $P < 0,001$ ja toisen asteen (quadratic) estimaatti = $0,07 \pm 0,01$ (SE), $P < 0,001$). Purojen pinta-alan mediaani oli vuonna 1997 kartoitetuilla kohteilla 0,63 hehtaaria, kun vastaava luku vuonna 2003 oli 0,41 hehtaaria. Purojen pinta-ala on pienentynyt kartoituksen aikana absoluuttisesti mitaten 0,22 hehtaaria ja suhteellisesti mitaten 34,9 %. Metsäkeskuksen ja kartoitusvuoden välinen yhdysvaikutus purojen pinta-alaan (Taulukko 22) tarkoittaa sitä, että metsäkeskusten välillä on eroja siinä, kuinka kohteiden pinta-ala muuttuu kartoituksen edetessä.

Taulukko 22. Varianssianalyysi purojen \log_{10} -muunnellulle pinta-alle. Riippumattomina muuttujina mallissa ovat metsäkeskus, kartoitusvuosi ja näiden välinen yhdysvaikutus. Koko mallin selitysaste $r^2 = 0,16$.

	MS	df	F	P
Metsäkeskus	24,18	12	155,53	< 0,001
Kartoitusvuosi	2,19	6	14,12	< 0,001
Metsäkeskus x kartoitusvuosi	7,76	72	7,76	< 0,001
Virhe	0,16	22168		



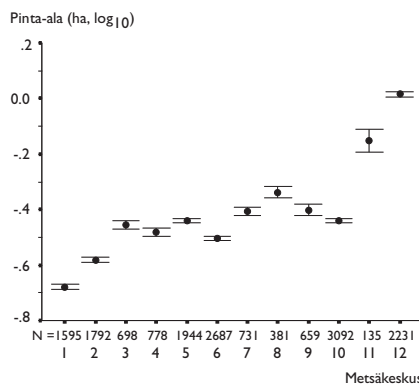
Kuva 27. Purojen \log_{10} -muunnettu pinta-ala metsäkeskuksittain. Symbolit kuvastavat pinta-alan keskiarvoa ja keskiarvon keskivirhettä.

Vähäpuustoiset suot ja pinta-ala

Vähäpuustoisia soita on aineistossa 16723 kappaletta. Vähäpuustoisten suokohteiden valtakunnallinen pinta-alan mediaani on 0,36 hehtaaria ja pinta-alan mediaani vaihtelee metsäkeskusten välillä 0,22:sta 1,02 hehtaariin. Vähäpuustoisten soiden pinta-alaan on vaikutusta sekä metsäkeskuksella, kartoitusvuodella että näiden välisellä yhdysvaikutuksella (Taulukko 23). Metsäkeskusten välillä suurin keskimääräinen ero vähäpuustoisten soiden pinta-alan mediaanissa on 64,7 % (Kuva 28). Absoluuttisesti tämä vastaa 0,80 hehtaaria. Kartoitusvuodella on vaikutus vähäpuustoisten suokohteiden pinta-alaan siten, että pinta-ala pienenee kartoituksen edetessä (Kontrastitesti, lineaarinen estimaatti = $-0,17 \pm 0,03$ (SE), $P < 0,001$) Vähäpuustoisten soiden pinta-alan mediaani oli vuonna 1997 kartoitetuilla kohteilla 0,47 hehtaaria, kun vastaava luku vuonna 2003 oli 0,36 hehtaaria. Vähäpuustoisten soiden pinta-ala on pienentynyt kartoituksen aikana absoluuttisesti mitaten 0,11 hehtaaria ja suhteellisesti mitaten 23,4 %. Metsäkeskuksen ja kartoitusvuoden välinen yhdysvaikutus vähäpuustoisten soiden pinta-alaan (Taulukko 23) tarkoittaa sitä, että metsäkeskusten välillä on eroja siinä, kuinka kohteiden pinta-ala muuttuu kartoituksen edetessä.

Taulukko 23. Varianssianalyysi vähäpuustoisten soiden \log_{10} -muunnetulle pinta-alalle. Riippumattomina muuttujina mallissa ovat metsäkeskus, kartoitusvuosi ja näiden yhdysvaikutus. Koko mallin selitysaste $r^2 = 0,18$.

	MS	df	F	P
Metsäkeskus	17,04	11	95,65	< 0,001
Kartoitusvuosi	1,20	6	6,74	< 0,001
Metsäkeskus x kartoitusvuosi	0,55	66	3,06	< 0,001
Virhe	0,18	16639		



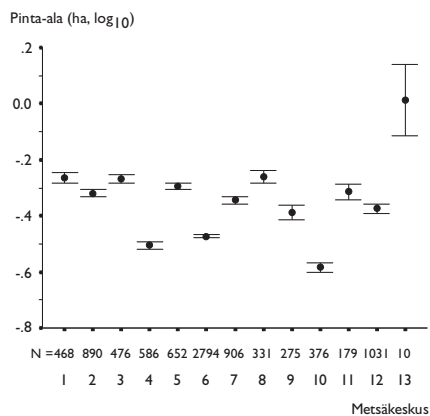
Kuva 28. Vähäpuustoisten soiden \log_{10} -muunnettu pinta-ala metsäkeskuksittain. Symbolit kuvastavat pinta-alan keskiarvoa ja keskiarvon keskivirhettä.

Kalliot ja pinta-ala

Kallioita on aineistossa 8974 kappaletta. Kallioiden valtakunnallinen pinta-alan mediaani on 0,40 hehtaaria ja pinta-alan mediaani vaihtelee metsäkeskusten välillä 0,24:stä 1,11 hehtaariin. Kallioiden pinta-alaan on vaikutusta sekä metsäkeskuksella, kartoitusvuodella että näiden välisellä yhdysvaikutuksella (Taulukko 24). Metsäkeskusten välillä suurin keskimääräinen ero kallioiden pinta-alan mediaanissa on 78,4 % (Kuva 29). Absoluuttisesti tämä vastaa 0,87 hehtaaria. Kartoitusvuodella on vaikutus kallioiden pinta-alaan siten, että pinta-ala pienenee ja pieneneminen hidastuu kartoituksen edetessä (Kontrastitesti, lineaarinen estimaatti = $-0,09 \pm 0,02$ (SE), $P < 0,001$ ja toisen asteen (quadratic) estimaatti = $0,04 \pm 0,02$ (SE), $P = 0,050$). Kallioiden pinta-alan mediaani oli vuonna 1997 kartoitetuilla kohteilla 0,47 hehtaaria, kun vastaava luku vuonna 2003 oli 0,38 hehtaaria. Kallioiden pinta-ala on pienentynyt kartoituksen aikana absoluuttisesti mitaten 0,09 hehtaaria ja suhteellisesti mitaten 19,1 %. Metsäkeskuksen ja kartoitusvuoden välinen yhdysvaikutus kallioiden pinta-alaan (Taulukko 24) tarkoittaa sitä, että metsäkeskusten välillä on eroja siinä, kuinka kohteiden pinta-ala muuttuu kartoituksen edetessä.

Taulukko 24. Varianssianalyysi kallioiden \log_{10} -muunnetulle pinta-alalle. Riippumattomina muuttujina mallissa ovat metsäkeskus, kartoitusvuosi ja näiden yhdysvaikutus. Koko mallin selitysaste $r^2 = 0,10$.

	MS	df	F	P
Metsäkeskus	4,18	12	29,81	< 0,001
Kartoitusvuosi	0,54	6	3,84	0,001
Metsäkeskus x kartoitusvuosi	0,49	71	3,47	< 0,001
Virhe	0,14	8884		



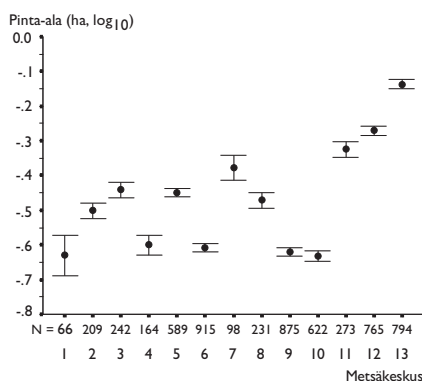
Kuva 29. Kallioiden log₁₀-muunnettu pinta-ala metsäkeskuksittain. Symbolit kuvastavat pinta-alan keskiarvoa ja keskiarvon keskivirhettä.

Norot ja pinta-ala

Noroja on aineistossa 5843 kappaletta. Norojen valtakunnallinen pinta-alan mediaani on 0,34 hehtaaria ja pinta-alan mediaani vaihtelee metsäkeskusten välillä 0,23:sta 0,70 hehtaariin. Norojen pinta-alaan on vaikutusta sekä metsäkeskuksella, kartoitusvuodella että näiden välisellä yhdysvaikutuksella (Taulukko 25). Metsäkeskusten välillä suurin keskimääräinen ero norojen pinta-alan mediaanissa on 67,1 % (Kuva 30). Absoluuttisesti tämä vastaa 0,47 hehtaaria. Kartoitusvuodella on vaikutus norojen pinta-alaan siten, että pinta-ala pienenee ja pieneneminen hidastuu kartoituksen edetessä (Kontrastitesti, lineaarinen estimaatti = $-0,17 \pm 0,04$ (SE), $P < 0,001$ ja toisen asteen (quadratic) estimaatti = $0,13 \pm 0,04$ (SE), $P < 0,001$). Norojen pinta-alan mediaani oli vuonna 1997 kartoitetuilla kohteilla 0,57 hehtaaria, kun vastaava luku vuonna 2003 oli 0,32 hehtaaria. Norojen pinta-ala on pienentynyt kartoituksen aikana absoluuttisesti mitaten 0,25 hehtaaria ja suhteellisesti mitaten 43,9 %. Metsäkeskuksen ja kartoitusvuoden välinen yhdysvaikutus norojen pinta-alaan (Taulukko 25) tarkoittaa sitä, että metsäkeskusten välillä on eroja siinä kuinka kohteiden pinta-ala muuttuu kartoituksen edetessä.

Taulukko 25. Varianssianalyysi norojen log₁₀-muunnatulle pinta-alalle. Riippumattomina muuttujina mallissa ovat metsäkeskus, kartoitusvuosi ja näiden yhdysvaikutus. Koko mallin selityaste $r^2 = 0,23$.

	MS	df	F	P
Metsäkeskus	4,33	12	33,46	< 0,001
Kartoitusvuosi	0,50	6	3,83	0,001
Metsäkeskus x kartoitusvuosi	0,41	71	3,18	< 0,001
Virhe	0,13	5753		



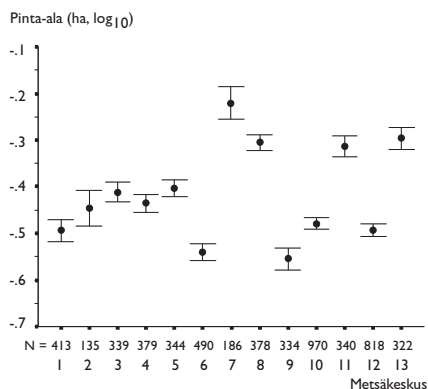
Kuva 30. Norojen log₁₀-muunnettu pinta-ala metsäkeskuksittain. Symbolit kuvastavat pinta-alan keskiarvoa ja keskiarvon keskivirhettä.

Lammet ja pinta-ala

Lampia on aineistossa 5448 kappaletta. Lampien valtakunnallinen pinta-alan mediaani on 0,38 hehtaaria ja pinta-alan mediaani vaihtelee metsäkeskusten välillä 0,30:sta 0,65 hehtaariin. Lampien pinta-alaan on vaikutusta sekä metsäkeskuksella, kartoitusvuodella että näiden välisellä yhdysvaikutuksella (Taulukko 26). Metsäkeskusten välillä suurin keskimääräinen ero lampien pinta-alan mediaanissa on 53,8 % (Kuva 31). Absoluuttisesti tämä vastaa 0,35 hehtaaria. Kartoitusvuodella on vaikutus lampien pinta-alaan siten, että pinta-ala pienenee kartoituksen edetessä (Kontrastitesti, lineaarinen estimaatti = $-0,07 \pm 0,03$ (SE), $P = 0,008$). Lampien pinta-alan mediaani oli vuonna 1997 kartoitetuilla kohteilla 0,50 hehtaaria, kun vastaava luku vuonna 2003 oli 0,34 hehtaaria. Lampien pinta-ala on pienentynyt kartoituksen aikana absoluuttisesti mitaten 0,16 hehtaaria ja suhteellisesti mitaten 32,0 %. Metsäkeskuksen ja kartoitusvuoden välinen yhdysvaikutus lampien pinta-alaan (Taulukko 26) tarkoittaa sitä, että metsäkeskusten välillä on eroja siinä kuinka kohteiden pinta-ala muuttuu kartoituksen edetessä.

Taulukko 26. Varianssianalyysi lampien \log_{10} -muunnetulle pinta-alalle. Riippumattomina muuttujina mallissa ovat metsäkeskus, kartoitusvuosi ja näiden yhdysvaikutus. Koko mallin selitysaste $r^2 = 0,09$.

	MS	df	F	P
Metsäkeskus	1,77	12	11,45	< 0,001
Kartoitusvuosi	0,73	6	4,72	< 0,001
Metsäkeskus x kartoitusvuosi	0,47	72	3,02	< 0,001
Virhe	0,16	5357		



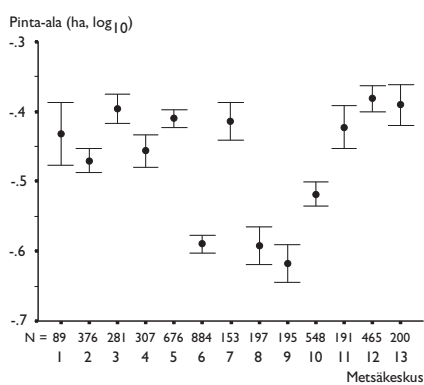
Kuva 31. Lampien \log_{10} -muunnettu pinta-ala metsäkeskuksittain. Symbolit kuvastavat pinta-alan keskiarvoa ja keskiarvon keskivirhettä.

Tuoreet lehdot ja pinta-ala

Tuoreita lehtoja on aineistossa 4562 kappaletta. Tuoreiden lehtojen valtakunnallinen pinta-alan mediaani on 0,33 hehtaaria ja pinta-alan mediaani vaihtelee metsäkeskusten välillä 0,24:stä 0,43 hehtaariin. Tuoreiden lehtojen pinta-alaan on vaikutusta metsäkeskuksella ja metsäkeskuksen sekä kartoitusvuoden yhdysvaikutuksella, mutta ei kartoitusvuodella (Taulukko 27). Metsäkeskusten välillä suurin keskimääräinen ero tuoreiden lehtojen pinta-alan mediaanissa on 44,2 % (Kuva 32). Absoluuttisesti tämä vastaa 0,19 hehtaaria. Kartoitusvuodella ei ollut päävaikutusta tuoreiden lehtojen pinta-alaan, mutta metsäkeskuksen ja kartoitusvuoden välinen yhdysvaikutus tuoreiden lehtojen pinta-alaan (Taulukko 27) tarkoittaa sitä, että metsäkeskusten välillä on eroja siinä, kuinka kohteiden pinta-ala muuttuu kartoituksen edetessä.

Taulukko 27. Varianssianalyysi tuoreiden lehtojen \log_{10} -muunnetulle pinta-alalle. Riippumattomina muuttujina mallissa ovat metsäkeskus, kartoitusvuosi ja näiden yhdysvaikutus. Koko mallin selitysaste $r^2 = 0,07$.

	MS	df	F	P
Metsäkeskus	0,98	12	6,88	< 0,001
Kartoitusvuosi	0,22	6	1,55	0,157
Metsäkeskus x kartoitusvuosi	0,25	72	1,76	< 0,001
Virhe	0,14	4471		



Kuva 32. Tuoreiden lehtojen \log_{10} -muunnettu pinta-ala metsäkeskuksittain. Symbolit kuvastavat pinta-alan keskiarvoa ja keskiarvon keskivirhettä.

Tulvaniitty ja luhdat ja pinta-ala

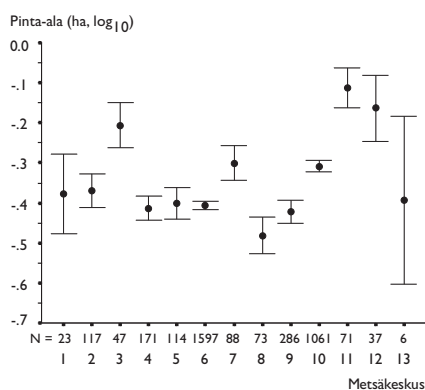
Tulvaniittyjä ja luhdia on aineistossa 3691 kappaletta. Tulvaniittyjen ja luhdien valtakunnallinen pinta-alan mediaani on 0,43 hehtaaria ja pinta-alan mediaani vaihtelee metsäkeskusten välillä 0,36:sta 0,82 hehtaariin. Tulvaniittyjen ja luhdien pinta-alaan on vaikutusta sekä metsäkeskuksella, kartoitusvuodella että näiden välisellä yhdysvaikutuksella (Taulukko 28). Metsäkeskusten välillä suurin keskimääräinen ero tulvaniittyjen ja luhdien pinta-alan mediaanissa on 56,1 % (Kuva 33). Absoluuttisesti tämä vastaa 0,46 hehtaaria. Kartoitusvuodella on vaikutus tulvaniittyjen ja luhdien pinta-alaan siten, että pinta-ala pienenee kartoituksen edetessä (Kontrastitesti, lineaarinen estimaatti = $-0,16 \pm 0,06$ (SE), $P = 0,011$). Tulvaniittyjen ja luhdien pinta-alan mediaani oli vuonna 1997 kartoitettavilla kohteilla 0,60 hehtaaria, kun vastaava luku vuonna 2003 oli 0,43 hehtaaria. Tulvaniittyjen ja luhdien pinta-ala on pienentynyt kartoituksen aikana absoluuttisesti mitaten 0,17 hehtaaria ja suhteellisesti mitaten 28,3 %. Metsäkeskuksen ja kartoitusvuoden välinen yhdysvaikutus tulvaniittyjen ja luhdien pinta-alaan (Taulukko 28) tarkoittaa sitä, että metsäkeskusten välillä on eroja siinä, kuinka kohteiden pinta-ala muuttuu kartoituksen edetessä.

Taulukko 28. Varianssianalyysi tulvaniittyjen ja luhtien \log_{10} -muunnetulle pinta-alalle. Riippumattomina muuttujina mallissa ovat metsäkeskus, kartoitusvuosi ja näiden yhdysvaikutus. Koko mallin selitysaste $r^2 = 0,06$.

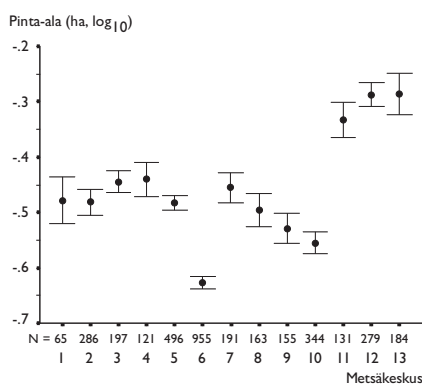
	MS	df	F	P
Metsäkeskus	1,12	12	5,63	< 0,001
Kartoitusvuosi	0,43	6	2,18	0,042
Metsäkeskus x kartoitusvuosi	0,30	68	1,51	0,005
Virhe	0,20	3604		

Taulukko 29. Varianssianalyysi rehevien korpien \log_{10} -muunnetulle pinta-alalle. Riippumattomina muuttujina mallissa ovat metsäkeskus, kartoitusvuosi ja näiden yhdysvaikutus. Koko mallin selitysaste $r^2 = 0,11$.

	MS	df	F	P
Metsäkeskus	1,95	12	15,63	< 0,001
Kartoitusvuosi	0,36	6	2,89	0,008
Metsäkeskus x kartoitusvuosi	0,13	70	1,07	0,328
Virhe	0,13	3478		



Kuva 33. Tulvaniittyjen ja luhtien \log_{10} -muunnettu pinta-ala metsäkeskuksittain. Symbolit kuvastavat pinta-alan keskiarvoa ja keskiarvon keskivirhettä.



Kuva 34. Rehevien korpien \log_{10} -muunnettu pinta-ala metsäkeskuksittain. Symbolit kuvastavat pinta-alan keskiarvoa ja keskiarvon keskivirhettä.

Rehevät korvet ja pinta-ala

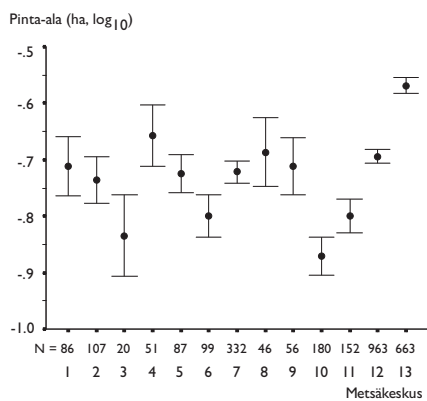
Reheviä korpia on aineistossa 3567 kappaletta. Rehevien korpien valtakunnallinen pinta-alan mediaani on 0,32 hehtaaria ja pinta-alan mediaani vaihtelee metsäkeskusten välillä 0,23:sta 0,52 hehtaariin. Rehevien korpien pinta-alaan on vaikutusta sekä metsäkeskuksella että kartoitusvuodella, mutta ei näiden välisellä yhdysvaikutuksella (Taulukko 29). Metsäkeskusten välillä suurin keskimääräinen ero rehevien korpien pinta-alan mediaanissa on 55,8 % (Kuva 34). Absoluuttisesti tämä vastaa 0,29 hehtaaria. Kartoitusvuodella on vaikutus rehevien korpien pinta-alaan siten, että pinta-ala pienenee kartoituksen edessä (Kontrastitesti, lineaarinen estimaatti = $-0,07 \pm 0,03$ (SE), $P = 0,042$). Rehevien korpien pinta-alan mediaani oli vuonna 1997 kartoitetuilla kohteilla 0,38 hehtaaria, kun vastaava luku vuonna 2003 oli 0,30 hehtaaria. Rehevien korpien pinta-ala on pienentynyt kartoituksen aikana absoluuttisesti mitaten 0,08 hehtaaria ja suhteellisesti mitaten 21,1 %.

Metsäsaarekkeet ja pinta-ala

Metsäsaarekkeita on aineistossa 2842 kappaletta. Metsäsaarekkeiden valtakunnallinen pinta-alan mediaani on 0,20 hehtaaria ja pinta-alan mediaani vaihtelee metsäkeskusten välillä 0,14:sta 0,28 hehtaariin. Metsäsaarekkeiden pinta-alaan on vaikutusta metsäkeskuksella ja metsäkeskuksen ja kartoitusvuoden yhdysvaikutuksella, mutta ei kartoitusvuodella (Taulukko 30). Metsäkeskusten välillä suurin keskimääräinen ero metsäsaarekkeiden pinta-alan mediaanissa on 50,0 % (Kuva 35). Absoluuttisesti tämä vastaa 0,14 hehtaaria. Kartoitusvuodella ei ole päävaikutusta metsäsaarekkeiden pinta-alaan, mutta metsäkeskuksen ja kartoitusvuoden välinen yhdysvaikutus metsäsaarekkeiden pinta-alaan (Taulukko 30) tarkoittaa sitä, että metsäkeskusten välillä on eroja siinä, kuinka kohteiden pinta-ala muuttuu kartoituksen edessä.

Taulukko 30. Varianssianalyysi metsäsaarekkeiden \log_{10} -muunnetulle pinta-alalle. Riippumattomina muuttujina mallissa ovat metsäkeskus, kartoitusvuosi ja näiden yhdysvaikutus. Koko mallin selitysaste $r^2 = 0,11$.

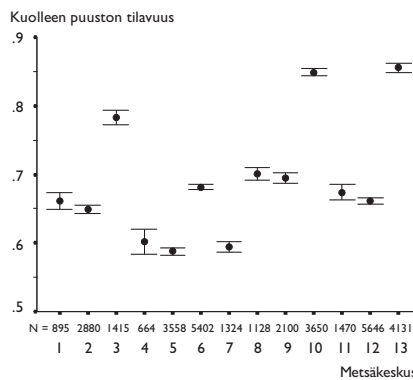
	MS	df	F	P
Metsäkeskus	0,81	12	5,92	< 0,001
Kartoitusvuosi	0,20	6	1,45	0,190
Metsäkeskus x kartoitusvuosi	0,33	70	2,39	< 0,001
Virhe	0,14	2753		



Kuva 35. Metsäsaarekkeiden \log_{10} -muunnettu pinta-ala metsäkeskuksittain. Symbolit kuvastavat pinta-alan keskiarvoa ja keskiarvon keskivirhettä.

Taulukko 31. Varianssianalyysi kuolleen puuston \log_{10} -muunnetulle tilavuudelle. Riippumattomina muuttujina mallissa ovat metsäkeskus, kartoitusvuosi ja näiden yhdysvaikutus. Koko mallin selitysaste $r^2 = 0,15$.

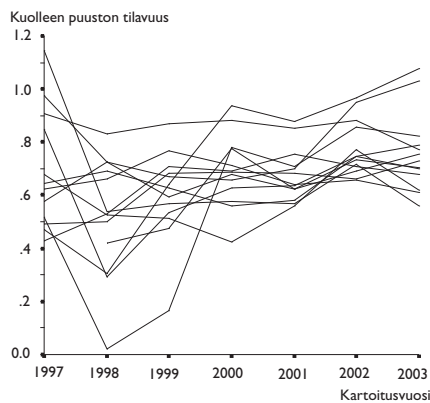
	MS	df	F	P
Metsäkeskus	9,10	12	83,11	< 0,001
Kartoitusvuosi	16,87	6	154,06	< 0,001
Metsäkeskus x kartoitusvuosi	4,43	71	40,46	< 0,001
Virhe	0,11	34173		



Kuva 36. METE-kohteiden kuolleen puuston \log_{10} -muunnettu tilavuus (kuutiometriä hehtaaria kohden) metsäkeskuksittain. Symbolit kuvastavat tilavuuden keskiarvoa ja keskiarvon keskivirhettä.

Kartoitusvuosi ja kuollut puusto

METE-kohteiden kuolleen puuston tilavuuteen on vaikutusta metsäkeskuksella, kartoitusvuodella sekä näiden välisellä yhdysvaikutuksella (Taulukko 31). Metsäkeskuksen vaikutus kuolleen puuston tilavuuteen on merkittävä (Kuva 36). Kuolleen puuston tilavuuden mediaani vaihtelee eri metsäkeskuksissa 2 ja 7 kuutiometrin ja keskiarvo 3,9 ja 10,7 kuutiometrin välillä hehtaaria kohden. Metsäkeskuksen ja kartoitusvuoden välisen yhdysvaikutuksen merkitys nähdään kuvasta 37. Kuolleen puuston tilavuus pääsääntöisesti kasvaa suhteessa kartoitusvuoteen (kartoitusvuoden päävaikutus Taulukossa 31), mutta metsäkeskusten välillä on eroja siinä, kuinka kartoitusvuosi vaikuttaa kuolleen puuston tilavuuteen. Käytännössä taulukon 31 tulokset kertovat kolme asiaa: metsäkeskusten välillä on eroja kuolleen puuston tilavuuksissa, kuolleen puuston kartoitusperusteet ovat muuttuneet kartoituksen edetessä tarkemmiksi johtaen suurempiin kuolleen puuston tilavuuksiin ja kuolleen puuston kartoitusperusteet ovat muuttuneet erityisesti metsäkeskusten välillä.



Kuva 37. METE-kohteiden kuolleen puuston \log_{10} -muunnettu tilavuus suhteessa kartoitusvuoteen metsäkeskuksittain. Jokainen viiva kuvastaa yhtä metsäkeskusta.

Yleisimpien elinympäristöjen kuolleen puuston tilavuudet

Kuten aiemmin jo osoitimme (ks. kohta "Yleisimpien elinympäristöjen pinta-alat") elinympäristöt eivät ole tasaisesti jakautuneet ympäri Suomen. Tämä luonnollinen syy saattaa selittää metsäkeskusten välisiä eroja kuolleen puuston tilavuuksissa varsinkin koska elinympäristöt eroavat kuolleen puuston tilavuuden suhteen (ks. kohta "Kuollut puusto ja päämonimuotoisuus"). Seuraavassa esitämme analyysit kymmenen yleisimmän elinympäristön kuolleen puuston tilavuudesta selvittääksemme, johtuuko metsäkeskusten välinen METE-kohteiden kuolleen puuston tilavuuden ero elinympäristöjen epätasaisesta valtakunnallisesta jakautumisesta. Yleisimmät elinympäristöt (ja niiden solmu-koodit) kaikkein yleisimmästä alkaen ovat purot (618), vähäpuustoiset suot (602), kalliit (540), lähteet (614), norot (623), lammet (613), tuoret lehdot (571) tulvaniityt ja luhdat (620), rehevät korvet (578) sekä metsäsaarekkeet (600).

Analyysistä ilmenee, että elinympäristön ja metsäkeskuksen välillä on yhdysvaikutus kuolleen puuston tilavuuteen (Taulukko 32). Tämä tarkoittaa sitä, että metsäkeskusten välillä on eroja kuolleen puuston tilavuuksissa saman elinympäristötyypin sisällä. Lisäksi on tärkeä huomata kolmitieyhdyksvaikutus elinympäristötyypin, metsäkeskuksen ja kartoitusvuoden välillä. Tämä monimutkainen yhdysvaikutus tarkoittaa sitä, että sen lisäksi, että saman elinympäristötyypin sisällä kuolleen puuston tilavuus eroaa metsäkeskusten välillä, kuolleen puuston tilavuus muuttuu kartoituksen edetessä eri tavoin metsäkeskusten välillä.

Taulukko 32. Varianssianalyysi kymmenen yleisimmän elinympäristön kuolleen puuston \log_{10} -muunnetulle tilavuudelle. Riippumattomina muuttujina mallissa ovat metsäkeskus, kartoitusvuosi, elinympäristö sekä kaikki näiden väliset yhdysvaikutukset. Koko mallin selitysaste $r^2 = 0,26$.

	MS	df	F	P
Metsäkeskus	2,77	12	28,14	< 0,001
Kartoitusvuosi	3,90	6	39,66	< 0,001
Elinympäristö	2,62	9	26,60	< 0,001
Metsäkeskus x kartoitusvuosi	1,17	71	11,94	< 0,001
Metsäkeskus x elinympäristö	0,34	106	3,49	< 0,001
Elinympäristö x kartoitusvuosi	0,24	54	2,40	< 0,001
Metsäkeskus x kartoitusvuosi x elinympäristö	0,22	537	2,22	< 0,001
Virhe	0,10	28218		

Koska elinympäristöjen määrä vaihtelee metsäkeskusten välillä, olemme seuraavassa analysoineet kymmenen yleisimmän elinympäristön kuolleen puuston tilavuuksia elinympäristökohtaisesti. Näiden analyysien tarkoituksena on selvittää kysymystä, johtuvatko metsäkeskusten välillä havaitut erot kaikkien METE-kohteiden kuolleen puuston tilavuuksissa siitä, että metsäkeskusten välillä on eroja elinympäristöjen suhteellisissa määrissä vai johtuvatko erot kuolleen puuston tilavuuksissa kartoitusperusteiden erilaisuudesta.

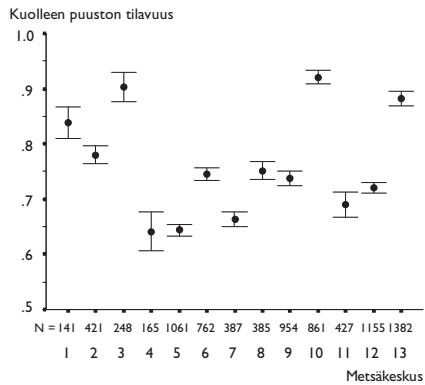
Teemme elinympäristökohtaiset analyysit runsausjärjestyksessä aloittaen kaikkein yleisimmästä elinympäristötyypistä eli puroista. Muiden elinympäristöjen kuin purojen osalta olemme laatineet kuvan vain metsäkeskusten välisistä eroista; muut tulokset ilmoitamme ainoastaan tekstissä. Tämä siksi, että tulokset ovat hyvin samansuuntaisia kaikkien elinympäristöjen osalta.

Purot ja kuollut puusto

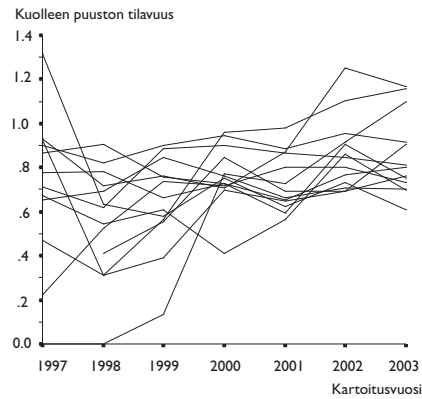
Purokohteiden valtakunnallinen kuolleen puuston tilavuuden mediaani on 5,0 kuutiometriä hehtaaria kohden ja tilavuuden mediaani vaihtelee metsäkeskusten välillä 3:sta 8 kuutiometriin hehtaaria kohden. Purojen kuolleen puuston tilavuuteen on vaikutusta sekä metsäkeskuksella, kartoitusvuodella että näiden välisellä yhdysvaikutuksella (Taulukko 33). Metsäkeskusten välillä suurin keskimääräinen ero purojen kuolleen puuston tilavuuden mediaanissa on 62,5 % (Kuva 38). Absoluuttisesti tämä vastaa 5 kuutiometriä hehtaaria kohden. Kartoitusvuodella on vaikutus purokohteiden kuolleen puuston tilavuuteen siten, että tilavuus kasvaa ja kasvu hieman kiihtyy kartoituksen edetessä (Kontrastitesti, lineaarinen estimaatti = $0,22 \pm 0,03$ (SE), $P < 0,001$ ja toisen asteen (quadratic) estimaatti = $0,06 \pm 0,03$ (SE), $P = 0,019$) (Kuva 39). Metsäkeskuksen ja kartoitusvuoden välinen yhdysvaikutus purojen kuolleen puuston tilavuuteen (Taulukko 33) tarkoittaa sitä, että metsäkeskusten välillä on eroja siinä, kuinka kuolleen puuston tilavuus muuttuu kartoituksen edetessä (Kuva 40).

Taulukko 33. Varianssianalyysi purojen kuolleen puuston \log_{10} -muunnetulle tilavuudelle. Riippumattomina muuttujina mallissa ovat metsäkeskus, kartoitusvuosi ja näiden välinen yhdysvaikutus. Koko mallin selitysaste $r^2 = 0,20$.

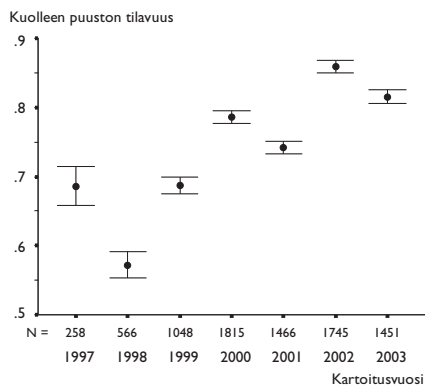
	MS	df	F	P
Metsäkeskus	3,26	12	25,76	< 0,001
Kartoitusvuosi	5,91	6	46,71	< 0,001
Metsäkeskus x kartoitusvuosi	1,83	71	14,43	< 0,001
Virhe	0,13	8259		



Kuva 38. Purojen kuolleen puuston \log_{10} -muunnettu tilavuus metsäkeskuksittain. Symbolit kuvastavat tilavuuden keskiarvoa ja keskiarvon keskivirhettä.



Kuva 40. Purojen kuolleen puuston \log_{10} -muunnettu tilavuus suhteessa kartoitusvuoteen metsäkeskuksittain. Jokainen viiva kuvastaa yhtä metsäkeskusta.



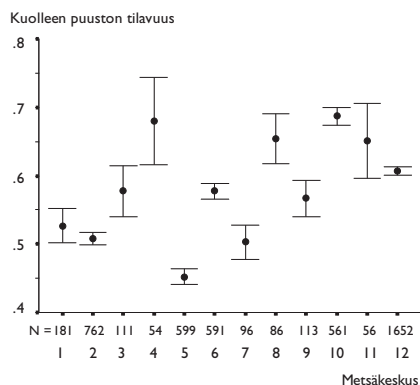
Kuva 39. Purojen kuolleen puuston \log_{10} -muunnettu tilavuus suhteessa kartoitusvuoteen. Symbolit kuvaavat pinta-alan keskiarvoa ja keskiarvon keskivirhettä.

Vähäpuustoiset suot ja kuollut puusto

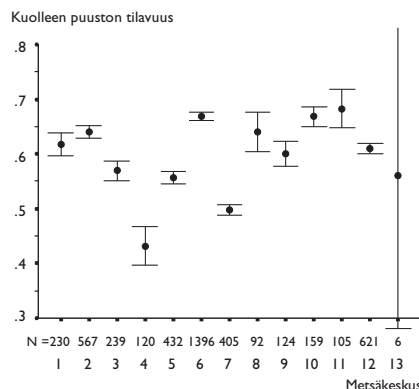
Vähäpuustoisten soiden valtakunnallinen kuolleen puuston tilavuuden mediaani on 2,0 kuutiometriä hehtaaria kohden ja tilavuuden mediaani vaihtelee metsäkeskusten välillä 1:stä 4 kuutiometriin hehtaaria kohden. Kuolleen puuston tilavuuteen vähäpuustoisilla soilla on vaikutusta sekä metsäkeskuksella, kartoitusvuodella että näiden välisellä yhdysvaikutuksella (Taulukko 34). Suurin keskimääräinen ero kuolleen puuston tilavuuden mediaanissa metsäkeskusten välillä on 75,0 % (Kuva 41). Absoluuttisesti ero on 3 kuutiometriä hehtaaria kohden. Kartoitusvuodella on vaikutus kuolleen puuston tilavuuteen vähäpuustoisilla soilla (Taulukko 34), mutta muutoksessa ei ole havaittavissa systemaattista lineaarista trendiä (Kontrastitestit, lineaarinen estimaatti = $-0,01 \pm 0,05$ (SE), $P = 0,792$). Metsäkeskuksen ja kartoitusvuoden välinen yhdysvaikutus vähäpuustoisten soiden kuolleen puuston tilavuuteen (Taulukko 34) tarkoittaa sitä, että metsäkeskusten välillä on eroja siinä, kuinka kuolleen puuston tilavuus muuttuu kartoituksen edetessä.

Taulukko 34. Varianssianalyysi vähäpuustoisten soiden kuolleen puuston \log_{10} -muunnetulle tilavuudelle. Riippumattomina muuttujina mallissa ovat metsäkeskus, kartoitusvuosi ja näiden yhdysvaikutus. Koko mallin selitysaste $r^2 = 0,12$.

	MS	df	F	P
Metsäkeskus	1,05	11	13,38	< 0,001
Kartoitusvuosi	0,42	6	5,36	< 0,001
Metsäkeskus x kartoitusvuosi	0,50	55	6,41	< 0,001
Virhe	0,08	4789		



Kuva 41. Vähäpuustoisten soiden kuolleen puuston \log_{10} -muunnettu tilavuus metsäkeskuksittain. Symbolit kuvastavat pinta-alan keskiarvoa ja keskiarvon keskivirhettä.



Kuva 42. Kallioiden kuolleen puuston \log_{10} -muunnettu tilavuus metsäkeskuksittain. Symbolit kuvastavat pinta-alan keskiarvoa ja keskiarvon keskivirhettä. Metsäkeskuksen numero 13 keskivirhe on erittäin suuri, koska tällä metsäkeskuksella on vain kuusi kallioelinympäristökohdetta

Kalliot ja kuollut puusto

Kallioiden valtakunnallinen kuolleen puuston tilavuuden mediaani on 3,0 kuutiometriä hehtaaria kohden ja tilavuuden mediaani vaihtelee metsäkeskusten välillä 1,5:stä 4,0 kuutiometriin hehtaaria kohden. Kallioiden kuolleen puuston tilavuuteen on vaikutusta sekä metsäkeskuksella, kartoitusvuodella että näiden välisellä yhdysvaikutuksella (Taulukko 35). Suurin keskimääräinen ero kuolleen puuston tilavuuden mediaanissa metsäkeskusten välillä on 62,5 % (Kuva 42). Absoluuttisesti ero on 2,5 kuutiometriä hehtaaria kohden. Kartoitusvuodella on vaikutus kallioiden kuolleen puuston tilavuuteen (Taulukko 35) siten, että tilavuus kasvaa kartoituksen edessä (Kontrastitesti, lineaarinen estimaatti = $0,14 \pm 0,03$ (SE), $P < 0,001$). Metsäkeskuksen ja kartoitusvuoden välinen yhdysvaikutus kallioiden kuolleen puuston tilavuuteen (Taulukko 35) tarkoittaa sitä, että metsäkeskusten välillä on eroja siinä, kuinka kuolleen puuston tilavuus muuttuu kartoituksen edessä.

Taulukko 35. Varianssianalyysi kallioiden kuolleen puuston \log_{10} -muunnellulle tilavuudelle. Riippumattomina muuttujina mallissa ovat metsäkeskus, kartoitusvuosi ja näiden yhdysvaikutus. Koko mallin selitysaste $r^2 = 0,18$.

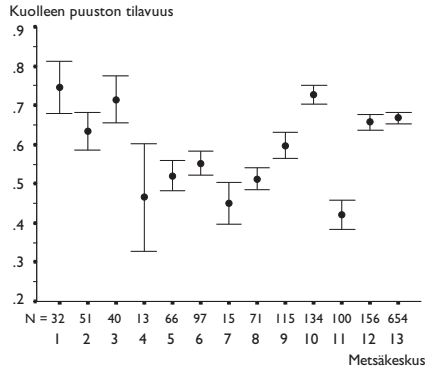
	MS	df	F	P
Metsäkeskus	0,86	12	14,14	< 0,001
Kartoitusvuosi	1,65	6	27,17	< 0,001
Metsäkeskus x kartoitusvuosi	0,45	66	7,41	< 0,001
Virhe	0,06	4411		

Lähteet ja kuollut puusto

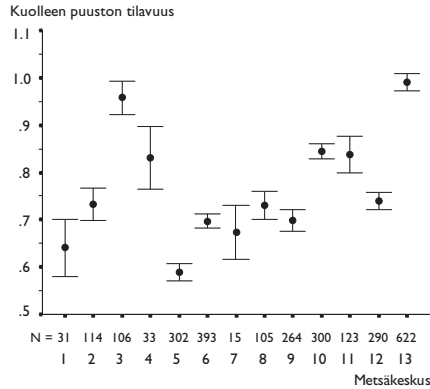
Lähteiden valtakunnallinen kuolleen puuston tilavuuden mediaani on 3,0 kuutiometriä hehtaaria kohden ja tilavuuden mediaani vaihtelee metsäkeskusten välillä 1,0:stä 5,0 kuutiometriin hehtaaria kohden. Lähteiden kuolleen puuston tilavuuteen on vaikutusta sekä metsäkeskuksella, kartoitusvuodella että näiden välisellä yhdysvaikutuksella (Taulukko 36). Suurin keskimääräinen ero lähteiden kuolleen puuston tilavuuden mediaanissa metsäkeskusten välillä on 80,0 % (Kuva 43). Absoluuttisesti tämä vastaa 4,0 kuutiometriä hehtaaria kohden. Kartoitusvuodella on vaikutus lähteiden kuolleen puuston tilavuuteen (Taulukko 36) siten, että tilavuus kasvaa kartoituksen edessä (Kontrastitesti, lineaarinen estimaatti = $0,15 \pm 0,07$ (SE), $P = 0,027$). Metsäkeskuksen ja kartoitusvuoden välinen yhdysvaikutus lähteiden kuolleen puuston tilavuuteen (Taulukko 36) tarkoittaa sitä, että metsäkeskusten välillä on eroja siinä kuinka kuolleen puuston tilavuus muuttuu kartoituksen edessä.

Taulukko 36. Varianssianalyysi lähteiden kuolleen puuston \log_{10} -muunnellulle tilavuudelle. Riippumattomina muuttujina mallissa ovat metsäkeskus, kartoitusvuosi ja näiden yhdysvaikutus. Koko mallin selitysaste $r^2 = 0,21$.

	MS	df	F	P
Metsäkeskus	0,33	12	3,24	< 0,001
Kartoitusvuosi	0,46	6	4,48	< 0,001
Metsäkeskus x kartoitusvuosi	0,26	63	2,57	< 0,001
Virhe	0,10	1462		



Kuva 43. Lähteiden kuolleen puuston \log_{10} -muunnettu tilavuus metsäkeskuksittain. Symbolit kuvastavat pinta-alan keskiarvoa ja keskiarvon keskivirhettä.



Kuva 44. Norojen kuolleen puuston \log_{10} -muunnettu tilavuus metsäkeskuksittain. Symbolit kuvastavat pinta-alan keskiarvoa ja keskiarvon keskivirhettä.

Norot ja kuollut puusto

Norojen valtakunnallinen kuolleen puuston tilavuuden mediaani on 5,0 kuutiometriä hehtaaria kohden ja tilavuuden mediaani vaihtelee metsäkeskusten välillä 2:sta 10 kuutiometriin hehtaaria kohden. Norojen kuolleen puuston tilavuuteen on vaikutusta sekä metsäkeskuksella, kartoitusvuodella että näiden välisellä yhdysvaikutuksella (Taulukko 37). Suurin keskimääräinen ero norojen kuolleen puuston tilavuuden mediaanissa metsäkeskusten välillä on 80,0 % (Kuva 44). Absoluuttisesti ero on 8 kuutiometriä hehtaaria kohden. Kartoitusvuodella on vaikutus norojen kuolleen puuston tilavuuteen (Taulukko 37) siten, että tilavuus kasvaa kartoituksen edetessä (Kontrastitesti, lineaarinen estimaatti = $0,15 \pm 0,05$ (SE), $P = 0,004$) Metsäkeskuksen ja kartoitusvuoden välinen yhdysvaikutus norojen kuolleen puuston tilavuuteen (Taulukko 37) tarkoittaa sitä, että metsäkeskusten välillä on eroja siinä, kuinka kuolleen puuston tilavuus muuttuu kartoituksen edetessä.

Taulukko 37. Varianssianalyysi norojen kuolleen puuston \log_{10} -muunnellulle tilavuudelle. Riippumattomina muuttujina mallissa ovat metsäkeskus, kartoitusvuosi ja näiden yhdysvaikutus. Koko mallin selitysaste $r^2 = 0,24$.

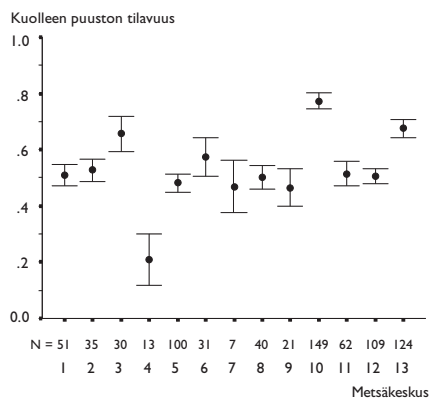
	MS	df	F	P
Metsäkeskus	1,15	12	9,95	< 0,001
Kartoitusvuosi	0,71	6	6,10	< 0,001
Metsäkeskus x kartoitusvuosi	0,58	65	4,96	< 0,001
Virhe	0,12	2614		

Lammet ja kuollut puusto

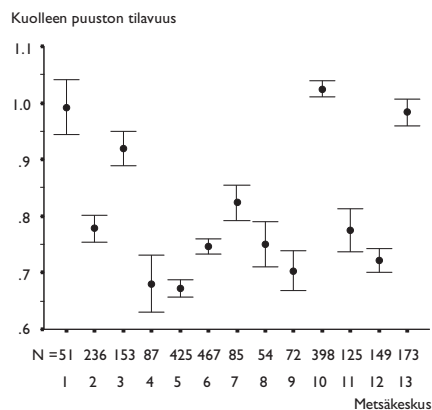
Lampien valtakunnallinen kuolleen puuston tilavuuden mediaani on 2,0 kuutiometriä hehtaaria kohden ja tilavuuden mediaani vaihtelee metsäkeskusten välillä 0:sta 4,0 kuutiometriin hehtaaria kohden. Kuolleen puuston tilavuuteen on vaikutusta sekä metsäkeskuksella, kartoitusvuodella että näiden välisellä yhdysvaikutuksella (Taulukko 38). Suurin keskimääräinen ero kuolleen puuston tilavuuden mediaanissa metsäkeskusten välillä on 100,0 % (Kuva 45). Absoluuttisesti ero on 4,0 kuutiometriä hehtaaria kohden. Kartoitusvuodella on vaikutus lampien kuolleen puuston tilavuuteen (Taulukko 38) siten, että tilavuus kasvaa kartoituksen edetessä (Kontrastitesti, lineaarinen estimaatti = $0,15 \pm 0,07$ (SE), $P = 0,030$). Metsäkeskuksen ja kartoitusvuoden välinen yhdysvaikutus kuolleen puuston tilavuuteen (Taulukko 38) tarkoittaa sitä, että metsäkeskusten välillä on eroja siinä, kuinka kuolleen puuston tilavuus muuttuu kartoituksen edetessä.

Taulukko 38. Varianssianalyysi kuolleen puuston \log_{10} -muunnellulle tilavuudelle lammissa. Riippumattomina muuttujina mallissa ovat metsäkeskus, kartoitusvuosi ja näiden yhdysvaikutus. Koko mallin selitysaste $r^2 = 0,29$.

	MS	df	F	P
Metsäkeskus	0,39	12	4,30	< 0,001
Kartoitusvuosi	0,21	6	2,26	0,036
Metsäkeskus x kartoitusvuosi	0,22	59	2,44	< 0,001
Virhe	0,09	694		



Kuva 45. Lampien kuolleen puuston \log_{10} -muunnettu tilavuus metsäkeskuksittain. Symbolit kuvastavat pinta-alan keskiarvoa ja keskiarvon keskivirhettä.



Kuva 46. Tuoreiden lehtojen kuolleen puuston \log_{10} -muunnettu tilavuus metsäkeskuksittain. Symbolit kuvastavat pinta-alan keskiarvoa ja keskiarvon keskivirhettä.

Tuoreet lehdot ja kuollut puusto

Tuoreiden lehtojen valtakunnallinen kuolleen puuston tilavuuden mediaani on 5,0 kuutiometriä hehtaaria kohden ja tilavuuden mediaani vaihtelee metsäkeskusten välillä 4,0:stä 10,0 kuutiometriin hehtaaria kohden. Tuoreiden lehtojen kuolleen puuston tilavuuteen on vaikutusta sekä metsäkeskuksella, kartoitusvuodella että näiden välisellä yhdysvaikutuksella (Taulukko 39). Suurin keskimääräinen ero kuolleen puuston tilavuuden mediaanissa metsäkeskusten välillä on 60,0 % (Kuva 46). Absoluuttisesti ero on 6 kuutiometriä hehtaaria kohden. Kartoitusvuodella on vaikutus tuoreiden lehtojen kuolleen puuston tilavuuteen (Taulukko 39) siten, että tilavuus kasvaa kartoituksen edetessä (Kontrastitesti, lineaarinen estimaatti = $0,16 \pm 0,05$ (SE), $P < 0,001$). Metsäkeskuksen ja kartoitusvuoden välinen yhdysvaikutus kuolleen puuston tilavuuteen (Taulukko 39) tarkoittaa sitä, että metsäkeskusten välillä on eroja siinä, kuinka kuolleen puuston tilavuus muuttuu kartoituksen edetessä.

Taulukko 39. Varianssianalyysi tuoreiden lehtojen kuolleen puuston \log_{10} -muunnellulle tilavuudelle. Riippumattomina muuttujina mallissa ovat metsäkeskus, kartoitusvuosi ja näiden yhdysvaikutus. Koko mallin selitysaste $r^2 = 0,26$.

	MS	df	F	P
Metsäkeskus	1,22	12	13,14	< 0,001
Kartoitusvuosi	1,02	6	10,90	< 0,001
Metsäkeskus x kartoitusvuosi	0,40	67	4,32	< 0,001
Virhe	0,09	2389		

Tulvaniitty, luhdat ja kuollut puusto

Tulvaniittyjen ja luhkien valtakunnallinen kuolleen puuston tilavuuden mediaani on 2,0 kuutiometriä hehtaaria kohden ja tilavuuden mediaani vaihtelee metsäkeskusten välillä 0,0:sta 8,0 kuutiometriin hehtaaria kohden. Tulvaniittyjen ja luhkien kuolleen puuston tilavuuteen on vaikutusta sekä metsäkeskuksella, kartoitusvuodella että näiden välisellä yhdysvaikutuksella (Taulukko 40). Suurin keskimääräinen ero tulvaniittyjen ja luhkien kuolleen puuston tilavuuden mediaanissa metsäkeskusten välillä on 100,0 % (Kuva 47). Absoluuttisesti ero on 8,0 kuutiometriä hehtaaria kohden. Kartoitusvuodella on vaikutus tulvaniittyjen ja luhkien kuolleen puuston tilavuuteen (Taulukko 40), mutta muutoksessa ei ole havaittavissa systemaattista lineaarista trendiä (Kontrastitesti, lineaarinen estimaatti = $-0,15 \pm 0,15$ (SE), $P = 0,325$). Metsäkeskuksen ja kartoitusvuoden välinen yhdysvaikutus kuolleen puuston tilavuuteen (Taulukko 40) tarkoittaa sitä, että metsäkeskusten välillä on eroja siinä, kuinka kuolleen puuston tilavuus muuttuu kartoituksen edetessä.

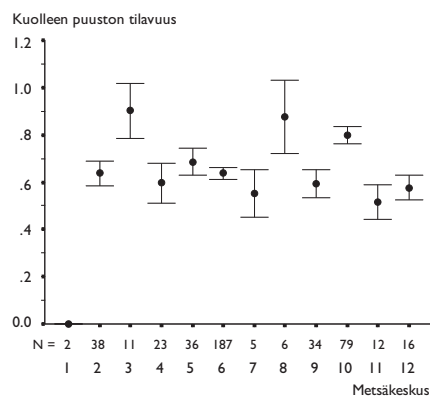
Koska metsäkeskuksen numero yksi alueella on vain kahdelta tulvaniityltä tai luhdalta kartoitettu lahopuu, ja molemmilla sitä on merkitty 0 kuutiometriä hehtaaria kohden, analysoimme aineiston myös ilman kyseistä metsäkeskusta. Tämä metsäkeskus ei juuri vaikuta tuloksiin, vaan ne pysyvät hyvin samanlaisina (Taulukko 41).

Taulukko 40. Varianssianalyysi tulvaniittyjen ja luhtien kuolleen puuston \log_{10} -muunnetulle tilavuudelle. Riippumattomina muuttujina mallissa ovat metsäkeskus, kartoitusvuosi ja näiden yhdysvaikutus. Koko mallin selitysaste $r^2 = 0,31$.

	MS	df	F	P
Metsäkeskus	0,58	11	6,23	< 0,001
Kartoitusvuosi	0,24	6	2,63	0,016
Metsäkeskus x kartoitusvuosi	0,31	37	3,30	< 0,001
Virhe	0,09	394		

Taulukko 41. Varianssianalyysi tulvaniittyjen ja luhtien kuolleen puuston \log_{10} -muunnetulle tilavuudelle, kun metsäkeskus numero 1 on jätetty analyysin ulkopuolelle. Riippumattomina muuttujina mallissa ovat metsäkeskus, kartoitusvuosi ja näiden yhdysvaikutus. Koko mallin selitysaste $r^2 = 0,30$.

	MS	df	F	P
Metsäkeskus	0,54	10	5,80	< 0,001
Kartoitusvuosi	0,28	6	3,07	0,006
Metsäkeskus x kartoitusvuosi	0,31	36	3,36	< 0,001
Virhe	0,09	394		



Kuva 47. Tulvaniittyjen ja luhtien kuolleen puuston \log_{10} -muunnettu tilavuus metsäkeskuksittain. Symbolit kuvastavat pinta-alan keskiarvoa ja keskiarvon keskivirhettä.

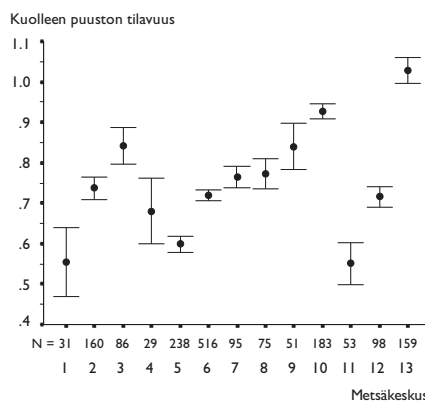
Rehevät korvet ja kuollut puusto

Rehevien korpien valtakunnallinen kuolleen puuston tilavuuden mediaani on 5,0 kuutiometriä hehtaaria kohden ja tilavuuden mediaani vaihtelee metsäkeskusten välillä 2,0:sta 12,0 kuutiometriin hehtaaria kohden. Rehevien korpien kuolleen puuston tilavuuteen on vaikutusta sekä metsäkeskuksella, kartoitusvuodella että näiden välisellä yhdysvaikutuksella (Taulukko 42). Suurin keskimääräinen ero kuolleen puuston tilavuuden mediaanissa metsäkeskusten välillä on 83,3 % (Kuva 48).

Absoluuttisesti ero on 10 kuutiometriä hehtaaria kohden. Kartoitusvuodella on vaikutus rehevien korpien kuolleen puuston tilavuuteen (Taulukko 42) siten, että kuolleen puuston tilavuus kasvaa kartoituksen edetessä (Kontrastitesti, lineaarinen estimaatti = $0,24 \pm 0,05$ (SE), $P < 0,001$). Metsäkeskuksen ja kartoitusvuoden välinen yhdysvaikutus kuolleen puuston tilavuuteen (Taulukko 42) tarkoittaa sitä, että metsäkeskusten välillä on eroja siinä, kuinka kuolleen puuston tilavuus muuttuu kartoituksen edetessä.

Taulukko 42. Varianssianalyysi rehevien korpien kuolleen puuston \log_{10} -muunnetulle tilavuudelle. Riippumattomina muuttujina mallissa ovat metsäkeskus, kartoitusvuosi ja näiden yhdysvaikutus. Koko mallin selitysaste $r^2 = 0,31$.

	MS	df	F	P
Metsäkeskus	1,04	12	11,89	< 0,001
Kartoitusvuosi	1,42	6	16,33	< 0,001
Metsäkeskus x kartoitusvuosi	0,42	65	4,87	< 0,001
Virhe	0,09	1690		



Kuva 48. Rehevien korpien kuolleen puuston \log_{10} -muunnettu tilavuus metsäkeskuksittain. Symbolit kuvastavat pinta-alan keskiarvoa ja keskiarvon keskivirhettä.

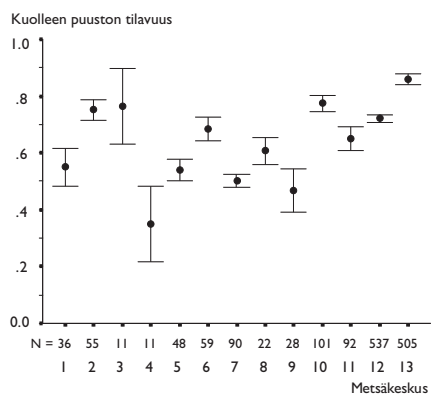
Metsäsaarekkeet ja kuollut puusto

Metsäsaarekkeiden valtakunnallinen kuolleen puuston tilavuuden mediaani on 5,0 kuutiometriä hehtaaria kohden ja tilavuuden mediaani vaihtelee metsäkeskusten välillä 0,0:sta 5,0 kuutiometriin hehtaaria kohden. Metsäsaarekkeiden kuolleen puuston tilavuuteen on vaikutusta sekä metsäkeskuksella, kartoitusvuodella että näiden välisellä yhdysvaikutuksella (Taulukko 43). Suurin keskimääräinen ero kuolleen puuston tilavuuden mediaanissa metsäkeskusten välillä on 100,0 %

(Kuva 49). Absoluuttisesti ero on 5,0 kuutiometriä hehtaaria kohden. Kartoitusvuodella on vaikutus kuolleen puuston tilavuuteen (Taulukko 43) siten, että kuolleen puuston tilavuus kasvaa kartoituksen edetessä (Kontrastitesti, lineaarinen estimaatti = $0,27 \pm 0,06$ (SE), $P < 0,001$). Metsäkeskuksen ja kartoitusvuoden välinen yhdysvaikutus kuolleen puuston tilavuuteen (Taulukko 43) tarkoittaa sitä, että metsäkeskusten välillä on eroja siinä kuinka kuolleen puuston tilavuus muuttuu kartoituksen edetessä.

Taulukko 43. Varianssianalyysi metsäsaarekkeiden kuolleen puuston \log_{10} -muunnetulle tilavuudelle. Riippumattomina muuttujina mallissa ovat metsäkeskus, kartoitusvuosi ja niiden yhdysvaikutus. Koko mallin selitysaste $r^2 = 0,26$.

	MS	df	F	P
Metsäkeskus	0,54	12	4,95	< 0,001
Kartoitusvuosi	0,55	6	5,09	< 0,001
Metsäkeskus x kartoitusvuosi	0,47	60	4,35	< 0,001
Virhe	0,11	1516		



Kuva 49. Metsäsaarekkeiden kuolleen puuston \log_{10} -muunnettu tilavuus metsäkeskuksittain. Symbolit kuvastavat pinta-alan keskiarvoa ja keskiarvon keskivirhettä.

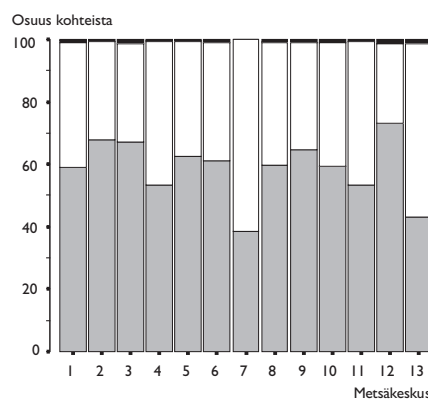
Lisämääreet 40, 43, 44 ja 45

Lisämääreiden 40, 43, 44 ja 45 suhteellisissa käytöissä on eroja metsäkeskusten välillä (Chi-square-testi $\chi^2 = 7146,42$, $df = 36$, $P < 0,001$) (Taulukko 44, Kuva 50). METE-kohteiden (lisämääre 43) osuus kaikista kohteista on suurimmillaan 73,3 % ja pienimmillään 38,6 %. Ero on suhteellisesti mitaten 52,7 %. Mahdollisia METE-kohteita (lisämääre 45) on

ohjeen vastaisesti tallennettu aineistoon kaikissa metsäkeskuksissa. On kuitenkin huomattava, että näiden kohteiden osuus kaikista metsäkeskusten kohteista jää kaikissa tapauksissa alle kahden prosentin vaihdellen 0,0 prosentista 1,5 prosenttiin. Taulukossa 44 olemme esittäneet metsäkeskuksittain käytettyjen lisämääreiden kappalemäärän ja osuuden kaikista kyseisen metsäkeskuksen kohteista.

Taulukko 44. Lisämääreiden kappalemäärä ja prosentuaalinen osuus kaikista kyseisen metsäkeskuksen kohteista (sulkeissa) metsäkeskuksittain.

Metsäkeskus	40	43	44	45
1	2488 (39,8)	3697 (59,1)	50 (0,8)	21 (0,3)
2	2654 (31,3)	5754 (67,9)	10 (0,1)	56 (0,7)
3	2134 (31,5)	4546 (67,0)	13 (0,2)	91 (1,3)
4	4336 (45,9)	5050 (53,5)	15 (0,2)	38 (0,4)
5	4574 (36,7)	7823 (62,7)	18 (0,1)	65 (0,5)
6	9371 (37,6)	15262 (61,2)	39 (0,2)	262 (1,1)
7	7455 (61,4)	4690 (38,6)	0 (0,0)	1 (0,0)
8	3223 (39,2)	4914 (59,8)	13 (0,2)	72 (0,9)
9	4362 (34,4)	8179 (64,6)	15 (0,1)	113 (0,9)
10	8051 (39,7)	12035 (59,4)	4 (0,0)	169 (0,8)
11	3408 (45,9)	3955 (53,3)	2 (0,0)	57 (0,8)
12	4873 (25,2)	14167 (73,3)	10 (0,1)	273 (1,4)
13	8274 (55,5)	6415 (43,0)	4 (0,0)	225 (1,5)



Kuva 50. Lisämääreiden 43 (harmaa), 40 (valkoinen) sekä 44 ja 45 (musta) käyttö metsäkeskuksittain. Pylväät kuvastavat kunkin lisämääreen osuutta (%) kaikista kyseisen metsäkeskuksen kohteista.

Kasvillisuusvyöhykkeet, pinta-ala ja kuollut puusto

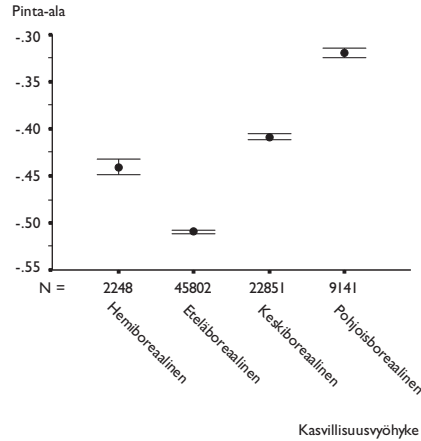
METE-kartoitus on toteutettu neljän kasvillisuusvyöhykkeen alueella. Kasvillisuusvyöhykkeet ovat etelästä pohjoiseen hemiboreaalin, eteläboreaalin, keskiboreaalin ja pohjoisboreaalin vyöhyke (ESSU-työryhmä 2000). Maantieteellisesti erillaiset alueet on jaettu kasvillisuusvyöhykkeisiin, koska alueet eroavat toisistaan kasvillisuutensa suhteen huomattavasti. Nämä erot todennäköisesti tuovat luonnollisia eroja METE-aineistoon. Seuraavassa analysoimme kasvillisuusvyöhykkeen vaikutusta kohteiden pinta-alaan ja kohteiden kuolleen puuston tilavuuteen.

METE-kohteiden pinta-aloissa on eroja kasvillisuusvyöhykkeiden välillä (Taulukko 45, Kuva 51). Parittaiset vertailut osoittavat, että kohteiden pinta-ala eroaa kaikkien kasvillisuusvyöhykkeiden välillä (Taulukko 46). On kuitenkin huomattava, että kasvillisuusvyöhykkeen ja elinympäristön välillä on myös yhdysvaikutus kohteiden pinta-alaan (Taulukko 45). Tämä yhdysvaikutus tarkoittaa sitä, että samojen elinympäristöjen pinta-ala vaihtelee kasvillisuusvyöhykkeiden välillä (Kuva 52)

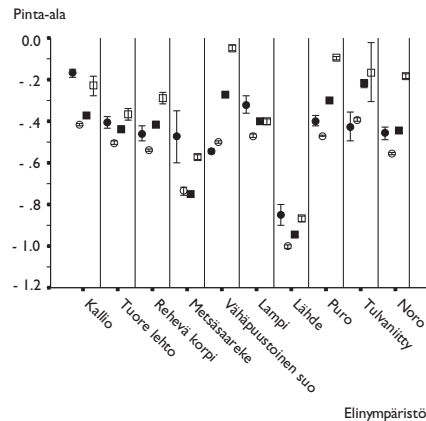
Kuolleen puuston tilavuudessa on eroja kasvillisuusvyöhykkeiden välillä (Taulukko 47, Kuva 53). Parittaiset vertailut osoittavat, että kuolleen puuston tilavuus eroaa lähes kaikkien kasvillisuusvyöhykkeiden välillä (Taulukko 48). On kuitenkin huomattava, että kasvillisuusvyöhykkeen ja elinympäristön välillä on myös yhdysvaikutus (Taulukko 47). Tämä yhdysvaikutus tarkoittaa sitä, että samoilla elinympäristöillä kuolleen puuston tilavuus vaihtelee kasvillisuusvyöhykkeiden välillä (Kuva 54)

Taulukko 45. Varianssianalyysi kymmenen yleisimmän elinympäristön \log_{10} -muunnetulle pinta-alle. Riippumattomina muuttujina mallissa ovat kasvillisuusvyöhyke, elinympäristö sekä näiden välinen yhdysvaikutus. Koko mallin selitysaste $r^2 = 0,17$.

	MS	df	F	P
Kasvillisuusvyöhyke	39,28	3	226,39	< 0,001
Elinympäristö	30,80	9	177,51	< 0,001
Kasvillisuusvyöhyke x elinympäristö	7,14	27	41,15	< 0,001
Virhe	0,17	80002		



Kuva 51. \log_{10} -muunnettu pinta-ala kasvillisuusvyöhykkeittäin.



Kuva 52. METE-kohteiden \log_{10} -muunnettu pinta-ala elinympäristöittäin ja kasvillisuusvyöhykkeittäin. Vaaka-akselilla on elinympäristötyyppi jaettuna kasvillisuusvyöhykkeittäin. Musta ympyrä kuvastaa hemiboreaalista, avoin ympyrä eteläboreaalista, musta neliö keskiboreaalista ja avoin neliö pohjoisboreaalista kasvillisuusvyöhykettä. Pystyakselilla on kohteiden pinta-ala. Pystyviivat erottavat elinympäristöt toisistaan ja on piirretty kuvaan helpottamaan kuvan tulkintaa.

Taulukko 46. Parittaiset vertailut kohteiden \log_{10} -muunnetulle pinta-alalle kasvillisuusvyöhykkeiden välillä. Tukey-testi, MD (mean difference) = keskimääräinen ero, SE = keskimääräisen eron keskivirhe, P = todennäköisyys.

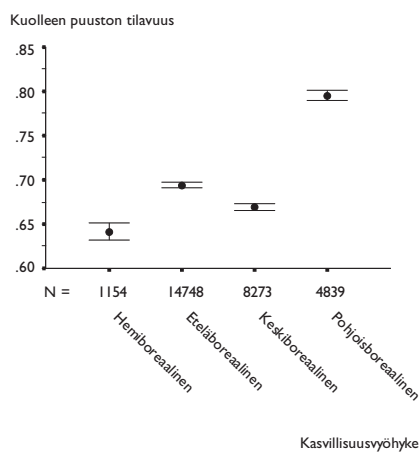
		MD ± SE	P
Hemiboreaalinen	Eteläboreaalinen	0,07 ± 0,01	< 0,001
	Keskiboreaalinen	-0,03 ± 0,01	0,003
	Pohjoisboreaalinen	-0,12 ± 0,01	< 0,001
Eteläboreaalinen	Keskiboreaalinen	-0,10 ± 0,00	< 0,001
	Pohjoisboreaalinen	-0,19 ± 0,00	< 0,001
Keskiboreaalinen	Pohjoisboreaalinen	-0,09 ± 0,01	< 0,001

Taulukko 47. Varianssianalyysi kymmenen yleisimmän elinympäristön kuolleen puuston \log_{10} -muunnetulle tilavuudelle. Riippumattomina muuttujina mallissa ovat kasvillisuusvyöhyke, elinympäristö sekä näiden välinen yhdysvaikutus. Koko mallin selitysaste $r^2 = 0,08$.

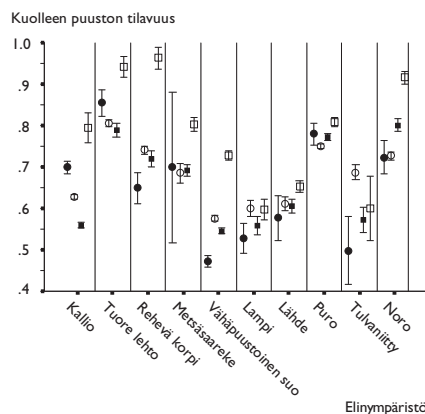
	MS	df	F	P
Kasvillisuusvyöhyke	1,85	3	15,46	< 0,001
Elinympäristö	10,62	9	89,00	< 0,001
Kasvillisuusvyöhyke x elinympäristö	1,10	27	9,18	< 0,001
Virhe	0,12	28974		

Taulukko 48. Parittaiset vertailut kohteiden \log_{10} -muunnetulle kuolleen puuston tilavuudelle kasvillisuusvyöhykkeiden välillä. Tukey-testi, MD (mean difference) = keskimääräinen ero, SE = keskimääräisen eron keskivirhe, P = todennäköisyys.

		MD ± SE	P
Hemiboreaalinen	Eteläboreaalinen	-0,05 ± 0,01	< 0,001
	Keskiboreaalinen	-0,03 ± 0,01	0,057
	Pohjoisboreaalinen	-0,15 ± 0,01	< 0,001
Eteläboreaalinen	Keskiboreaalinen	0,03 ± 0,00	< 0,001
	Pohjoisboreaalinen	-0,10 ± 0,01	< 0,001
Keskiboreaalinen	Pohjoisboreaalinen	-0,13 ± 0,01	< 0,001



Kuva 53. Kuolleen puuston \log_{10} -muunnettu tilavuus kasvillisuusvyöhykkeittäin.



Kuva 54. Kuolleen puuston \log_{10} -muunnettu tilavuus elinympäristöittäin ja kasvillisuusvyöhykkeittäin. Vaakakselilla on elinympäristötyyppi jaettuna kasvillisuusvyöhykkeittäin. Musta ympyrä kuvastaa hemiboreaalista, avoin ympyrä eteläboreaalista, musta neliö keskiboreaalista ja avoin neliö pohjoisboreaalista kasvillisuusvyöhykettä. Pystyakselilla on kohteiden kuolleen puuston tilavuus. Pystyviivat erottavat elinympäristöt toisistaan ja on piirretty kuvaan helpottamaan kuvan tulkintaa.

Koska kasvillisuusvyöhykkeiden välillä on mitä todennäköisimmin luonnollisia eroja kohteiden pinta-aloissa ja kuolleen puuston tilavuudessa, analysoimme seuraavassa pinta-aloja ja kuolleen puuston tilavuuksia kasvillisuusvyöhykkeittäin. Tämä analyysi kertoo, onko metsäkeskusten välillä eroja näissä muuttujissa saman kasvillisuusvyöhykkeen sisällä.

Hemiboreaalin kasvillisuusvyöhykke, kohteiden pinta-ala ja kuolleen puuston tilavuus

Hemiboreaalin kasvillisuusvyöhykkeen sisällä kohteiden pinta-alaan oli vaikutusta sekä elinympäristöllä että elinympäristön ja metsäkeskuksen välisellä yhdysvaikutuksella (Taulukko 49). Yhdysvaikutus tarkoittaa sitä, että saman elinympäristön pinta-ala vaihtelee metsäkeskusten välillä. Kuolleen puuston tilavuuteen oli vaikutusta sekä metsäkeskuksella että elinympäristöllä, mutta ei näiden välisellä yhdysvaikutuksella (Taulukko 50). Yhdysvaikutuksen puuttuminen tarkoittaa sitä, että kuolleen puuston määrä ei eroa elinympäristön sisällä metsäkeskusten välillä.

Taulukko 49. Varianssianalyysi kymmenen yleisimmän elinympäristön \log_{10} -muunnetulle pinta-alalle. Riippumattomina muuttujina mallissa ovat metsäkeskus, elinympäristö sekä näiden välinen yhdysvaikutus. Koko mallin selitysaste $r^2 = 0,15$.

	MS	df	F	P
Metsäkeskus	0,05	2	0,31	0,735
Elinympäristö	3,19	9	21,85	< 0,001
Metsäkeskus x elinympäristö	0,42	12	2,89	0,001
Virhe	0,15	2224		

Taulukko 50. Varianssianalyysi kymmenen yleisimmän elinympäristön kuolleen puuston \log_{10} -muunnetulle tilavuudelle. Riippumattomina muuttujina mallissa ovat metsäkeskus, elinympäristö sekä näiden välinen yhdysvaikutus. Koko mallin selitysaste $r^2 = 0,22$.

	MS	df	F	P
Metsäkeskus	0,66	2	8,05	< 0,001
Elinympäristö	0,88	9	10,69	< 0,001
Metsäkeskus x elinympäristö	0,14	11	1,74	0,060
Virhe	0,08	1131		

Eteläboreaalin kasvillisuusvyöhykke, kohteiden pinta-ala ja kuolleen puuston tilavuus

Eteläboreaalin kasvillisuusvyöhykkeen sisällä kohteiden pinta-alaan oli vaikutusta metsäkeskuksella ja elinympäristöllä sekä elinympäristön ja metsäkeskuksen välisellä yhdysvaikutuksella (Taulukko 51). Yhdysvaikutus tarkoittaa sitä, että saman elinympäristön pinta-ala vaihtelee metsäkeskusten välillä. Kuolleen puuston tilavuuteen oli vaikutusta metsäkeskuksella ja elinympäristöllä sekä näiden välisellä yhdysvaikutuksella (Taulukko 52). Yhdysvaikutus tarkoittaa sitä, että kuolleen puuston määrä eroaa elinympäristön sisällä metsäkeskusten välillä.

Taulukko 51. Varianssianalyysi kymmenen yleisimmän elinympäristön \log_{10} -muunnetulle pinta-alalle. Riippumattomina muuttujina mallissa ovat metsäkeskus, elinympäristö sekä näiden välinen yhdysvaikutus. Koko mallin selitysaste $r^2 = 0,13$.

	MS	df	F	P
Metsäkeskus	4,15	9	27,13	< 0,001
Elinympäristö	7,61	9	49,77	< 0,001
Metsäkeskus x elinympäristö	1,47	80	9,64	< 0,001
Virhe	0,15	45703		

Taulukko 52. Varianssianalyysi kymmenen yleisimmän elinympäristön kuolleen puuston \log_{10} -muunnetulle tilavuudelle. Riippumattomina muuttujina mallissa ovat metsäkeskus, elinympäristö sekä näiden välinen yhdysvaikutus. Koko mallin selitysaste $r^2 = 0,14$.

	MS	df	F	P
Metsäkeskus	6,76	9	65,26	< 0,001
Elinympäristö	4,28	9	41,27	< 0,001
Metsäkeskus x elinympäristö	0,52	77	5,01	< 0,001
Virhe	0,10	14652		

Keskiboreaalin kasvillisuusvyöhykke, kohteiden pinta-ala ja kuolleen puuston tilavuus

Keskiboreaalin kasvillisuusvyöhykkeen sisällä kohteiden pinta-alaan oli vaikutusta metsäkeskuksella ja elinympäristöllä sekä elinympäristön ja metsäkeskuksen välisellä yhdysvaikutuksella (Taulukko 53). Yhdysvaikutus tarkoittaa sitä, että saman elinympäristön pinta-ala vaihtelee metsäkeskusten välillä. Kuolleen puuston tilavuuteen oli vaikutusta myös metsäkeskuksella ja elinympäristöllä sekä näiden välisellä yhdysvaikutuksella (Taulukko 54). Yhdysvaikutus tarkoittaa sitä, että kuolleen puuston määrä samalla elinympäristöllä eroaa metsäkeskusten välillä.

Taulukko 53. Varianssianalyysi kymmenen yleisimmän elinympäristön \log_{10} -muunnetulle pinta-alalle. Riippumattomina muuttujina mallissa ovat metsäkeskus, elinympäristö sekä näiden välinen yhdysvaikutus. Koko mallin selitysaste $r^2 = 0,28$.

	MS	df	F	P
Metsäkeskus	7,08	9	39,40	< 0,001
Elinympäristö	30,03	9	167,24	< 0,001
Metsäkeskus x elinympäristö	2,93	80	16,34	< 0,001
Virhe	0,18	22752		

Taulukko 54. Varianssianalyysi kymmenen yleisimmän elinympäristön kuolleen puuston \log_{10} -muunnetulle tilavuudelle. Riippumattomina muuttujina mallissa ovat metsäkeskus, elinympäristö sekä näiden välinen yhdysvaikutus. Koko mallin selitysaste $r^2 = 0,20$.

	MS	df	F	P
Metsäkeskus	1,86	9	19,14	< 0,001
Elinympäristö	0,76	9	7,77	< 0,001
Metsäkeskus x elinympäristö	0,40	74	4,13	< 0,001
Virhe	0,10	8180		

Taulukko 55. Varianssianalyysi kymmenen yleisimmän elinympäristön \log_{10} -muunnetulle pinta-alalle. Riippumattomina muuttujina mallissa ovat metsäkeskus, elinympäristö sekä näiden välinen yhdysvaikutus. Koko mallin selitysaste $r^2 = 0,33$.

	MS	df	F	P
Metsäkeskus	1,48	1	8,43	0,004
Elinympäristö	56,81	9	324,52	< 0,001
Metsäkeskus x elinympäristö	2,53	7	14,44	< 0,001
Virhe	0,18	9123		

Taulukko 56. Varianssianalyysi kymmenen yleisimmän elinympäristön kuolleen puuston \log_{10} -muunnetulle tilavuudelle. Riippumattomina muuttujina mallissa ovat metsäkeskus, elinympäristö sekä näiden välinen yhdysvaikutus. Koko mallin selitysaste $r^2 = 0,08$.

	MS	df	F	P
Metsäkeskus	0,35	1	2,25	0,134
Elinympäristö	2,11	9	13,56	< 0,001
Metsäkeskus x elinympäristö	1,38	7	8,88	< 0,001
Virhe	0,16	4821		

Pohjoisboreaalinen kasvillisuusvyöhyke, kohteiden pinta-ala ja kuolleen puuston tilavuus

Pohjoisboreaalisen kasvillisuusvyöhykkeen sisällä kohteiden pinta-alaan oli vaikutusta metsäkeskuksella ja elinympäristöllä sekä elinympäristön ja metsäkeskuksen välisellä yhdysvaikutuksella (Taulukko 55). Yhdysvaikutus tarkoittaa sitä, että saman elinympäristön pinta-ala vaihtelee metsäkeskusten välillä. Kuolleen puuston tilavuuteen oli vaikutusta elinympäristöllä, mutta ei metsäkeskuksella. Vaikutusta oli kuitenkin näiden välisellä yhdysvaikutuksella (Taulukko 56). Yhdysvaikutus tarkoittaa sitä, että kuolleen puuston määrä samalla elinympäristöllä eroaa metsäkeskusten välillä.

Laadunvarmistus 2003

Vuoden 2003 laadunvarmistuksessa on valtakunnallisesti löytynyt METE-kohteita (43) ja muita arvokkaita elinympäristöjä (40) yhteensä 456 kohdetta. Alkuperäisessä kartoituksessa löytyi 365 kohdetta, mikä tarkoittaa sitä, että 20,0 % kohteista on löytämättä. Taulukosta 57 nähdään, kuinka kohteet jakautuivat lisämääreisiin 40 ja 43 alkuperäisessä kartoituksessa ja laadunvarmistuksen jälkeen. Alkuperäisessä kartoituksessa löydettyistä 365 kohteesta kaikkiaan 103 (28,2 %) oli virheellisesti merkitty joko lisämääreen, monimuotoisuuden tai pinta-alan suhteen. METE-kohteista kaikkiaan 77 (27,3 %) ja muista arvokkaista kohteista kaikkiaan 26 (31,3 %) oli virheellisesti merkitty joko lisämääreen, monimuotoisuuden tai pinta-alan suhteen. METE-kohteilla olevien virheiden määrä ja osuus metsäkeskuksittain on nähtävissä taulukosta 58. 16 kohteella (15,5 % kohteista, joilla virheitä havaittu) oli useampi kuin yksi virhe. 23 METE-kohdetta (8,2 % kaikista METE-kohteista) on merkitty METE-kohteiksi väärin perustein ja näiden status on poistettu tai muutettu laadunvarmistuksessa. Toisaalta 8 kohdetta on muuttunut muusta tärkeästä elinympäristöstä METE-kohteeksi (9,6 % kaikista muista arvokkaista elinympäristöistä) ja uusia METE kohteita on löytynyt 52 kappaletta (16,3 % kaikista laadunvarmistuksessa löytyneistä METE-kohteista).

Laadunvarmistuskartoituksessa ilmenneiden virheiden määrässä on eroa metsäkeskusten välillä (Chi-square-testi $\chi^2 = 62,14$, $df = 12$, $P < 0,001$; $eta = 0,47$). Joillakin metsäkeskuksilla ei alkuperäisen METE-kartoituksen tiedoissa ilmennyt ainuttakaan virhettä, kun toisilla metsäkeskuksilla virheitä oli jopa yli puolella METE-kohteista (Taulukko 58). Kun virheitä lisämääreissä, monimuotoisuuskoodissa ja pinta-aloissa tarkastellaan erikseen, havaitaan, että metsäkeskusten välillä on eroja virheiden määrässä monimuotoisuuskoodissa ja pinta-alassa, mutta ei lisämääreissä (lisämääre: Chi-square-testi $\chi^2 = 19,98$, $df = 12$, $P = 0,068$, $eta = 0,27$; monimuotoisuuskoodi: Chi-square-testi $\chi^2 = 33,77$, $df = 12$, $P = 0,001$; $eta = 0,35$; pinta-ala: Chi-square test $\chi^2 = 49,41$, $df = 12$, $P < 0,001$; $eta = 0,42$).

METE-kohteiden pinta-aloissa olleet virheet olivat suuntaa-antavasti kasvattaneet kohteiden pinta-aloja (Taulukko 59). Metsäkeskusten välillä on eroja siinä, kuinka pinta-alat ovat muuttuneet (taulukko 59). Tämä ero selittyy suurelta osin sillä, että Pohjois-Pohjanmaan Metsäkeskuksessa pinta-ala on laadunvarmistuksen yhteydessä kasvanut reippaasti (kasvun keskiarvo 0,36 hehtaaria).

Taulukko 57. Kohteiden määrä ja jakautuminen lisämääreisiin 40 ja 43 alkuperäisessä kartoituksessa ja laadunvarmistus-kartoituksen jälkeen.

Lisämääre	Alkuperäinen kartoitus (kpl)	Laadunvarmistus (kpl)	Poistettuja kohteita (kpl)	Muuttuneita kohteita (kpl)	Uusia kohteita (kpl)
40	83	137	1	9	46
43	282	319	6	23	52
Yhteensä	365	456	7	32	98

Taulukko 58. Laadunvarmistuksen yhteydessä löytyneet virheet METE-kohteilla vuonna 2003.

Metsäkeskus	METE-kohteet kpl	Virheiden määrä kpl (%)	Virhe lisämääreessä kpl (%)	Virhe monimuotoisuudessa kpl (%)	Virhe pinta-alassa kpl (%)
Rannikko	31	3 (9,7)	3 (9,7)	3 (9,7)	1 (3,2)
Lounais-Suomi	20	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)
Häme-Uusimaa	20	10 (50,0)	3 (15,0)	5 (25,0)	4 (20,0)
Kaakkois-Suomi	16	5 (31,3)	4 (25,0)	1 (6,3)	1 (6,3)
Pirkanmaa	23	11 (47,8)	3 (13,0)	1 (4,3)	7 (30,4)
Etelä-Savo	37	4 (10,8)	1 (2,7)	2 (5,4)	3 (8,1)
Etelä-Pohjanmaa	14	7 (50,0)	1 (7,1)	4 (28,6)	5 (35,7)
Keski-Suomi	20	2 (10,0)	0 (0,0)	2 (10,0)	0 (0,0)
Pohjois-Savo	22	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)
Pohjois-Karjala	19	10 (52,6)	4 (21,1)	1 (5,3)	8 (42,1)
Kainuu	20	10 (50,0)	2 (10,0)	7 (35,0)	3 (15,0)
Pohjois-Pohjanmaa	20	11 (55,0)	1 (5,0)	2 (10,0)	9 (45,0)
Lappi	20	4 (20,0)	1 (5,0)	0 (0,0)	3 (15,0)
Yhteensä	282	77 (28,1)	23 (8,2)	28 (9,9)	44 (15,6)

Taulukko 59. Repeated measures ANOVA METE-kohteiden pinta-alan muutokselle. Riippumattomina muuttujina mallissa ovat pinta-alan toistomittaus (alkuperäinen pinta-ala ja laadunvarmistuksessa havaittu pinta-ala) sekä toistomittauksen ja metsäkeskuksen välinen yhdysvaikutus.

	MS	df	F	P
Toistomittaus	0,07	1	3,05	0,082
Toistomittaus x metsäkeskus	0,10	12	4,56	< 0,001
Virhe	0,02	246		

Erillisanalyysi Keski-Suomen Metsäkeskuksen aineistosta

Suoritimme erillisanalyysin Keski-Suomen Metsäkeskuksen aineistosta päästäksemme käsiksi METE-kartoitusprojektin käytännön suoritukseen ja aineiston tallentamiseen, jotka eivät näy käytössämme olleesta koko valtakunnan aineistosta. Tässä analyysissä tukenamme ja tietolähteenämme on toiminut erityisesti Seija Tiitinen-Salmela Keski-Suomen Metsäkeskuksesta.

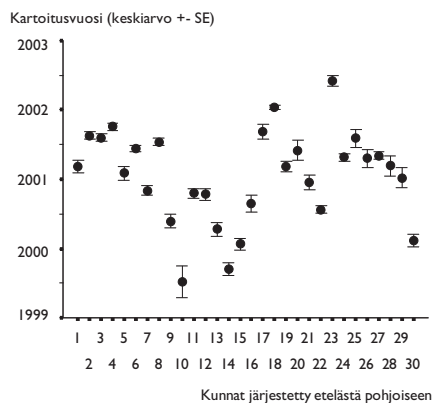
Analysimme oletukset

Kuten koko valtakunnan aineistossa, perustamme Keski-Suomen Metsäkeskuksen erillisanalyysin ja johtopäätökset olettamukselle, että kartoitus on tehty ajan suhteen satunnaisesti. Tällä tarkoitamme sitä, että alueiden kartoitusjärjestystä ei ole valikoitu ennakkotietojen perusteella. Lisäksi oletamme, että Keski-Suomen metsäkeskuksen LUOTSI-tietokannan tiedot ovat satunnainen ja edustava otos koko valtakunnan aineistosta. Tämä oletus mahdollistaa sen, että voimme laskennallisesti todeta havaittujen virheiden vaikutuksen koko valtakunnan aineistoon. Vertaamalla analyysijä, jotka ovat tehtävissä molemmilla aineistoilla, saamme kuvan Keski-Suomen Metsäkeskuksen aineiston edustavuudesta.

Poikkeuksen kartoitusjärjestyksen satunnaisuuteen tekee se, että meille ilmoitettiin että Keski-Suomessa kartoitus aloitettiin pohjoisosista. Syy tähän poikkeukseen on se, että Keski-Suomen Metsäkeskuksen alueella tapahtuu eteläboreaalisen kasvillisuusvyöhykkeen vaihtuminen keskiboreaaliseksi. Keskiboreaalisen kasvillisuusvyöhykkeen lajisto katsottiin olevan helpommin inventoitavissa. Tämä systemaattinen poikkeama satunnaisuudesta on myös havaittavissa aineistoa analysoitaessa. Keskiboreaalisen vyöhykkeen kartoitus on suoritettu aiemmin kuin eteläboreaalisen vyöhykkeen kartoitus (ANOVA, $F_{1,7647} = 76,67$, $p < 0,001$). Olemme analysoineet kasvillisuusvyöhykkeen vaikutusta aineistoon tutkiaksemme tämän systemaatt-

tisen satunnaisuudesta poikkeaman mahdollisesti aiheuttamaa virhelähdettä.

Pyrkessämme löytämään muita poikkeamia aineiston satunnaisuudesta, havaitsimme, että kartoitusvuoden ja kunnan sijainnin välillä löytyi yhteys: kartoitus on aloitettu Jyväskylästä ja kartoitusta on laajennettu etelään ja pohjoiseen systemaattisesti (Kuva 55). Jos analysoitavat muuttujat riippuvat kohteiden maantieteellisestä sijainnista (esimerkiksi etelä-pohjois-gradientti), tällä systemaattisella poikkeamalla satunnaisuudesta voi olla vaikutusta analyysimme tuloksiin. Olemme analysoineet etelä-pohjois-gradientin vaikutusta aineistoon tutkiaksemme tätä mahdollista virhelähdettä.



Kuva 55. Kartoitusajankohta (keskimääräinen kartoitusvuosi ± keskivirhe) suhteessa kartoitetun kunnan sijaintiin etelä-pohjois-gradientilla. Analyysistä on poistettu yhdeksän kohdetta, koska ne eivät sijainneet Keski-Suomen Metsäkeskuksen alueella. Kuvasta nähdään, että kartoitus on aloitettu Jyväskylästä (kunta 10) ja kartoitus on siitä systemaattisesti edennyt sekä etelään että pohjoiseen (toisen asteen (quadratic) regressio, $F_{2,7032} = 107,49$, $p < 0,001$).

Yleisiä tunnuslukuja aineistosta

Kaiken kaikkiaan kohteita löytyi Keski-Suomen Metsäkeskuksen alueelta 7640 kappaletta. Kaikista kohteista metsälain erityisen tärkeitä elinympäristökohteita (METE-kohteita, monimuotoisuus ja muut erityispiirteet koodin lisämääre 43) oli 4543 kappaletta. Kaikista kohteista muita tärkeitä elinympäristöjä (lisämääre 40) oli 3021 kappaletta. Mahdollisesti metsälain tärkeiksi elinympäristöiksi (lisämääre 45) oli kirjattu 64 kohdetta, ja luonnonsuojelulain luontotyyppiä (lisämääre 44) 12 kohdetta. Lisämääreillä 44 ja 45 merkittyjen kohteiden yhteispinta-ala oli vain noin 64 ha. Koska näitä kohteita on hyvin vähän, ne on myöhemmin jätetty huomiotta analysoitaessa METE-kohteiden ja muiden arvokkaiden elinympäristöjen välisiä eroja.

Pinta-ala

Kartoitusjärjestyksen satunnaisuudesta poikkeamisen vaikutus

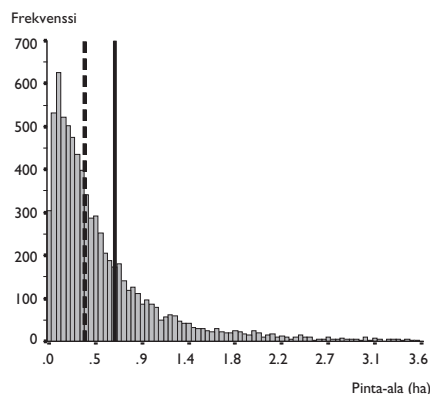
Keskiboreaalisien vyöhykkeen kartoitus oli suoritettu aiemmin kuin eteläboreaalisien vyöhykkeen kartoitus. Kohteiden pinta-ala ei kuitenkaan eronnut eteläboreaalisien ja keskiboreaalisien kasvillisuusvyöhykkeen välillä (ANOVA, $F_{1,7610} = 0,11$, $p=0,741$). Kartoitus oli aloitettu Jyväskylältä ja kartoitusta oli laajennettu systemaattisesti etelään ja pohjoiseen. Kohteiden pinta-ala ei kuitenkaan ollut riippuvainen niiden sijainnista etelä-pohjoisgradientilla (Lineaarinen regressio, $F_{1,7610} = 0,69$, $P = 0,406$). Näin ollen vaikuttaa siltä, että ajan suhteen satunnaisuudesta poikkeava kartoitusjärjestys ei vaikuta aikaa ja pinta-alaa koskevien tulostemme luotettavuuteen.

Tunnuslukuja kaikkien kohteiden pinta-aloista

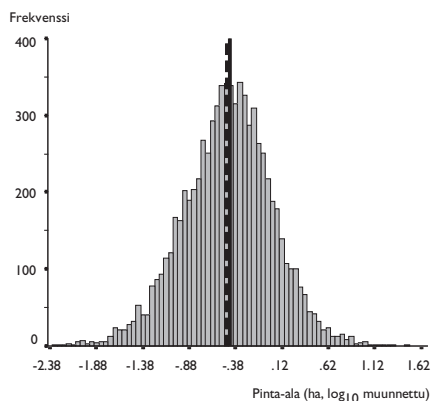
Kohteiden kokonaispinta-ala oli 4948,7 hehtaaria. Kohteiden pinta-alan keskiarvo oli 0,65 hehtaaria ja keskihajonta 1,33 hehtaaria. Kohteiden pinta-ala vaihteli 0,005 hehtaarista 68,2 hehtaariin. Kohteiden pinta-alan mediaani oli 0,36 hehtaaria. On huomattavaa, että keskiarvo ja mediaani eroavat näin huomattavasti. Tämä kertoo aineistossa esiintyvistä voimakkaasta vinoumasta (vinouma testi (skewness) $g = 21,92$, $SE = 0,03$, $P < 0,001$): aineistossa on muutamia varsin suuria kohteita, mutta valtaosa kohteista on hyvin pieniä (Kuva 56). Tämä

tarkoittaa sitä, että puhuttaessa kohteiden keskimääräisestä koosta, keskiarvo on harhaanjohtava suure: Keski-Suomen Metsäkeskuksen aineistossa valtaosa (72 %) kohteista on pienempiä kuin 0,65 hehtaaria ja puolet kohteista (50 %) on pienempiä kuin 0,36 hehtaaria. Neljännes kohteista (25 %) on pienempiä kuin 0,17 hehtaaria.

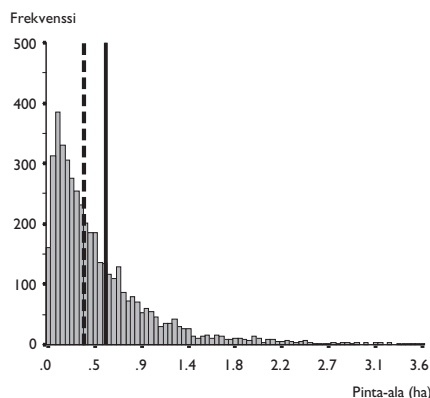
Vahvan vinouman vuoksi myöhemmissä analyyseissä, kun tarkastelemme pinta-alojen keskiarvoja, olemme muuntaneet pinta-aloja \log_{10} -muunnoksella. \log_{10} -muunnos normalisoi aineiston ja vinoumatestin testisuureita vertaamalla havaitaan, että muunnos pienentää aineistossa esiintyvää vinoumaa merkittävästi (vinoumatesti \log_{10} -muunnolle pinta-alalle (skew) $g = -0,11$, vinouman keskivirhe $SE_g = 0,03$, $P < 0,001$) (Kuva 57).



Kuva 56. Keski-Suomen Metsäkeskuksen kohteiden pinta-alan frekvenssijakauma. Vaaka-akselilla on kohteiden pinta-ala hehtaareina ja pystyakselilla kuhunkin pinta-alueeseen sijoittuvien kohteiden lukumäärä. Vaaka-akseli on katkaistu 3,60 hehtaarin kohdalta. Tämä on tehty kuvan havainnollisuuden vuoksi eikä se vaikuta analyysiin eikä siitä vedettäviin johtopäätöksiin. Yhtenäinen pystyviiva kuvaa pinta-alan keskiarvoa ja katkoviiva mediaania.



Kuva 57. Keski-Suomen Metsäkeskuksen kohteiden \log_{10} -muunnetun pinta-alan frekvenssijakauma. Vaaka-akselilla on kohteiden \log_{10} -muunnettu pinta-ala hehtaareina ja pystyakselilla kuhunkin pinta-alueeseen sijoittuvien kohteiden lukumäärä. Yhtenäinen viiva kuvaa pinta-alan keskiarvoa ja katkoviiva mediaania.



Kuva 58. Keski-Suomen Metsäkeskuksen METE-kohteiden pinta-alan frekvenssijakauma. Vaaka-akselilla on kohteiden pinta-ala hehtaareina ja pystyakselilla kuhunkin pinta-alueeseen sijoittuvien kohteiden lukumäärä. Vaaka-akseli on katkaistu 3,6 hehtaarin kohdalta. Tämä on tehty kuvan havainnollisuuden vuoksi, eikä se vaikuta analyysiin eikä siitä vedettäviin johtopäätöksiin. Yhtenäinen pystyviiva kuvaa pinta-alan keskiarvoa ja katkoviiva mediaania.

Kaiken kaikkiaan 28 kohteen pinta-ala on merkittäväksi. Näissä kohteissa on muun muassa puroja, vähäpuustoisia soita ja lehtoja, joten todellisuudessa kohteilla tulisi olla pinta-ala. Nollaksi merkittyjen kohteiden osuus kaikista kohteista on vain 0,4 % ja tästä johtuva pinta-alan virhearviointi ei ole merkittävä. Olettaen, että pinta-alaltaan nollaksi merkittyjen kohteiden todellinen pinta-ala noudattaa koko aineiston mediaania, voidaan laskea, että Keski-Suomen kohteiden kokonaispinta-alasta puuttuu vain noin 10 hehtaaria.

Tunnuslukuja METE-kohteiden pinta-alasta

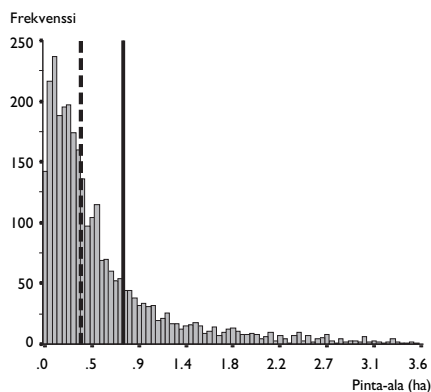
METE-kohteiden kokonaispinta-ala oli 2601,7 hehtaaria. Kohteiden pinta-alan keskiarvo oli 0,57 hehtaaria ja keskihajonta 0,77 hehtaaria. Kohteiden pinta-ala vaihteli 0,005 hehtaarista 14,18 hehtaariin. Kohteiden pinta-alan mediaani oli 0,36 hehtaaria. Keskiarvo ja mediaani eroavat myös METE-kohteiden osalta, kielen vinoudesta kohteiden kokoja-kaumassa (vinouma testi (skewness) $g = 5,90$, $SE = 0,04$, $P < 0,001$) (Kuva 58). METE-kohteista valtaosa (68 %) on pienempiä kuin pinta-alan keskiarvo 0,57 hehtaaria ja jälleen puolet kohteista on pienempiä kuin 0,36 hehtaaria.

Vahvan vinouman vuoksi myöhemmissä analyyseissä, kun tarkastelemme METE-kohteiden pinta-alojen keskiarvoja, olemme muuntaneet pinta-alat \log_{10} -muunnoksella. \log_{10} -muunnos normalisoi

aineiston ja vinoumatestin testisuureita vertaamalla havaitaan, että muunnos pienentää aineistossa esiintyvää vinoumaa merkittävästi (vinouma testi \log_{10} -muunnetulle pinta-alalle (skewness) $g = -0,27$, vinouman keskivirhe $SE = 0,04$, $P < 0,001$).

Tunnuslukuja muiden arvokkaiden elinympäristöjen pinta-alasta

Muiden arvokkaiden elinympäristöjen kokonaispinta-ala oli 2282,4 hehtaaria. Kohteiden pinta-alan keskiarvo oli 0,76 hehtaaria ja keskihajonta 1,87 hehtaaria. Kohteiden pinta-ala vaihteli 0,007 hehtaarista 68,2 hehtaariin. Myös muiden arvokkaiden elinympäristöjen pinta-alan mediaani oli 0,36 ha. Keskiarvo ja mediaani erosivat jälleen, mikä kielii voimakkaasta vinoumasta (vinouma testi (skewness) $g = 18,98$, $SE = 0,05$, $P < 0,001$) (Kuva 59). Valtaosa (75 %) muista arvokkaista elinympäristöistä on pienempiä kuin pinta-alan keskiarvo 0,76 ha ja puolet kohteista on pienempiä kuin 0,36 ha. Vahvan vinouman vuoksi myöhemmissä analyyseissä, kun tarkastelemme muiden arvokkaiden elinympäristöjen pinta-alojen keskiarvoja, olemme muuntaneet pinta-alat \log_{10} -muunnoksella. \log_{10} -muunnos toimii hyvin tämän aineiston normalisoimisessa ja poistaa aineistossa esiintyvän vinouman (vinouma testi \log_{10} -muunnetulle pinta-alalle (skewness) $g = 0,05$, vinouman keskivirhe $SE = 0,05$, $P = 0,992$).



Kuva 59. Keski-Suomen Metsäkeskuksen muiden arvokkaiden kohteiden pinta-alan frekvenssijakauma. Vaaka-akselilla on kohteiden pinta-ala hehtaareina ja pystyakselilla kuhunkin pinta-alaluokkaan sijoittuvien kohteiden lukumäärä. Vaaka-akseli on katkaistu 3,60 hehtaarin kohdalta. Tämä on tehty kuvan havainnollisuuden vuoksi, eikä se vaikuta analyysiin eikä siitä vedettäviin johtopäätöksiin. Yhtenäinen pystyviiva kuvaa pinta-alan keskiarvoa ja katkoviiva mediaania.

Johtopäätöksiä pinta-alojen tunnusluvuista

Aineistossa esiintyy vahva vinouma siten, että kohteiden pinta-alojen pääjoukko keskittyy hyvin pienialaisiin kohteisiin, ja suurempialaiset kohteet muodostavat jakaumalle pitkän hännän (kuvat 56-59). Tämä tarkoittaa sitä, että alueiden keskimääräisestä koosta puhuttaessa mediaani, joka on keskimäinen havainto, antaa kohteiden yleisestä pinta-alasta todellisemman kuvan kuin keskiarvo. Tämä johtuu siitä, että keskiarvo on suure, johon suuresti poikkeavat havainnot vaikuttavat vahvasti. Pinta-ala jakauman vinous on ongelma myös tilastollisille analyyseille, joista useat edellyttävät, että aineisto noudattaa normaalijakaumaa. Tästä syystä pinta-alaa analysoidessa olemme käyttäneet logaritimuunnosta, joka muuntaa vinoutuneen aineiston normaaliseksi. Muunnos johtaa siihen, että kuvissa pystyakselilla esiintyvät numeeriset arvot tai arvojen väliset erot eivät ole suoraan tulkittavissa hehtaareina.

METE-kohteiden pinta-ala on hieman pienempi kuin muiden arvokkaiden kohteiden pinta-ala, mutta ero on niin pieni, että käytännössä voidaan todeta, että pinta-alat eivät eroa (t-testi $t = 2,39$, $df = 5965,97$, $P = 0.017$, $r_2 = 0.00$). Pinta-alan varianssi oli suurempi muilla arvokkailla elinympäristöillä kuin METE-kohteilla (Levenen varianssien yhtäsuuruudesta $F_{1,7534} = 24,74$, $P < 0.001$).

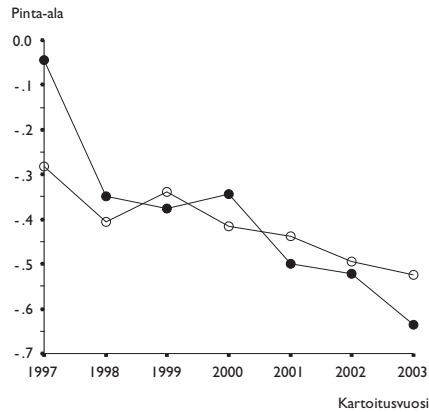
Pinta-ala ja kartoitusvuosi

Pinta-ala vuosittain, kaikki kohteet

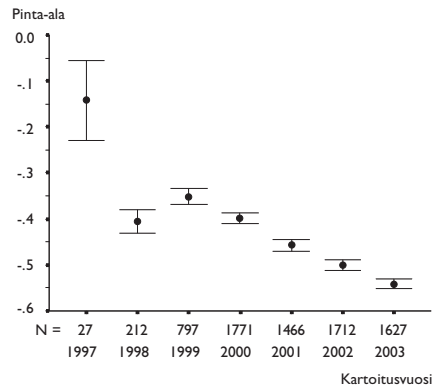
Kohteiden kappalemäärä, pinta-alan keskiarvo ja mediaani sekä keskihajonta vuosittain näkyvät taulukosta 60. Kasvillisuusvyöhykkeen ja kartoitusvuoden välillä oli yhdysvaikutus kohteiden pinta-alaan (ANOVA, $F_{6,7598} = 3,98$, $P = 0,001$). Tämä yhdysvaikutus oli määrällinen: molemmilla kasvillisuusvyöhykkeillä kohteiden pinta-ala pieneni kartoituksen edetessä, mutta keskiboreaalaisella vyöhykkeellä pieneneminen oli hieman nopeampaa (Kuva 60). Koska yhdysvaikutus oli määrällinen, katsomme, että tilastollisesta merkitsevyydestään huolimatta yhdysvaikutuksella ei ole käytännön merkitystä. Kasvillisuusvyöhykkeellä ei ollut vaikutusta kohteiden pinta-alaan (ANOVA, $F_{6,7598} = 0,04$, $P = 0,668$), mutta kartoitusvuodella on vahva päävaikutus (ANOVA, $F_{6,7598} = 23,97$, $P < 0,001$). Kartoituksen edetessä elinympäristöjen pinta-ala on pienentynyt (Kontrastitesti lineaarinen estimaatti $= -0,28 \pm 0,05$ (SE), $P < 0,001$) (Kuva 61, Taulukko 61). Verrattaessa kartoituksen ensimmäisten vuosien (1997 ja sitä aikaisempien) keskiarvopinta-aloja viimeisen vuoden (2003) keskiarvopinta-alaan, havaitaan, että kohteiden pinta-ala on pienentynyt keskimäärin 46,7 %. Tämä vastaa pinta-alaassa 0,64 hehtaaria. Mediaanejakin tarkastellen muutos on keskimäärin 0,31 hehtaaria tai 42,0 %.

Taulukko 60. Keski-Suomen Metsäkeskuksen kaikkien kohteiden kappalemäärä (N), pinta-alan keskiarvo ja mediaani sekä keskihajonta kartoitusvuosittain.

Kartoitusvuosi	N	Keskiarvo	Mediaani	Keskihajonta
1997	27	1,20	0,50	1,27
1998	212	0,56	0,40	0,56
1999	799	0,82	0,44	1,21
2000	1778	0,75	0,43	1,26
2001	1475	0,64	0,36	1,03
2002	1717	0,55	0,34	0,74
2003	1632	0,56	0,29	2,04
Yhteensä	7640	0,65	0,36	1,33



Kuva 60. Keski-Suomen Metsäkeskuksen kaikkien kohteiden \log_{10} -muunnettu pinta-alan keskiarvo suhteessa kartoitusvuoteen erikseen eteläborealiselle (avoimet symbolit) ja keskiborealiselle (mustat symbolit) kasvillisuusvyöhykkeelle.



Kuva 61. Keski-Suomen Metsäkeskuksen kaikkien kohteiden \log_{10} -muunnettu pinta-ala suhteessa kartoitusvuoteen. Symbolit kuvastavat keskiarvoa ja keskiarvon keskivirhettä (SE).

Taulukko 61. Keski-Suomen Metsäkeskuksen \log_{10} -muunnettujen pinta-alojen parittaiset vertailut vuosien välillä. Tukey-testi, MD (mean difference) = keskimääräinen ero, SE = keskimääräisen eron keskivirhe, P = todennäköisyys.

Vuosi vs.	vuosi	MD ± SE	P	Vuosi vs.	vuosi	MD ± SE	P
1997	1998	0,26 ± 0,10	0,096	1999	2000	0,05 ± 0,02	0,244
	1999	0,21 ± 0,09	0,268		2001	0,11 ± 0,02	< 0,001
	2000	0,26 ± 0,09	0,080		2002	0,15 ± 0,02	< 0,001
	2001	0,32 ± 0,09	0,011	2003	0,19 ± 0,02	< 0,001	
	2002	0,36 ± 0,09	0,002	2000	2001	0,06 ± 0,02	0,008
	2003	0,40 ± 0,09	< 0,001		2002	0,10 ± 0,02	< 0,001
1998	1999	-0,05 ± 0,04	0,766	2001	2003	0,14 ± 0,02	< 0,001
	2000	-0,01 ± 0,03	1,000		2002	0,04 ± 0,02	0,137
	2001	0,05 ± 0,03	0,755	2002	2003	0,08 ± 0,02	< 0,001
	2002	0,10 ± 0,03	0,086		2003	0,04 ± 0,02	0,174
	2003	0,14 ± 0,03	0,002				

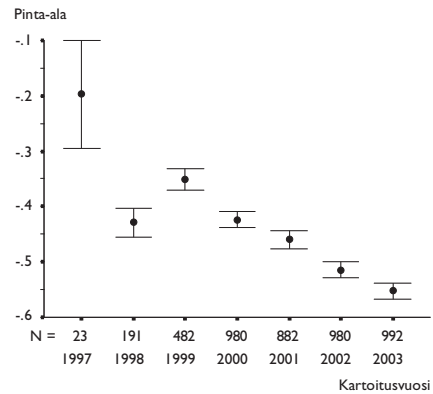
Vuosien välillä kaikkien kohteiden pinta-aloissa oli merkitsevää hajontaa (Levenen varianssi testi, $F_{6,7605} = 3,91$, $P < 0,001$). Selkeää systemaattista muutosta ajan suhteen keskihajonnassa ei ole havaittavissa (korrelaatio vuoden ja keskihajonnan välillä $r_{\text{spearman}} = 0,14$, $n = 7$, $P = 0,760$). Vuotuinen kartoittajien määrä tai löydettyjen kohteiden kokonaismäärä ei korreloinut pinta-alan keskihajonnan kanssa (kartoittajat: $r_{\text{spearman}} = 0,04$, $n = 7$, $P = 0,939$; kohteiden määrä: $r_{\text{spearman}} = 0,07$, $n = 7$, $P = 0,879$). Pinta-alan keskihajonnan ja sen, kuinka suuri osuus löydettyistä kohteista oli kokemattomien kartoittajien rajaamia, välillä oli kuitenkin positiivinen riippuvuusuhde. Mitä suurempi osa

kohteista on kokemattomien kartoittajien rajaamia, sitä suurempi on kohteiden pinta-alojen keskihajonta ($r_{\text{spearman}} = 0,86$, $n = 7$, $P = 0,014$).

Pinta-ala vuosittain, METE-kohteet

METE -kohteiden kappalemäärä, pinta-alan keskiarvo ja mediaani sekä keskihajonta vuosittain näkyvät taulukosta 62. METE -kohteiden pinta-alan vaikutti kasvillisuusvyöhykkeen ja kartoitusvuoden yhdysvaikutus (ANOVA $F_{3,4517} = 3,50$, $P = 0,004$). Kuten kaikkien kohteiden analysissä, METE-kohteillakin yhdysvaikutus oli määrällinen. Siksi tulkitsemme, että yhdysvaikutuksella ei ole

käytännön merkitystä aineiston luotettavuutta tarkasteltaessa. Kasvillisuusvyöhykkeellä ei ollut päävaikutusta kohteiden pinta-aloihin (ANOVA $F_{1,4517} = 0,08, P=0,774$), mutta kartoitusvuodella oli päävaikutus (ANOVA $F_{6,4517} = 15,76, P < 0,001$). Kartoituksen edetessä elinympäristöjen pinta-ala on pienentynyt (Kontrastitesti, lineaarinen estimaatti = $-0,25 \pm 0,06$ (SE), $P < 0,001$) (Kuva 62, Taulukko 63). Verrattaessa kartoituksen ensimmäisten vuosien (1997 ja sitä aikaisempien) pinta-alan keskiarvoa ja viimeisen vuoden (2003) pinta-alan keskiarvoa, havaitaan, että kohteiden pinta-ala on pienentynyt keskimäärin 60,5 %. Tämä vastaa pinta-alassa 0,69 hehtaaria. Mediaanejakin tarkastellen muutos on keskimäärin 0,18 hehtaaria tai 37,5 %.



Kuva 62. Keski-Suomen Metsäkeskuksen METE-kohteiden \log_{10} -muunnettu pinta-ala suhteessa kartoitusvuoteen. Symbolit kuvastavat keskiarvoa ja keskiarvon keskiarvoa (SE).

Taulukko 62. Keski-Suomen Metsäkeskuksen METE-kohteiden kappalemäärä (N), pinta-alan keskiarvo ja mediaani sekä keskihajonta inventointi vuosittain.

Kartoitusvuosi	N	Keskiarvo	Mediaani	Keskihajonta
1997	23	1,14	0,48	1,37
1998	191	0,51	0,40	0,44
1999	483	0,74	0,44	0,95
2000	981	0,64	0,43	0,80
2001	887	0,62	0,37	0,91
2002	982	0,50	0,33	0,58
2003	996	0,45	0,30	0,67
Yhteensä	4543	0,57	0,36	0,77

Taulukko 63. Keski-Suomen Metsäkeskuksen \log_{10} -muunnettujen METE-kohteiden pinta-alojen parittaiset vertailut vuosien välillä. Tukey-testi, MD (mean difference) = keskimääräinen ero, SE = keskimääräisen eron keskiarvo, P = todennäköisyys.

Vuosi vs.	vuosi	MD \pm SE	P	Vuosi vs.	vuosi	MD \pm SE	P	
1997	1998	0,23 \pm 0,10	0,240	1999	2000	0,07 \pm 0,03	0,064	
	1999	0,15 \pm 0,10	0,698		2001	0,11 \pm 0,03	< 0,001	
	2000	0,23 \pm 0,10	0,217		2002	0,16 \pm 0,03	< 0,001	
	2001	0,26 \pm 0,10	0,090		2003	0,20 \pm 0,03	< 0,001	
	2002	0,32 \pm 0,10	0,017		2000	2001	0,04 \pm 0,02	0,595
	2003	0,36 \pm 0,10	0,004			2002	0,09 \pm 0,02	< 0,001
1998	1999	-0,08 \pm 0,04	0,413	2003	0,13 \pm 0,02	< 0,001		
	2000	-0,01 \pm 0,04	1,000	2001	2002	0,05 \pm 0,02	0,132	
	2001	0,03 \pm 0,04	0,979		2003	0,09 \pm 0,02	< 0,001	
	2002	0,09 \pm 0,04	0,208	2002	2003	0,04 \pm 0,02	0,507	
	2003	0,12 \pm 0,04	0,011					

METE-kohteiden pinta-aloissa oli vuosien välillä merkitsevää hajontaa (Levenen testi, $F_{6,4523} = 3,56$, $p=0,002$). Selkeää systemaattista muutosta ajan suhteen keskijajonnan ei ole havaittavissa (korrelaatio vuoden ja keskijajonnan välillä $r_{\text{spearman}} = -0,39$, $n = 7$, $P = 0,383$). Vuotuinen kartoittajien määrä tai löydettyjen kohteiden kokonaismäärä ei korreloinut pinta-alan keskijajonnan kanssa (kartoittajat: $r_{\text{spearman}} = -0,46$, $n = 7$, $P = 0,294$; kohteiden määrä: $r_{\text{spearman}} = -0,36$, $n = 7$, $P = 0,432$). Pinta-alan keskijajonnan ja sen, kuinka suuri osuus löydettyistä METE-kohteista oli kokemattomien kartoittajien rajaamia, välillä oli kuitenkin positiivinen riippuvuusuhde. Mitä suurempi osa kohteista on kokemattomien kartoittajien rajaamia, sitä suurempi on kohteiden pinta-alojen keskijajonta ($r_{\text{spearman}} = 0,75$, $n = 7$, $P = 0,052$).

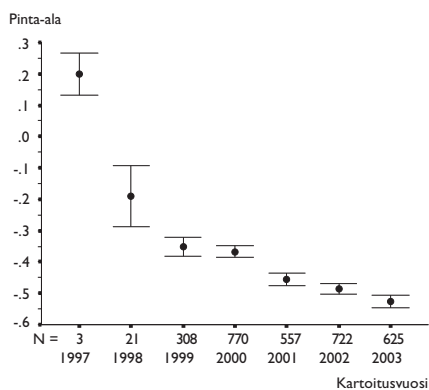
Pinta-ala vuosittain, muut tärkeät elinympäristöt

Muiden tärkeiden elinympäristöjen kappalemäärä, pinta-alan keskiarvo ja mediaani sekä keskijajonta vuosittain näkyvät taulukosta 64. Kasvillisuusvyöhykkeen ja kartoitusvuoden välillä ei ollut yhdysvaikutusta muiksi tärkeiksi elinympäristöiksi rajattujen kohteiden pinta-alaan (ANOVA, $F_{5,2993} = 1,50$, $p = 0,199$). Kasvillisuusvyöhykkeellä ei ollut vaikutusta pinta-alaan (ANOVA, $F_{1,2993} = 0,28$, $p = 0,599$), mutta kartoitusvuodella oli vahva vaikutus (ANOVA, $F_{5,2993} = 15,45$, $p < 0,001$). Kartoituksen edetessä muiden tärkeiden elinympäristöjen pinta-ala on pienentynyt (Kontrastitestillä lineaarinen estimaatti = $-0,54 \pm 0,17$ (SE), $P = 0,002$) (Kuva 63, Taulukko 65). Verrattaessa kartoituksen ensimmäisten vuosien (1997 ja sitä aikaisempien) pinta-alan keskiarvoa ja viimeisen vuoden (2003) pinta-alan keskiarvoa, havaitaan, että muiden arvokkaiden kohteiden pinta-ala on pienentynyt keskimäärin 54,9 %. Tämä vastaa pinta-alassa 0,89 hehtaaria. Mediaaneja tarkastellen muutos on keskimäärin 1,08 hehtaaria tai 79,4 %.

Muiden tärkeiden elinympäristöjen pinta-alojen varianssit ovat olleet kaikkien kartoitusvuosien ajan yhtä suuret (Levenen varianssi testi, $F_{6,2999} = 1,51$, $P = 0,172$). Näin ollen kartoituksen tarkkuudessa pinta-alojen suhteen ei ole tapahtunut vuosien välistä muutosta.

Taulukko 64. Keski-Suomen Metsäkeskuksen muiden arvokkaiden kohteiden kappalemäärä (N), pinta-alan keskiarvo ja mediaani sekä keskijajonta inventointi vuosittain.

Kartoitusvuosi	N	Keskiarvo	Mediaani	Keskijajonta
1997	3	1,62	1,36	0,47
1998	21	1,04	0,67	1,13
1999	309	0,95	0,42	1,53
2000	776	0,88	0,43	1,64
2001	561	0,68	0,34	1,20
2002	725	0,60	0,34	0,92
2003	626	0,73	0,28	3,18
Yhteensä	3021	0,76	0,36	1,87



Kuva 63. Keski-Suomen Metsäkeskuksen muiden tärkeiden elinympäristöjen log₁₀-muunnettu pinta-ala suhteessa kartoitusvuoteen. Symbolit kuvastavat keskiarvoa ja keskiarvon keskivirhettä (SE).

Taulukko 65. Keski-Suomen Metsäkeskuksen muiden arvokkaiden kohteiden \log_{10} -muunnettujen pinta-alojen parittaiset vertailut vuosien välillä. Tukey testi, MD (mean difference) = keskimääräinen ero, SE = keskimääräisen eron keskivirhe, P = todennäköisyys.

Vuosi vs.	vuosi	MD ± SE	P	Vuosi vs.	vuosi	MD ± SE	P	
1997	1998	0,39 ± 0,31	0,876	1999	2000	0,01 ± 0,03	1,000	
	1999	0,55 ± 0,29	0,493		2001	0,10 ± 0,04	0,063	
	2000	0,57 ± 0,29	0,456		2002	0,13 ± 0,03	0,002	
	2001	0,66 ± 0,29	0,276		2003	0,17 ± 0,04	< 0,001	
	2002	0,69 ± 0,29	0,225		2000	2001	0,09 ± 0,03	0,028
	2003	0,73 ± 0,29	0,166		2002	0,12 ± 0,03	< 0,001	
1998	1999	0,16 ± 0,11	0,784	2003	0,16 ± 0,03	< 0,001		
	2000	0,18 ± 0,11	0,688	2001	2002	0,03 ± 0,03	0,944	
	2001	0,27 ± 0,11	0,212	2003	0,07 ± 0,03	0,190		
	2002	0,30 ± 0,11	0,113	2002	2003	0,04 ± 0,03	0,742	
	2003	0,34 ± 0,11	0,042					

Pinta-ala ja kartoittaja

Tietojemme mukaan kartoittaja, joka löytää kohteen, myös rajaa sen ja näin vaikuttaa kohteen pinta-alaan. Koska on todennäköistä, että kokemus vaikuttaa kartoitustulokseen, jaoimme aineiston kokeneiden ja kokemattomien kartoittajien rajaamiin kohteisiin ja analysoimme näiden kahden ryhmän välisiä eroja pinta-aloissa. Laskimme kokeneiksi kartoittajiksi ne kartoittajat, jotka olivat yhteensä rajanneet 50 % kaikista kohteista. Keski-Suomen Metsäkeskuksen alueella kartoittajia on kaikkiaan 64 henkilöä. Näistä 10 henkilöä on rajannut yhteensä 50 % kaikista Keski-Suomen kohteista (kokeneet kartoittajat). Alle 100 kohdetta kartoittaneita on 36 henkilöä ja näiden yhteinen osuus kaikkien kohteiden lukumäärästä on 15 % ja pinta-alasta 16 %.

Kaikkien kohteiden pinta-ala suhteessa kartoittajaan ja kartoittajan kokemukseen

Kartoittajien välillä on eroa siinä, kuinka suureksi he ovat kohteet keskimäärin rajanneet (ANOVA, $F_{57,7606} = 10,15$, $P < 0,001$, $r^2 = 0,07$). Myös pinta-alan varianssit erosivat kartoittajien välillä (Levenen varianssi testi $F_{57,7548} = 6,22$, $P < 0,001$). Tämän pidemmälle emme katsoneet aiheelliseksi analysoida yksittäisten kartoittajien välisiä eroja. Kartoittajien välinen ero keskiarvossa ja hajonnassa voi luonnollisesti johtua siitä, että kartoittajat ovat rajanneet todellisesti erilaisia kohteita. Koska oletuksena on, että kartoitus on suoritettu satunnaisesti, on tämä kuitenkin epätodennäköistä ja ero kartoittajien välillä johtunee erilaisista rajausperusteista.

Kokeneiden ja kokemattomien kartoittajien välillä ei ollut eroa rajattujen kohteiden pinta-aloissa (ANOVA, $F_{1,7610} = 0,92$, $P = 0,339$). Pinta-alojen hajonnassa oli kuitenkin ero (Levenen varianssi testi, $F_{1,7610} = 50,26$, $P < 0,001$). Kokemattomien kartoittajien rajaamien pinta-alojen varianssi oli suurempi kuin kokeneiden kartoittajien (F-testi, $F_{3803,3807} = 1,31$, $P < 0,001$). Kartoittajan rajaamien kohteiden pinta-alojen keskihajonta ei korreloinut kartoittajan käymien kohteiden lukumäärän kanssa (Pearson korrelaatio, $r = 0,15$, $n=59$, $P = 0,254$).

METE-kohteiden pinta-ala suhteessa kartoittajaan ja kartoittajan kokemukseen

METE-kohteiden rajauksessa keskimääräiset pinta-alat olivat eri suuret kartoittajien välillä (ANOVA, $F_{55,4470} = 7,97$, $P < 0,001$). Kartoittajien rajaamien METE-kohteiden keskimääräinen pinta-ala ei kuitenkaan korreloinut kartoittajan rajaamien METE-kohteiden lukumäärän kanssa (Pearson korrelaatio, $r = -0,05$, $n= 60$, $P = 0,734$). Pinta-alojen hajonnat kartoittajien välillä eivät olleet yhtä suuret (Levenen testi, $F_{55,4470} = 4,44$, $P < 0,001$). Kartoittajien METE-kohteiden pinta-alojen keskihajonta ei korreloinut kartoittajan rajaamien METE-kohteiden lukumäärän kanssa (Pearson korrelaatio, $r = -0,19$, $n = 57$, $P = 0,890$).

LUOTSI-tietokantaan tallennetut kartoitustiedot

Tutkimme LUOTSI-tietokannan kartoitustietoja ja karttamerkintöjä systemaattisilla otoksella Keski-Suomen Metsäkeskuksessa Jämsässä. Kohdistimme otoksemme satunnaisesti Korpilahden, Luhangan, Leivonmäen ja Muuramen kuntien alueille. Tutkimme LUOTSI-tietokantaa kahdesta syystä. Ensinnä, METE-kartoitusraportissa mainitaan, että METE-kartoituksessa tila- ja kuviorajat pilkkovat yhtenäisiä kohteita useampiin kuvioihin. Tämä tarkoittaa sitä, että METE-aineistossa on vääristymä pinta-aloja pienentävästi. Tutkimalla LUOTSI-tietokannan merkintöjä kykenemme arvioimaan tämän vääristymän vaikutuksen koko aineistoon. Toiseksi, suurten aineistojen tallentaminen on tarkkuutta vaativaa työtä ja tässä vaiheessa aineistoon syntyy usein hyvin paljon virheitä. Nämä virheet ovat useimmiten luku- tai lyöntivirheitä.

Tutkimme LUOTSI-tietokannan kartoilta kaikkiaan 458 kuviota (6,0 % Keski-Suomen Metsäkeskuksen kaikista kohteista). Vertasimme tietokannasta saatavaa kuvioiden mukaista pinta-alaa yhtenäisten alojen pinta-aloihin. Tutkittavana olleet 458 METE-kohdetta muodostivat 352 yhtenäistä aluetta. Toisin sanoen, 16,2 % kaikista kohteista koostui useammasta kuin yhdestä kuviosta. Tässä

otoksessa yksi yhtenäinen kohde muodostui suurimmillaan 9 kuviosta. Otoksessamme rajattujen kuvioiden keskimääräinen pinta-alan keskiarvo on 0,66 ha ja yhtenäisten kohteiden pinta-alan keskiarvo 0,91 ha. Pinta-alan mediaanissa ei vastaavaa eroa näkynyt. Yhtenäisten kohteiden pinta-alan keskiarvo on keskimäärin 30,5 % suurempi kuin yksittäisten kuvioiden pinta-ala (t-testi, $t = 2,11$, $P = 0,035$).

Löysimme LUOTSI-tietokannasta myös selviä virheitä. Karttoja tutkiessamme paljastui, että monimuotoisuuden lisämääre 40 tai 43 oli merkitsemättä kaikkiaan 6,8 prosentilla kartalle rajatuista kohteista. Aineistoa tietokannasta haettaessa nämä kohteet jäivät havaitsematta. Valtakunnan tasolle laskettuna tämä merkitsee noin 11100 kohdetta. Sen lisäksi, että lisämääre oli merkitsemättä 6,8 prosentilla kohteista, noin 5 prosentilla merkintätieto kartalla erosi tiedostossa olevasta tiedosta. Tämä tarkoittaa valtakunnan tasolla sitä, että tiedostossa tai kartalla on virheellinen tieto noin 8200 kohteella. Yhteensä LUOTSI-tietokannassa on siis noin 12 % kohteista virheellisesti merkitty METE-kohteiksi tai muiksi arvokkaiksi kohteiksi.

Kokonaisarvio ja johtopäätökset aineiston laadusta ja luotettavuudesta

Analyyssimme mukaan METE-kohteiden pinta-alan jakauma on vahvasti vinoutunut. Tämä johtaa siihen, että tässä aineistossa keskiarvo on harhaanjohdava suure, ja pinta-aloja vertailtaessa keskiarvon sijaan tulee käyttää mediaania eli keskimmäistä havaintoa, ja pinta-alaa analysoitaessa \log_{10} -muunnettua pinta-alaa. Kohteiden pinta-alan mediaani on 0,35 hehtaaria ja keskiarvo 0,63 hehtaaria. Kohteiden pinta-ala on pienentynyt kartoituksen edessä siten, että kartoituksen viimeisenä vuonna kohteet ovat 29,8 % pienempiä kuin kartoituksen alussa. Absoluuttisesti tämä vastaa keskimäärin 0,14 hehtaaria. Kartoitusvuoden lisäksi METE-kohteiden pinta-aloihin on vaikutusta metsäkeskuksella sekä metsäkeskuksen ja kartoitusvuoden välisellä yhdysvaikutuksella. Suurin keskimääräinen ero kohteiden pinta-alan mediaanissa metsäkeskusten välillä on absoluuttisesti 0,30 hehtaaria ja suhteellisesti 53,6 %. Käytännössä analyysin tulokset kertovat kolme asiaa: metsäkeskusten välillä on eroja METE-kohteiden pinta-alan rajauksissa, rajausperusteet ovat muuttuneet kartoituksen edessä tiukemmiksi johtuen pienempiin pinta-alarajauksiin ja rajausperusteet ovat muuttuneet eri tavoin metsäkeskusten välillä. Nämä erot ovat todellisia eroja kartoitusperusteissa eivätkä johdu siitä, että elinympäristötyyppien pinta-alat eroavat luonnollisista syistä eivätkä siitä, että elinympäristötyyppien jakautuminen metsäkeskuksiin ei ole satunnaista.

Kuolleen puuston kartoitus on suoritettu varsin puutteellisesti: tietoja kuolleesta puustosta on tallennettu aineistoon vain noin joka kolmannelta (35,5 %) METE-kohteelta. Niiltäkin kohteilta, joilta kuollut puusto on kartoitettu, 17,2 %:sta tiedostosta puuttuu puulaji, tilavuus, keskiläpimitta tai useampia näistä. Kuolleen puuston kartoitus on kuitenkin lisääntynyt kartoituksen edessä. Myös kuolleen puuston tilavuuden jakauma on vinoutunut ja puuston tilavuuksia vertailtaessa on tässä aineistossa syytä käyttää mediaania, joka on 4,0 kuutiometriä hehtaarille. Kuolleen puuston tilavuuden keskiarvo on 6,45 kuutiometriä hehtaarille.

Kuolleen puuston tilavuus lisääntyy kartoituksen aikana. Kuolleen puun tilavuuden mediaani kartoituksen alussa on 3 – 4 kuutiometriä hehtaarilla, kun se kartoituksen lopussa on 4 – 5 kuutiometriä hehtaarilla. Kuolleen puuston keskiläpimitta käytäytyy pitkälti samalla tavalla kuin tilavuuskin: keskiläpimitan kartoitus lisääntyy kartoituksen edessä, ja keskiläpimitta on kasvanut kartoituksen aikana 11,4 senttimetristä 14,1 senttimetriin. Kartoitusvuoden lisäksi kuolleen puuston tilavuuteen on vaikutusta metsäkeskuksella sekä metsäkeskuksen ja kartoitusvuoden välisellä yhdysvaikutuksella. Kuolleen puuston tilavuuden mediaani vaihtelee eri metsäkeskuksissa 2 ja 7 kuutiometrin ja keskiarvo 3,9 ja 10,7 kuutiometrin välillä hehtaaria kohden. Käytännössä tulokset kertovat, että metsäkeskusten välillä on eroja kuolleen puuston tilavuuksissa, kuolleen puuston kartoitusperusteet ovat muuttuneet kartoituksen edessä tarkemmiksi johtuen suurempiin kuolleen puuston tilavuuksiin ja kuolleen puuston kartoitusperusteet ovat muuttuneet eritavoin metsäkeskusten välillä. Kohteiden erilaisista kartoitusperusteista kertoo osaltaan myös tulos, että METE-kohteiden pinta-ala, joista kuollut puusto on kartoitettu, on hieman suurempi (mediaanien ero 0,05 hehtaaria) kuin niiden elinympäristöjen, joissa kuolleen puuston kartoitusta ei ole tehty. Erot kuolleen puuston tilavuuksissa ovat todellisia eroja kartoitusperusteissa eivätkä johdu siitä, että kuolleen puuston määrä eroaa elinympäristötyypeittäin luonnollisista syistä eivätkä siitä, että elinympäristötyyppien jakautuminen metsäkeskuksiin ei ole satunnaista. On myös huomattava, että METE-aineistossa kuolleen puuston tilavuutta ei ole mitattu vaan se on arvioitu. Tästä syystä vertasimme tilavuutta omiin tutkimuksiimme ja Juha Siitosen tutkimuksiin, joissa kuolleen puuston tilavuus on mitattu. Tulokset kertovat selkeästi, että METE-kartoituksessa kuolleen puuston tilavuus on karkeasti aliarvioitu, ja että kuollutta puustoa lienee kohteilla todelli-

suudessa lähes kaksinkertainen määrä arvioitun verrattuna.

Lajistotieto kartoituksessa on varsin hajanaista ja satunnaista. Tutkimme lajistotietoja ottamalla esimerkkilajiksi liito-oravan. Omiin havaintoaineistoihimme verrattuna METE-kartoituksessa on havaittu liito-oravaesiintymistä vain noin puoli prosenttia. Tämä tarkoittaa sitä, että METE-kartoituksessa kerätyihin lajistotietoihin ja varsinkin niiden puuttumiseen tulee suhtautua suurella varovaisuudella.

Erillisanalyysissä Keski-Suomen Metsäkeskuksen alueelta havaitsimme että kartoitusperusteissa on eroja kartoittajien välillä. Kokeneet kartoittajat kartoittivat kohteita tarkemmin kuin kokemattomat kartoittajat, mikä näkyy esimerkiksi pinta-alan suurempana varianssina kokemattomien kartoittajien kohdalla. Tarkastellessamme eroja kartoittajien välillä havaitsimme myös positiivisen riippuvuuden lahopuumerkinnän ja lisämonimuotoisuusmerkinnän välillä. Tämä riippuvuus tarkoittaa sitä, että jos kartoittaja on tarkka kartoituksessaan, hän kartoittaa kohteelta kuolleen puuston ja merkitsee myös herkemmin lisämonimuotoisuuden sellaisen ilmetessä.

Analyyssissä saimme viitteitä siitä, että kartoituksen tarkkuus varsinkin lahopuun kartoituksen osalta on lisääntynyt kartoituksen edetessä. Tämä on positiivinen asia ja uskomme sen johtuvan jatkuvasta koulutuksesta kartoitusprojektin kuluessa. Tästä huolimatta havaitsimme myös, että kuolleen puuston lajimäärä pienenee kartoituksen edetessä ja, että erilaisten päämonimuotoisuus- ja lisämonimuotoisuusluokkien käyttö laskee kartoituksen edetessä, varsinkin kun niiden käyttö suhteutetaan kartoitettujen kohteiden lukumäärään. Nämä tulokset viittaavat siihen, että kartoituksen tarkkuus on tältä osin saattanut huonontua kartoituksen edetessä.

Metsäkeskuksella ja kartoitusvuodella on pääsääntöisesti vaikutus kaikkiin METE-kohteilta mitattuihin tai arvioituihin tietoihin. Metsäkeskuksen ja kartoitusvuoden yhdessä selittävä vaihtelu on muutamasta prosentista jopa yli 30 prosenttiin. Vaikka metsäkeskusten välillä on joidenkin muutujien osalta luonnollisia eroja, tarkoittaa tämä silti sitä, että kartoitusperusteiden erilaisuus tai muutos selittää jopa noin 30 prosenttia kohteiden välisistä eroista. Metsäkeskusten väliset erot tarkoittavat myös sitä, että metsäkeskukset eivät ole täysin vertailukelpoisia keskenään. Erot metsäkeskusten välillä eivät ole aivan merkityksettömiä, sillä esimerkiksi METE-kohteiden pinta-alan mediaanis- ja suurin keskimääräinen ero on 0,30 hehtaaria ja kuolleen puuston tilavuudessa 5 kuutiometriä hehtaaria. Kun tätä verrataan siihen, että valtakun-

nallisesti kohteiden pinta-alan mediaani on 0,36 hehtaaria ja kuolleen puuston tilavuus 4 kuutiometriä hehtaaria, on selvää, että metsäkeskusten välinen vaihtelu on merkittävää.

Tutkimme myös LUOTSI-tietokannan tiedostoja, joihin METE-kartoituksen aineisto on tallennettu. LUOTSI-tietokannan kartoista tarkastimme kaikkiaan 458 kuviota (6,0 % Keski-Suomen Metsäkeskuksen kaikista kohteista). Tutkittavana olleet kuviot muodostivat 352 yhtenäistä aluetta. Toisin sanoen, 16,2 % kaikista kohteista koostui useammasta kuin yhdestä kuviosta. Tällä on luonnollisesti kohteiden todellisia pinta-aloja kasvattava vaikutus. LUOTSI-tietokannassa on myös selviä virheitä. Karttoja tutkiessamme paljastui, että monimuotoisuuden lisämääre 40 tai 43 oli merkitsemättä kaikkiaan 6,8 prosentilla kartalle rajatuista kohteista. Aineistoa tietokannasta haettaessa nämä kohteet jäivät havaitsematta. Tämän lisäksi noin 5 prosentilla merkintätieto kartalla erosi tiedostossa olevasta tiedosta. Yhteensä LUOTSI-tietokannassa lisämääre on siis noin 12 % kohteista virheellisesti merkitty.

METE-kartoituksen laadunvarmistus on ohjeistettu ongelmallisesti. Ohjeessa sanotaan, että laadunvarmistajan tulee tutustua alueen alkuperäisen kartoituksen tuloksiin ja ennakkoinaistoon ennen laadunvarmistuskartoitusta. Tämä aiheuttaa sen, että laadunvarmistuskartoitus ei ole riippumaton alkuperäisestä kartoituksesta ja johtaa siihen, että useimmat kohteet ovat säilyneet muuttumattomina kuin, jos laadunvarmistus olisi tehty yleisten koeasetelmaperiaatteiden mukaisesti täysin riippumattomana. Tämä tarkoittaa sitä, että analyysit laadunvarmistusaineiston osalta antavat tulokset ainoastaan raja-arvon, joka kertoo virheiden ja epätarkkuuksien määrän, joka kohteilla vähintään on. Laadunvarmistusaineistosta käy ilmi, että vähintään 20,0 % kohteista on jäänyt löytämättä kartoituksen aikana. Tämän lisäksi alkuperäisessä kartoituksessa löytyneistä kohteista vähintään 28,2 % on virheellisesti merkitty joko lisämääreen, monimuotoisuuden tai pinta-alan suhteen. Laadunvarmistuskartoituksessa ilmenneiden virheiden määrässä on huomattavia eroja metsäkeskusten välillä: joillakin metsäkeskuksilla ei alkuperäisen METE-kartoituksen tiedoissa ilmennyt ainuttakaan virhettä, kun toisilla metsäkeskuksilla virheitä oli jopa yli puolella METE-kohteista.

Yhteenvetona toteamme seuraavaa. METE-kartoituksen aikana kartoitusperusteet ovat selvästi muuttuneet. Nämä muutokset näkyvät kartoitusvuoden vaikutuksena mitattuihin tai arvioituihin muutujiin. Tämä lisäksi kartoittajien ja metsäkeskusten välillä on selkeitä eroja kartoitusperusteissa. Nämä havainnot tarkoittavat sitä, että metsä-

keskukset eivät ole vertailukelpoisia keskenään, mutta myös sitä, että kartoituksen alussa rajatut kohteet on rajattu eritavoin kuin kartoituksen lopussa rajatut kohteet.

Kuolleen puuston osalta näkemyksemme on, että METE-kartoituksen yhteydessä arvioitu kuolleen puuston määrä ei ole edes suuntaa-antavasti luotettava. Suurimmalta osalta kuollut puusto on jätetty kokonaan arvioimatta, niillä kohteilla, joilla kuollut puusto on arvioitu, tiedoissa esiintyy huomattavan paljon virheitä ja puutteita ja kuolleen puuston tilavuus on karkeasti aliarvioitu. Suosittelemme, että METE-kartoituksesta saatavaa arviota ei käytetä missään yhteydessä kuvaamaan kuolleen puuston määrää METE-kohteilla.

Lajistotiedot, joita METE-kartoituksen yhteydessä on kerätty, vaikuttavat pääsääntöisesti satunnaisilta havainnoilta. Suosittelemme, että METE-kartoituksessa kerättyihin lajistotietoihin ja varsinkin niiden puuttumiseen tulee suhtautua suurella varovaisuudella eikä niitä tule missään yhteydessä käyttää kuvaamaan METE-kohteilla esiintyvää lajistoa.

Laadunvarmistuskartoitus paljastaa, että vähintään viidesosa kohteista on vielä löytämättä ja niistä kohteista, jotka on löydetty ja kartoitettu, noin kolmasosalla on virheellisiä tietoja lisämäärässä, monimuotoisuudessa tai pinta-alassa. Tämän lisäksi tutkimamme otos LUOTSI-tietokannan tiedoista paljastaa, että noin 12 prosenttia tiedos-

tossa olevista kohteista on virheellisesti merkitty lisämäärään suhteen. Kun tiedostoa analysoidaan, kuten me olemme nyt tehneet, tietokannassa olevat virheelliset tiedot saattavat pudota analysoitavasta aineistosta kokonaan pois. Tiedoissa on myös runsaasti yksittäisiä varsin poikkeavia havaintoja, jotka mitä ilmeisimmin ovat lyöntivirheitä. Näiden tietokantavirheiden poistamiseksi olisi tärkeää, että tietokanta sekä tietokannan karttamerkinnot tarkistettaisiin systemaattisesti.

Analyysimme perusteella on selvää, että varsin suuri osa kohteista on vielä löytämättä ja, että jo löydettyillä kohteilla on paljon virheitä. Monet virheistä ovat vakavia, koska ne koskevat lisämäärää eli sitä, onko kohde lain tarkoittama erityyppisen tärkeä elinympäristö vai ei. Laadunvarmistuskartoituksessa on havaittu että 8,2 % kohteista on väärin perustein merkitty METE-kohteeksi. Metsäkeskusten välillä on eroja siinä, kuinka tarkkaan kohteet on merkitty oikein; pahimmillaan laadunvarmistuksessa havaittiin joka neljännän kohteen lisämäärään olleen väärin merkitty. Näin ollen, on selvää, että kartoituksen jatkuessa normaalin metsäsuunnittelun yhteydessä huomiota on kiinnitettävä siihen, että METE-kohteet, joita ei vielä ole löydetty tulevat löydettyiksi. Erityistä huomiota on kiinnitettävä kuitenkin siihen, että jo olemassa olevien kohteiden status tarkastetaan ja, että uusien kohteiden lisämäärä tulee kerralla määritettyä oikein.

KIITOKSET

Kiitämme Keski-Suomen Metsäkeskuksen henkilökuntaa ja erityisesti Seija Tiitinen-Salmelaa opastuksesta LUOTSI-tietokantaan ja jatkuviin kysymyksiimme vastaamisesta. Kiitämme Mikko Hakalaa kommentteista käsikirjoitukseen. Projektin ohjausryhmä toimi hyvässä hengessä keskustellen, siitä kiitos jäsenille Anna Rakemaa (Maa- ja metsätalousministeriö), Antti Otsamo (Maa- ja metsätalousministeriö), Klaus Yrjönen (Tapio), Petri Ahlroth (SYKE) sekä Tapio Lindholm (SYKE). Tämän METE-kartoitusprojektin laadun ja luotettavuuden analyysin rahoitti Maa- ja metsätalousministeriö.

VIITTEET

- Hallituksen esitys Eduskunnalle 1996: Hallituksen esitys Eduskunnalle metsälaiksi sekä laeiksi kestävän metsätalouden rahoituksesta ja rikoslain 48 luvun 1 §:n 3 momentin muuttamisesta (HE63 - 1996 vp).
- Metsäasetus 1996: Metsäasetus (20.12.1996/1200).
- Metsälaki 1996: Metsälaki (1093/1996).
- METE kartoitusprojekti 2001: Metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen (METE) kartoitusprojekti, menetelmäkuvaus ja ohjeistus, Tapio.
- Cooper, H., & Hedges L.V. 1994: The handbook of research synthesis. New York, Sage Publications.
- Daniel, W. W. 1991: Biostatistics: a foundation for analyses in the health sciences. New York, John Wiley & Sons.
- ESSU-työryhmä. 2000: Metsiensuojelun tarve Etelä-Suomessa ja Pohjanmaalla. Etelä-Suomen ja Pohjanmaan metsien suojelun tarve -työryhmään mietintö. Helsinki, Ympäristöministeriö.
- Fisher, R. A. 1960: The design of experiment. Edinburgh, Oliver and Boyd.
- Mead, R. 1988: The design of experiments. Statistical principles for practical application. Cambridge, Cambridge University Press.
- Mussaari, M. 2005: Metsälain 10 § 2. momentin puronvarsien merkitys kääpä-, kovakuoriais- ja epifyyttisammallajistolle. pro-gradu opinnytö thesis, Jyväskylän yliopisto.
- Paananen, R., Valanne K. & Ärölä E. 2000: Solmun maastotyöopas. Helsinki, Metsätalouden kehittämiskeskus Tapio.
- Ranta, E., Rita H. & Kouki J. 1991: Biometria. Helsinki, Yliopistopaino.
- Siitonen, J., Hottola J., & Immonen A. in prep: Differences in stand characteristics between brook-side key habitats and ordinary managed forests in southern Finland. manuscript.
- Snedecor, G. W. & Cochran W. G. 1989: Statistical Methods. Iowa, Iowa State University Press.
- Soininen, T. 2000: Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt (METE) kartoitusprojekti. Maastotyöopas. Helsinki, Tapio.
- Sokal, R. R. & Rohlf F. J. 1981: Biometry. New York, Freeman.
- Tenhola, T. & Yrjönen K. 1999: Metsäluonnon monimuotoisuudelle tärkeät elinympäristöt. Kartoitus yksityismetsissä, Väiliraportti. Kirjapaino t:t Tryckeri, Porvoo, Maa- ja metsätalousministeriö.
- Yrjönen, K. 2004: Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt. Kartoitus yksityismetsissä 1998-2004. Loppuraportti: MMM:n julkaisu, v. 9/2004. Vammalan Kirjapaino Oy, MMM:n julkaisu 9/2004, Maa- ja metsätalousministeriö.
- Zar, J. H. 1996: Biostatistical Analysis. New Jersey, Prentice-Hall.

KUVAILEHTI

Julkaisija	Suomen ympäristökeskus (SYKE)			Julkaisu-aika Syyskuu 2006
Tekijä(t)	Janne S. Kotiaho ja Ville A. O. Selonen			
Julkaisun nimi	Metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen kartoituksen laadun ja luotettavuuden analyysi			
Julkaisusarjan nimi ja numero	Suomen ympäristö 29/2006			
Julkaisun teema	Luonto			
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut	Julkaisu on saatavana myös internetistä: www.ymparisto.fi/julkaisut			
Tiivistelmä	<p>Metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen (METE) kartoitusprojektin tavoitteena on kartoittaa METE-kohteet kaikissa yksityisissä talousmetsissä. Kartoitusprojekti on Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion ja alueellisten metsäkeskusten yhteishanke, joka on toteutettu maa- ja metsätalousministeriön toimeksiannosta metsäkeskuksissa erillisprojektina sekä normaalin metsäsuunnittelun yhteydessä. Tässä raportoitavan analyysin tarkoitus on arvioida METE-kartoitusprojektin ja sen tuottaman aineiston laatua ja luotettavuutta. Analyysimme keskittyy tutkimaan pääasiassa aineiston yleistä laatua, ajan vaikutusta aineistoon, kartoittajan vaikutusta aineistoon sekä metsäkeskusten välistä vertailukelpoisuutta. Muuttujia, joita aineistosta voi analysoida, ovat METE-kohteiden pinta-ala, kuolleen puuston tiedot, monimuotoisuuskoodien ja lisämääreiden käyttö sekä lajiston kartoitustiedot. Lisäksi tutkimme METE-kartoitusprojektin laadunvarmistuskartoituksen tuloksia sekä LUOTSI-tietokantaan tallennettuja tietoja.</p> <p>Kartoitusperusteissa on kartoituksen edetessä tapahtunut systemaattisia muutoksia. Tämä näkyy esimerkiksi siinä, että kohteiden pinta-ala pienenee ja kuolleen puuston tilavuus kasvaa kartoituksen edetessä. Kartoitusvuoden lisäksi kartoittajien ja metsäkeskusten välillä on eroja kartoitusperusteissa. Aineistossa esiintyy myös virheitä ja puutteita. Virheistä vakavimpina voidaan pitää niitä, jotka koskevat lisämäärettä eli sitä, onko kohde metsälain tarkoittama erityisen arvokas elinympäristö vai ei. Puutteista vakavin on se, että nollaa ei ole systemaattisesti käytetty kuvaamaan sitä, että esimerkiksi kuolleen puuston tilavuus on kohteelta kartoitettu mutta, että sitä ei ole, ja tyhjiä havaintoa kuvaamaan sitä, että tietoa ei ole kerätty. Kuolleen puuston tiedot ja lajistotiedot ovat hyvin puutteellisia eikä niitä tule käyttää missään yhteydessä METE-kohteiden kuvaamiseen. Myös LUOTSI-tietokanta ja karttatiedosto, jossa kartoitustieto on merkittynä, sisältävät virheitä: Noin joka kymmenennen kohteen lisämääreessä on jokin virhe. Laadunvarmistuskartoituksen perusteella viidennes kohteista on vielä löytämättä ja joka kolmas kohde on lisämääreen, monimuotoisuuden tai pinta-alan suhteen virheellisesti kartoitettu.</p> <p>Analyysimme perusteella on selvää, että varsin suuri osa kohteista on vielä löytämättä. Lisäksi on selvää, että jo löydetty kohteet on kartoitettu erilaisin perustein ja, että löydettyillä kohteilla on paljon virheitä. Monet virheistä ovat vakavia, koska ne koskevat lisämäärettä eli sitä, onko kohde lain tarkoittama erityisen tärkeä elinympäristö vai ei. Tulevaisuudessa kartoituksen jatkuessa normaalin metsäsuunnittelun yhteydessä huomiota on kiinnitettävä siihen, että METE-kohteet, joita ei vielä ole löydetty, tulevat löydetyiksi. Erityistä huomiota on kiinnitettävä kuitenkin siihen, että jo olemassa olevien kohteiden status tarkastetaan ja, että uusien kohteiden lisämääre tulee kerralla määritettyä oikein.</p>			
Asiasanat	data-analyysi, kartoitus, korrelaatio, regressio, varianssianalyysi, metsälaki, elinympäristö, monimuotoisuus, METE			
Rahoittaja/ toimeksiantaja				
	ISBN 952-11-2321-4 (nid.)	ISBN 952-11-2322-2 (PDF)	ISSN 1238-7312 (pain.)	ISSN 1796-1637 (verkköj.)
	Sivuja 65	Kieli suomi	Luottamuksellisuus julkinen	Hinta (sis. alv 8 %) 11 €
Julkaisun myynti/ jakaja	Edita Publishing Oy, PL 800, 00043 EDITA, vaihe 020 450 00 Asiakaspalvelu: puhelin 020 450 05, faksi 020 450 2380 Sähköposti: asiakaspalvelu@edita.fi, http://www.edita.fi/netmarket			
Julkaisun kustantaja	Suomen ympäristökeskus, PL 140, 00251 Helsinki			
Painopaikka ja -aika	Vammalan Kirjapaino Oy, Vammala 2006			

PRESENTATIONSBLAD

Utgivare	Finlands miljöcentral (SYKE)	Datum	September 2006
Författare	Janne S. Kotiaho och Ville A. O. Selonen		
Publikations titel	Metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen kartoituksen laadun ja luotettavuuden analyysi (Analys av kvaliteten och tillförlitligheten i kartläggningen av särskilt viktiga livsmiljöer i skogslagen)		
Publikationsserie och nummer	Miljön i Finland 29/2006		
Publikationens tema	Natur		
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt	Publikationen finns tillgänglig på internet: http://www.ymparisto.fi/julkaisut		
Sammandrag	<p>Kartläggningsprojektet av skogslagens särskilt viktiga livsmiljöer (METE) har som mål att kartlägga METE-objekten i alla privata ekonomiskogar. Projektet är ett gemensamt mellan Skogsbrukets utvecklingscentral Tapio och de regionala skogscentralerna. Det har genomförts på uppdrag av jord- och skogsbruksministeriet både som specialprojekt i skogscentralerna och vid sidan om normal skogsplanering. Avsikten med denna analys är att bedöma kvaliteten och tillförlitligheten hos METE- kartläggningsprojektet och dess material. Vår analys koncentrerar sig på materialets allmänna kvalitet, tidens och kartläggarens inverkan på materialet och hur skogscentralernas resultat är jämförbara sinsemellan. Variabler är METE-objektens areal, data om döda skogsbestånd, användning av diversitetskoder och tilläggsattribut samt karteringsuppgifter om arterna. Därtill undersökte vi resultaten av kvalitetsgarantiekarteringen i METE-kartläggningsprojektet och data lagrade i LUOTSI-databasen.</p> <p>Under karteringens gång har det skett systematiska förändringar i kartläggningsgrunderna. Detta framkommer till exempel i att objektens areal minskar och volymen hos döda trädbestånd ökar. Förutom karteringsåret orsakar karteraren och skogscentralerna skillnader i kartläggningsgrunderna. Det förekommer också fel och bristfälligheter i materialet. Till de allvarligaste felen hör de som gäller tilläggsattributet som definierar om objektet är den i skogslagen avsedda särskilt viktiga livsmiljön eller inte. Den allvarligaste bristen är, att noll inte har systematiskt använts för att beskriva en kartering med nollresultat, och streck inte använts att beskriva, att ingen information insamlats. Uppgifterna om döda träd och arterna är mycket bristfälliga de bör inte i något sammanhang användas för att beskriva METE-objekt. Också LUOTSI-databasen och kartfilen, där karteringsdata är upptecknad, innehåller fel. Cirka vart tionde objekt har något fel i sitt tilläggsattribut. Utgående från kvalitetsgarantiekarteringen har cirka en femtedel av objekten inte ännu upptäckts och var tredje har kartlagts bristfälligt beträffande tilläggsattribut, diversitet och areal.</p> <p>Vår analys visar tydligt, att en rätt så stor del av objekten inte ännu har upptäckts. Därtill är det klart, att de redan funna objekten har kartlagts med olika grunder och att uppgifterna från vissa objekt är felaktiga. Många av felen är allvarliga, för de gäller tilläggsattributet, dvs. det avgör, objektet är den i skogslagen avsedda särskilt viktiga livsmiljön eller inte. I framtiden, då kartläggningen fortsätter vid sidan om den normala skogsplaneringen, bör man fästa uppmärksamhet vid att sådana METE-objekt, som inte ännu har hittats, hittas. Särskild uppmärksamhet bör dock fästas vid att redan befintliga objekts status granskas och att nya objekts tilläggsattribut definieras rätt med en gång.</p>		
Nyckelord	data-analys, kartläggning, regression, variansanalys, skogslagen, livsmiljö, diversitet, METE		
Finansiär/ uppdragsgivare			
	ISBN 952-11-2321-4 (hft.)	ISBN 952-11-2322-2 (PDF)	ISSN 1238-7312 (print)
	Sidantal 65	Språk finska	Pris (inneh. moms 8 %) 11 €
Beställningar/ distribution	Edita Publishing Ab, PB 800, 00043 EDITA, växel 020 450 00, Postförsäljningen: Telefon 020 450 05, fax 020 450 2380, Internet: www.edita.fi/netmarket		
Förläggare	Finlands miljöcentral, PB 140, 00251 Helsingfors		
Tryckeri/tryckningsort och -år	Vammalan Kirjapaino Oy, Vammala 2006		

DOCUMENTATION PAGE

<i>Publisher</i>	Finnish Environment Institute (SYKE)	<i>Date</i>	September 2006
<i>Author(s)</i>	Janne S. Kotiaho and Ville A. O. Selonen		
<i>Title of publication</i>	Metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen kartoituksen laadun ja luotettavuuden analyysi (Analysis of the Quality and Reliability of the Survey on Habitats of Special Importance Defined in the Forest Act)		
<i>Publication series and number</i>	The Finnish Environment 29/2006		
<i>Theme of publication</i>	Nature		
<i>Parts of publication/ other project publications</i>	The publication is available on the internet: www.ymparisto.fi/julkaisut		
<i>Abstract</i>	<p>The survey project on habitats of special importance for biodiversity defined in the Forest Act (METE) has the goal of surveying all METE sites in all privately owned commercial forests. The survey project is a joint project by the Forestry Development Centre Tapio and regional forestry centres, commissioned by the Ministry of Agriculture and Forestry and implemented as a separate project in conjunction with normal forest planning. The purpose of the analysis reported herein is to evaluate the quality and reliability of the METE survey project and the material it has generated. Our analysis chiefly focuses on the general quality of the material, its continued value over time, the impact of the surveyor on the material, and comparability between different forestry centres. Variables in the analysed material include the surface areas of METE sites, data on dead standing wood, the use of biodiversity codes and extra attributes, and species charting data. Additionally, we study the results of the METE survey project's quality assurance survey and information stored in the LUOTSI database.</p> <p>Systematic changes occurred in the survey bases as the survey progressed. This is evident, for example, in shrinkage in the surface area of the sites and increases in the volume of dead standing wood as the survey progressed. In addition to the survey year, there are differences in the survey bases between surveyors and forestry centres. There are also errors and deficiencies in the material. Errors related to extra attributes can be considered the most severe, i.e. whether or not the site is a habitat of special importance as defined in the Forest Act. The most serious deficiency lies in the failure to use 'zero' systematically to describe the volume of dead standing wood surveyed on the site even when there is none, while leaving the entry empty would have entailed the data being left uncollected. Data on dead standing wood and species data are very incomplete and are best avoided when describing METE sites in any context. In addition, the LUOTSI database and map file in which the survey data is marked contain errors: approximately every tenth site contains an error within one of its extra attributes. Based on the quality assurance survey, one fifth of sites remain undiscovered and every third site is incorrectly surveyed with regard to extra attributes, biodiversity or surface area.</p> <p>Based on our analysis it is clear that the bulk of the sites remain undiscovered. It is also clear that the sites already discovered have been surveyed on diverse bases, leading to numerous errors. Many of these errors are serious, because they concern extra attributes, i.e. whether the site is a habitat of special importance as defined in the Forest Act. In the future, as the survey continues in conjunction with normal forest planning, attention should be paid to identifying those METE sites which remain undiscovered. However, special attention should be paid to checking the status of discovered sites and ensuring that the extra attributes of newly found sites are correctly defined from the beginning.</p>		
<i>Keywords</i>	Data analysis, survey, correlation, regression, variance analysis, habitat, Forest Act, biodiversity, METE		
<i>Financier/ commissioner</i>			
	ISBN 952-11-2321-4 (pbk.)	ISBN 952-11-2322-2 (PDF)	ISSN 1238-7312 (print)
	<i>Na. of pages</i> 65	<i>Language</i> Finnish	<i>Restrictions</i> Public
			ISSN 1796-1637 (online) <i>Price (incl. tax 8 %)</i> 11 €
<i>For sale at/ distributor</i>	Edita Publishing Ltd, P.O. Box 800, FIN-00043 EDITA, Finland, Phone +358 20 450 00 Mail orders: Phone +358 20 450 05, telefax +358 20 450 2380 Internet: www.edita.fi/netmarket		
<i>Financier of publication</i>	Finnish Environment Institute, P.O.Box 140, FIN-00251 Helsinki, Finland		
<i>Printing place and year</i>	Vammalan Kirjapaino Oy, Vammala 2006		

Metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen (METE) kartoitusprojektin tavoitteena oli kartoittaa METE-kohteet kaikissa yksityisissä talousmetsissä. METE-kohteita olivat kartoituksessa: 1. Pienvesien elinympäristöt eli lähteiden, purojen ja pysyvän vedenjuoksu-uoman muodostavien norojen ja pienten lampien välittömät lähiympäristöt, 2. Rehevät elinympäristöt eli ruoho- ja heinäkorvet, saniaiskorvet sekä lehtokorvet ja Lapin läänin eteläpuolella olevat letot, rehevät lehtolaidut sekä 3. Vähätuottoiset elinympäristöt eli pienet kangas- metsäsaarekkeet ojittamattomilla soilla, rotkot ja kurut, jyrkänteet ja niiden välittömät alusmetsät sekä karukkokankaita, puuntuotannollisesti vähätuottoisemmat hietikot, kalliot, kivikot, louhikot, vähäpuustoiset suot ja rantaluhdat.

Kartoitusprojekti oli Metsätalouden kehittämiskeskus Tapion ja alueellisten metsäkeskusten yhteishanke, joka toteutettiin maa- ja metsätalousministeriön toimeksiannosta. Tämän analyysin tavoite oli tutkia aineiston yleistä laatua, ajan vaikutusta aineistoon, kartoittajan vaikutusta aineistoon sekä metsäkeskusten välistä vertailukelpoisuutta.

Analyyysi osoitti, että löydetty kohteet on kartoitettu erilaisin perustein ja, että löydettyillä kohteilla on paljon virheitä. Lisäksi on ilmeistä, että varsin suuri osa kohteista on vielä löytymättä. Joten kartoituksen jatkuessa normaalin metsäsuunnittelun yhteydessä on erityistä huomiota kiinnitettävä siihen, että metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt, joita ei vielä ole löydetty, tulevat löydetyiksi.

Julkaisu on tarkoitettu kaikille, jotka ovat metsäsuunnittelun ja metsien luonnonarvojen inventoinnin kanssa tekemisissä.



SYKE

Myynti: Edita Publishing Oy
PL 800, 00043 EDITA
Asiakaspalvelu: puh. 020 450 05, faksi 020 450 2380
Edita-kirjakauppa Helsingissä:
Annankatu 44, puh. 020 450 2566

ISBN 952-11-2321-4 (nid.)

ISBN 952-11-2322-2 (PDF)

ISSN 1238-7312 (pain.)

ISSN 1796-1637 (verkköj.)



9 789521 123214

II

THE CONSERVATION POTENTIAL OF BROOK-SIDE KEY HABITATS IN MANAGED BOREAL FORESTS

by

Ville A. O. Selonen, Maija Mussaari, Tero Toivanen & Janne S. Kotiaho 2011

Silva Fennica 45: 1041-1052.

Reprinted with kind permission of Silva Fennica

The Conservation Potential of Brook-side Key Habitats in Managed Boreal Forests

Ville A.O. Selonen, Maija Mussaari, Tero Toivanen and Janne S. Kotiaho

Selonen, V.A.O., Mussaari, M., Toivanen, T. & Kotiaho, J.S. 2011. The conservation potential of brook-side key habitats in managed boreal forests. *Silva Fennica* 45(5): 1041–1052.

Today, maintaining biodiversity is included in the targets of boreal forest management. A widespread approach in northern Europe is to identify and preserve woodland key habitats within managed forests. Woodland key habitats are expected to be patches that host populations of threatened and declining species, and the preservation of these patches is assumed to enable the persistence of the focal species in the landscape. In Finland, the criteria for selecting woodland key habitats are defined in the Finnish Forest Act, and the selection has been done by forest practitioners. Our objective was to determine whether the surroundings of boreal brooks and rivulets qualified as key habitats are truly different from brook-side habitats not granted the key habitat status, and whether the brook-side habitats of the two types differ from the forest matrix managed for timber production. We found that the two brook-side habitats were in most aspects rather alike but there was a difference in the composition of ground vegetation assemblages. In contrast, the control forests were distinct from the brook-sides in terms of dead wood, species richness and assemblages of polypores, species richness of epiphytic mosses, and the composition of beetle assemblages. We conclude that brook-sides in general provide an important habitat clearly diverging from the surrounding matrix but that the conservation value of the brook-sides granted the key habitat status may not be substantially larger than that of the brook-sides without the status.

Keywords dead wood, forest management, saproxylic species, vegetation

Addresses University of Jyväskylä, Dept of Biological and Environmental Sciences, Lahti, Finland

E-mail ville.selonen@juj.fi

Received 29 October 2010 **Revised** 15 July 2011 **Accepted** 13 October 2011

Available at <http://www.metla.fi/silvafennica/full/sf45/sf4551041.pdf>

1 Introduction

In boreal landscapes, there is an obvious confrontation between forest biodiversity and commercial forestry. Unfortunately, the status quo with the current forest management policy in boreal forests seems to be a constant increase of the number of threatened species (see Hanski 2000). However, since maintaining biodiversity is included in the targets of boreal forest management (Hansson 1997, Spence 2001), alternative forestry practices must be developed in response to the declining diversity. In northern Europe, one approach is to identify and maintain so called woodland key habitats in forests managed for timber production to enable threatened and declining species to persist in the landscape dominated by forest management. There exists slight variation between Fennoscandian and Baltic countries in details how the woodland key habitats are defined and protected (Nitare and Norén 1992, Aasaaren and Sverdrup-Thygeson 1994, Tenhola and Yrjönen 2000, Sohlberg 2004, Timonen et al. 2010), but the collective aim is to preserve those habitat patches in managed forests that are thought to be of greatest value from the standpoint of forest ecosystem and biodiversity.

In Finland, the current forest legislation, i.e. Finnish Forest Act (1093/1996), was developed and passed in 1996 and introduced in the beginning of 1997. The prime aim of the Act is to allow sustainable management and utilization of forests while safeguarding their biodiversity. In the Act, the primary means of promoting the biodiversity in the Finnish managed forests is the preservation of the woodland key habitats. Woodland key habitats are expected to be biodiversity hotspots, where the occurrence of threatened and demanding species is the most likely. Moreover, these habitats are assumed to be natural or natural-like and to possess permanent structural characteristics that can maintain populations of focal species. Furthermore, to become qualified as a Forest Act habitat by forestry practitioners, the habitat has to be clearly distinguishable from its surroundings and to be small in size. In Finland, 13 different habitat types considered as woodland key habitats have been listed, the most numerous being the immediate surroundings of boreal brooks or rivu-

lets (Yrjönen 2004, Kotiaho and Selonen 2006). The brook adjacent riparian ecotone is considered to be a vulnerable habitat type and the diversity of its species assemblages is often severely influenced by forest management (e.g. Swanson and Franklin 1992, Darveau et al. 1995, Machtans et al. 1996, Naiman and Decamps 1997, Lambert and Hannon 2000, Coroi et al. 2004, Hylander et al. 2005, Muir et al. 2006).

The function of key habitat based conservation has frequently been questioned (Hanski 2002, 2005). First, the Finnish Forest Act defines that all silvicultural practices on the key habitat must be carried out such that the valuable characteristics of the habitat are preserved (e.g. Tenhola and Yrjönen 2000), but this is an unfortunately ambiguous definition and it is lacking in directions and means. Second, rare and threatened species are assumed to occur in these habitats, but evidence is still scarce and controversial. In some studies, key habitats have been shown to host a high number of red-listed and indicator species (Gustafsson et al. 1999, Gustafsson 2002), while in other studies key habitats have not differed from other forest habitats (Sverdrup-Thygeson 2002, Gustafsson et al. 2004). However, when the current evidence is drawn together, there appears to be a slight difference between key habitats and the forest matrix in favour of key habitats (Timonen et al. 2011). Third, it is questionable whether such “precision conservation” can be efficient under the prevailing forest structure and dynamics because in boreal forests of northern Europe the whole forest matrix is altered: in the past disturbances occurred within the undisturbed landscape but today the undisturbed patches occur within the disturbed landscape.

In general, the long term efficiency of key habitat based biodiversity protection remains uncertain and poorly known (Spence 2001). To determine the conservation potential of key habitats, the first step is to determine whether these habitats differ from the surrounding matrix (i.e. managed forests). However, it is equally important to know whether the key habitats differ from a comparable habitat (i.e. structurally similar habitats that have not been granted the key habitat status). In our study, we focused on brook-side key habitats determined by the Finnish Forest Act. The aim was to determine 1) whether the brook-side key

habitats host higher species diversity or different species assemblages than other brook-side habitats, and 2) whether the brook-side key habitats or brook-sides in general differ from typical managed boreal coniferous forests.

2 Methods

The study was conducted in Central Finland on sites located within the south and middle boreal vegetation zones and two separate data sets were collected. The study sites were mature managed Norway spruce (*Picea abies*) dominated coniferous forests with some Scots pine (*Pinus sylvestris*) and occasional deciduous trees. The forests were owned and managed by forest companies. Also the identification and qualification of key habitats had been done by forests companies in years 2001–2002. The study sites had been under intensive management, i.e. classical rotation forestry, for several decades. Within the rotation, thinning of an even-aged stand is carried out 2–3 times and rotation ends up in the final felling or clear cutting.

For the first data set (Dataset 1), we selected 20 study sites in year 2002. The study sites were located within an 80×100 km area around the city of Jyväskylä (62°N, 25°E). Each study site was established along a separate brook, and the sites were separated from each other by several kilometres. On each site, we established three study plots. One plot was located on a brook-side key habitat, the second along the same brook on a brook-side habitat not classified as a key habitat (control brook-side), and the third in the nearby managed forest (control forest). The distance between adjacent plots within one study site was always less than 300 m. The size of each of the study plots was 0.1 ha: on the brook-side habitats a 20×50-m rectangle was established such that the longitudinal axis was centered on the brook (i.e. 10×50 m on each side of the brook), or if that was not possible, a 10 x 100-m rectangle was established along one side of the brook. In control forests, the study plot was always a 20×50-m rectangle.

Dead wood, epiphytic mosses, polyporous fungi and beetles were selected as response variables

in the study. All dead wood units with thick-end diameter over 5 cm were measured in May 2002. For each unit, we determined the thick-end diameter, length, tree species and decay stage (5-stage classification after Renvall 1995). The volume of dead wood was calculated by using simple geometrics and the volume of whole trunks by using the equations provided in Laasasenaho (1982). For each of the sites the volume of dead wood was transformed to cubic metres per hectare. Epiphytic moss species were inventoried in May 2002 from all standing trees from 50 cm above the ground up to 250 cm. Polypore inventories were conducted in Sept–Oct 2002 by checking all dead wood units and live tree trunks. If there were several fruiting bodies of the same polypore species on one piece of dead wood, it was considered as one occurrence. Beetles were captured from mid-May to mid-July 2002 with window traps that were set hanging from a wire between two trees. Three traps were set on each study plot and the data of the three traps were pooled for statistical analyses.

For the second dataset (Dataset 2), we selected 16 study sites in year 2003. The study sites were located within a 120-km radius from the city of Jyväskylä and sites were separate from the sites in dataset 1. Of the 16 study sites, eight of them were brook-side key habitats and eight brook-side habitats without the status (control brook-side). Each study site was established on a separate brook and key habitats and control brook-sides were spatially intermixed within the study area. On each study site, three orthogonal sampling lines from the brook edge were established at intervals of 15 meters. From each 5-meter long and one meter wide sampling line vascular plants and mosses of the ground layer were counted and identified to species, one square meter at a time. The data of the three lines were pooled for statistical analyses.

The differences between habitats in dead wood variables, in the numbers of individuals, and in the numbers and diversities of species were explored with ANOVA. In dataset 1 we used randomized blocks design entering site as a random factor to the analysis, and in dataset 2 each brook-side was treated as an independent sample. LSD test was used in multiple comparisons between habitats. Data distributions were normalized by log₁₀- or

Table 1. The results of between-habitat comparisons (LSD test) of dataset 1. MD = mean difference = a – b.

	Key habitat ^a vs. control brook ^b		Key habitat ^a vs. control forest ^b		Control brook ^a vs. control forest ^b		SE
	MD	p	MD	p	MD	p	
Dead wood							
Number of pieces	0.102	0.242	0.319	0.001	0.217	0.016	0.086
Number of decaying stages	0.013	0.417	0.044	0.011	0.030	0.070	0.016
Total volume	0.094	0.194	0.165	0.026	0.071	0.326	0.071
Diversity of tree species	0.007	0.821	0.095	0.002	0.089	0.004	0.286
Number of tree species	-0.001	0.991	0.120	0.005	0.121	0.005	0.040
Proportion of deciduous trees	0.119	0.321	0.362	0.004	0.242	0.048	0.119
Polypores							
Number of species	0.027	0.649	0.160	0.010	0.133	0.029	0.059
Number of occurrences	0.085	0.316	0.233	0.009	0.148	0.087	0.084
Diversity	0.033	0.824	0.385	0.013	0.352	0.023	0.149
Epiphytic mosses							
Number of species	0.140	0.082	0.300	<0.001	0.160	0.047	0.078
Number of occurrences	0.177	0.074	0.381	<0.001	0.204	0.042	0.097

arcsin-transformation. Shannon-Wiener index was used as a measure of diversity. The analyses were performed with SPSS (version 14).

Analysis of Similarities (ANOSIM) was used to test whether the species composition differed between habitats. ANOSIM is a non-metric test based on distance measure and it uses the rank order of dissimilarity values, thus analogous to non-metric multidimensional scaling (NMDS). The polypore species compositions and tree species compositions of dead wood were further depicted by NMDS to illustrate the differences between habitats and to explore the associations between polypore species and deadwood variables. In addition, an indicator species analysis (Dufrene and Legendre 1997) was used to determine species characteristic of each habitat. This analysis gives an indicator value with statistics (Monte Carlo permutation) for each species. The indicator value (IV) is percent of perfect indication (i.e. IV = 100%) and the value is verified by Monte Carlo permutation. ANOSIM was performed with PAST (version 2.09) (Hammer et al. 2001) and indicator species analysis and NMDS were carried out using PC-ORD (version 4.41).

3 Results

3.1 Dataset 1: Dead Wood

The amount of dead wood was relatively low on all sites, the average volume on the brook-side key habitat, the control brook-side and the control forest being 7.6 ± 5.9 , 5.7 ± 4.3 and 4.9 ± 4.2 m³/ha, respectively (mean \pm SD). Over all, the volume of dead wood tended to differ between habitats ($F_{2,38} = 2.701$, $p = 0.080$), and brook-side key habitat had more dead wood than control forest (Table 1). The average number of dead wood pieces was 42 per site. The number of dead wood pieces differed between habitats ($F_{2,38} = 7.203$, $p = 0.002$) such that both brook-side habitats had a higher number of dead wood pieces than control forest but the brook-side habitats did not differ from each other (Table 1). The dead wood pieces were rather small and the average thick-end diameter of dead wood in all was 8.7 cm. The average diameter did not differ between habitats ($F_{2,38} = 0.245$, $p = 0.784$). On the other hand, the average decay stage differed between habitats ($F_{2,38} = 3.794$, $p = 0.031$). The difference between habitats was due to the decay stage being higher on brook-side key habitat than in control forest (Table 1).

The number of dead wood tree species differed between habitats ($F_{2,38} = 6.003$, $p = 0.005$). Both

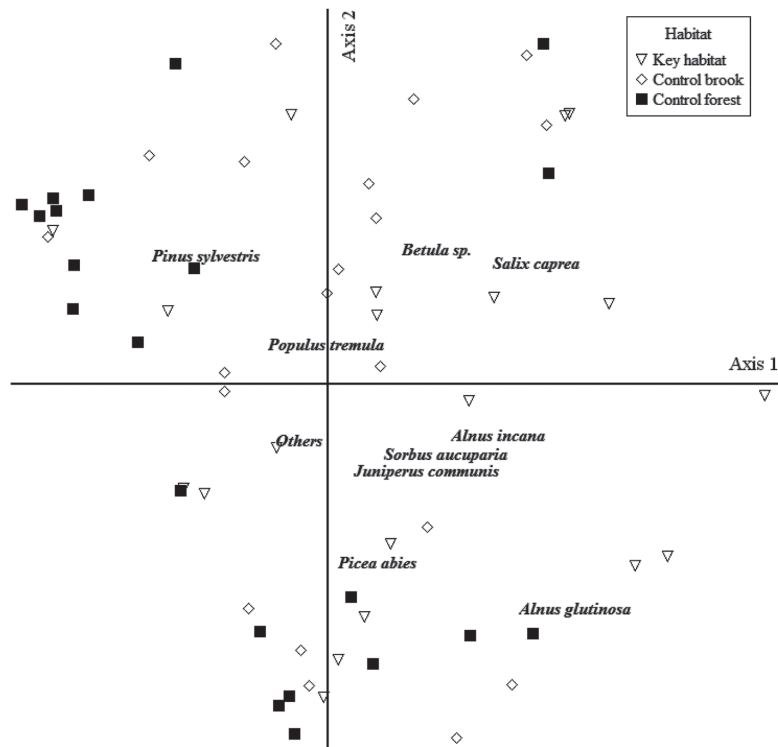


Fig. 1. NMDS ordination of the dead wood species composition.

brook-side habitats had more dead wood species than control forest while there was no difference between the brook-side habitats (Table 1). In addition, the species diversity of dead wood differed between habitats ($F_{2,38}=6.877$, $p=0.003$). Again, both brook-side habitats had higher diversity than control forest, but there was no difference between the brook-side habitats (Table 1). Also, the proportion of deciduous tree species differed between habitats ($F_{2,38}=4.823$, $p=0.014$). Control forest had less deciduous dead wood than both brook-side habitats, while brook-side key habitat and control brook-side did not differ from each other (Table 1).

According to the ANOSIM, the dead wood species composition of brook-side key habitat differed from that of control forest, while control

brook-side habitat tended to differ from control forest but there was no difference between the brook-side habitats (Table 2). In addition, the dead wood composition of brook-side key habitat was characterized by the presence of grey alder (*Alnus incana*) and goat willow (*Salix caprea*), while no specific indicator species were found for other habitats (Table 3). In the NMDS ordination space, control forests formed two distinct groups while there was large variation among the brook-side habitats (Fig. 1). According to the ordination, the main difference between habitats was that the dead wood of most of the control forests consisted almost exclusively of either Norway spruce or Scots pine while the brook-sides were characterized by a diverse deciduous admixture.

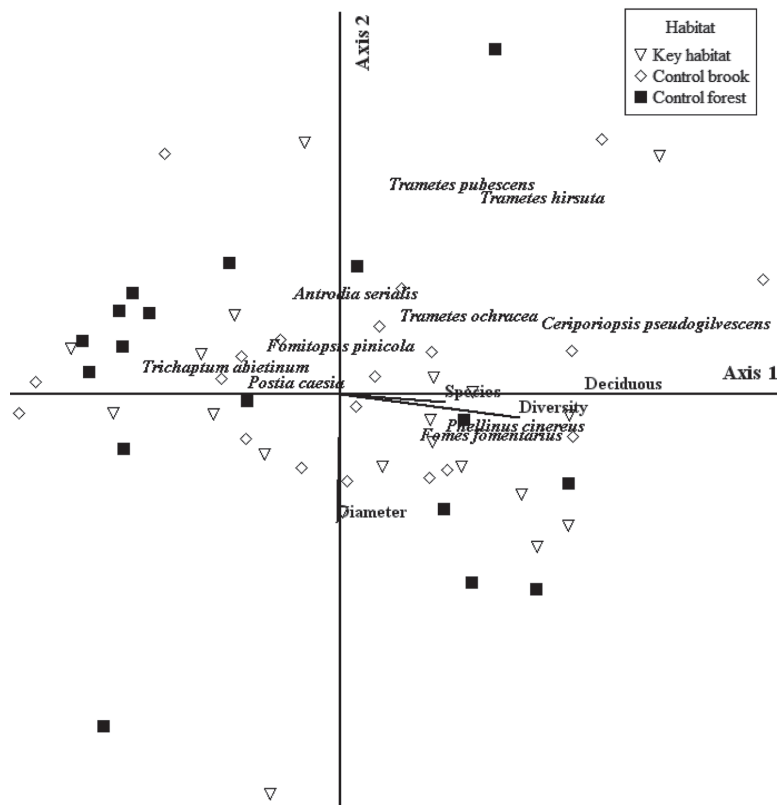


Fig. 2. NMDS ordination of polypore species composition. Dead wood variables have been included in the analysis as environmental variables. Only the polypore species and dead wood variables significantly correlating with either of the axes are presented in the figure. Deciduous = proportion of deciduous dead wood; Diameter = average diameter of dead wood; Diversity = diversity of dead wood; Species = number of dead wood tree species. See also Table 4.

3.2 Dataset 1: Polypores

In total, 53 polypore species were recorded. The number of polypore species differed between habitats ($F_{2,38}=4.277$, $p=0.021$). There were less polypore species in control forest than on both brook-side habitats (Table 1). Similarly, the number of polypore occurrences differed between habitats ($F_{2,38}=3.930$, $p=0.028$). Control forest had fewer occurrences than the brook-side key habitat (Table 1). Also the diversity of polypores differed between habitats ($F_{2,38}=4.137$,

$p=0.024$), the diversity being lower in control forest than on both brook-side habitats (Table 1). According to ANOSIM, the polypore species composition of brook-side key habitat differed from other habitats (Table 2), but no clear indicator species were found.

In the NMDS, a 2-dimensional solution was found (Fig. 2). Three dead wood variables (number and diversity of species and proportion of deciduous trees) were positively correlated with axis 1, and the average diameter of dead wood was negatively correlated with axis 2 (Table 4). Two

Table 2. Analysis of similarities (ANOSIM) of species composition between habitats. Vascular plant and moss comparisons are from dataset 2, thus including only brook-side habitats. The number of Monte Carlo permutations is 10000.

	Key habitat vs. control brook		Key habitat vs. control forest		Control brook vs. control forest	
	R	p	R	p	R	p
Deadwood	0.002	0.415	0.095	0.010	0.049	0.053
Polypores	-0.016	0.701	0.071	0.047	0.025	0.222
Epiphytic mosses	0.008	0.296	-0.028	0.597	-0.070	0.923
Saproxylic beetles	-0.009	0.584	-0.016	0.707	-0.032	0.891
Non-saproxylic beetles	-0.053	0.975	0.079	0.018	0.054	0.054
Vascular plants	0.438	<0.001				
Mosses	0.125	0.038				

polypore species that utilize deciduous dead wood were positively correlated with axis 1 while three species that prefer coniferous dead wood showed a negative correlation (Table 4). Three species that are often found on small diameter deciduous dead wood were positively correlated with axis 2 and one species that prefers large-diameter dead wood showed a negative correlation (Table 4). Control forest formed two separate groups in the NMDS ordination space while the brook-side habitats were intermixed along axis 1 and slightly separated from the control forest groups (Fig. 2).

3.3 Dataset 1: Epiphytic Moss Species

Only 7 species of epiphytic moss species were found. Nevertheless, the number of moss species differed between habitats ($F_{2,38}=7.381$, $p=0.002$). Also the number of occurrences of epiphytic moss species differed between habitats ($F_{2,38}=7.805$, $p=0.001$). The control forest had less species and occurrences than both brook-side habitats but there were no differences between the brook-side habitats (Table 1). However, there were no differences in the diversity of epiphytic moss species between the habitats ($F_{2,38}=0.612$, $p=0.549$) According to ANOSIM, there were no difference in the species composition between habitats (Table 2). No indicator species were found.

3.4 Dataset 1: Beetle Species

In total, 5978 beetle individuals representing 353 species were captured from which 4380 individuals and 165 species were classified as saproxylic. Among saproxylic beetles, the number of species, number of individuals and diversity did not differ between habitats (species, individuals and diversity, $F_{2,38}=0.558$, $p=0.577$, $F_{2,38}=0.950$, $p=0.296$ and $F_{2,38}=1.508$, $p=0.234$, respectively). Similarly, among non-saproxylic beetles, there were no differences between habitats (species, individuals and diversity, $F_{2,38}=1.459$, $p=0.245$, $F_{2,38}=1.418$, $p=0.255$ and $F_{2,38}=1.142$, $p=0.330$, respectively). The saproxylic species composition did not differ between habitats (Table 2), but there was a difference in the non-saproxylic species composition between brook-side key habitat and control forest (Table 2). In addition, a few indicator species were found among both beetle groups. All five saproxylic indicator species were indicating brook-side habitats, while indicator non-saproxylic species were found for all habitat types (Table 3).

3.5 Dataset 2: Vascular Plant and Moss Species

In total, 70 vascular plant species and 53 moss species were identified. The number of vascular plant and moss species did not differ between brook-side key habitat and control brook-side (vascular plants and mosses, $F_{1,16}=1.361$, $p=0.263$, and $F_{1,16}=0.114$, $p=0.740$, respectively). Likewise, there were no differences in

Table 3. The results of indicator species analysis. Species with significant indicator value (IV) and the habitat type they are indicative of are presented. The number of Monte Carlo permutations is 10 000.

	Species	Habitat	IV	p
Deadwood	<i>Alnus incana</i>	Key habitat	46.2	0.042
	<i>Sorbus aucuparia</i>	Key habitat	32.4	0.014
Saproxylic beetles	<i>Denticollis linearis</i>	Key habitat	31.0	0.025
	<i>Malthodes fuscus</i>	Control brook	24.0	0.027
	<i>Phloeotribus spinulosus</i>	Control brook	21.0	0.022
	<i>Pyropterus nigroruber</i>	Control brook	28.6	0.008
	<i>Rhizophagus dispar</i>	Key habitat	20.0	0.042
Non-saproxylic beetles	<i>Atomaria pulchra</i>	Control forest	23.1	0.023
	<i>Cyphon coarctatus</i>	Control brook	20.0	0.029
	<i>Nicrophorus vespilloides</i>	Control brook	20.0	0.028
	<i>Sepedophilus littoreus</i>	Key habitat	39.8	0.024
Moss species	<i>Sphagnum angustifolium</i>	Key habitat	81.6	0.004
	<i>Rhizomnium punctatum</i>	Key habitat	67.4	0.045
Vascular plants	<i>Athyrium filix-femina</i>	Key habitat	77.2	0.007
	<i>Equisetum sylvaticum</i>	Key habitat	67.5	0.05
	<i>Maianthemum bifolium</i>	Key habitat	71.1	0.001
	<i>Oxalis acetosella</i>	Key habitat	71.6	0.014
	<i>Trientalis europaea</i>	Key habitat	78.5	0.003

Table 4. Pearson correlations between variables and ordination axes of the NMDS of polypore species composition. Only the polypore species significantly correlating with either of the axes are presented.

	Axis 1		Axis 2	
	r	p	R	p
Polypores				
<i>Fomes fomentarius</i>	0.360	0.006	-0.314	0.016
<i>Ceriporiopsis pseudogilvescens</i>	0.323	0.013	0.137	0.305
<i>Phellinus cinereus</i>	0.287	0.029	-0.158	0.236
<i>Trametes hirsuta</i>	0.204	0.125	0.372	0.004
<i>Trametes ochracea</i>	0.187	0.160	0.295	0.025
<i>Trametes pubescens</i>	0.072	0.591	0.406	0.002
<i>Antrodia serialis</i>	-0.100	0.455	0.264	0.045
<i>Postia caesia</i>	-0.283	0.031	0.004	0.976
<i>Fomitopsis pinicola</i>	-0.309	0.018	0.222	0.094
<i>Trichaptum abietinum</i>	-0.459	0.000	0.053	0.693
Dead wood variables				
Number of pieces	-0.066	0.623	0.052	0.698
Average diameter	-0.057	0.671	-0.314	0.016
Volume	-0.121	0.366	-0.215	0.105
Decay stage	0.151	0.258	0.148	0.268
Proportion of deciduous trees	0.435	0.001	0.011	0.935
Number of dead wood species	0.282	0.032	-0.083	0.536
Diversity of dead wood species	0.369	0.004	-0.132	0.323

the diversities of vascular plant and moss species between the brook side habitats (vascular plants and mosses, $F_{1,16}=1.966$, $p=0.183$, and $F_{1,16}=0.112$, $p=0.743$, respectively). However, vascular plant and moss species compositions differed between the two habitats (Table 2). In both cases, all indicator species were indicating key habitat, five species of vascular plants and two species of mosses (Table 3).

4 Discussion

Our objective was to determine whether brook-side key habitats host distinct species assemblages or higher diversity than other brook-side habitats not granted the key habitat status, and whether brook-side habitats of the two types differ from the matrix, i.e. typical managed boreal coniferous forest. The most obvious differences were found between brook-side habitats and control forest. Although there were also some differences between the brook-side habitats, in general they were rather alike. For instance, the dead wood composition of the brook-side habitats was rather similar, and polypores followed predictably the same pattern. However, the ground layer flora of key habitat was distinct from control brook-side.

Compared to control forest, the brook-side habitats were characterized by more diverse and abundant dead wood and wealth of deciduous dead wood. A similar pattern has also been found in other studies comparing brook-side key habitats to managed forests (Hottola and Siitonen 2008). Although the average dead wood volumes per habitat were rather low, they were nevertheless more than reported in the Finnish national forest inventory (NFI) (Finnish statistical yearbook... 2007). According to the NFI, the average volume in managed forests in southern Finland is $2.7 \text{ m}^3/\text{ha}$ (Finnish statistical yearbook... 2007). Therefore, brook-side habitats had double the average volume, but also control forest had more dead wood than an average managed forest. Between the brook-side habitats, the quality, quantity and composition of dead wood were rather alike, but the brook-side key habitat was characterized by particular deciduous dead wood, *Alnus incana*

and *Salix caprea*. Nevertheless, according to dead wood, all brook-side habitats appear to be equally valuable and divergent from the surrounding matrix. In this sense, every single brook-side habitat may have potential to host more dead wood dependent species than the surrounding managed forest and be of conservation value.

The diverse polypore species assemblage of brook-sides is likely to reflect the diversity of dead wood resources. Hottola and Siitonen (2008) found that total species richness of polypores, and in particular that of deciduous wood specialists, was higher on brook-side key habitats than in normal managed forests, and that the species richness was best explained by the volume and diversity of dead wood. We found that species richness, diversity and community composition of both brook-side habitats differed from control forest. The abundance of several species was associated to the abundance of deciduous dead wood or to high diversity of dead wood, both being important characteristics of brook-side habitats. No specific indicator species were found, which was likely due to the brook-side habitats being so similar in terms of species composition. Interestingly, we found that dead wood volume was not a major factor affecting the composition of polypore assemblages. This is noteworthy, since conservation efforts are often focused on volume. However, our results suggest that it would be more important to ensure dead wood diversity in terms of species, sizes, and decay stages, as the volume itself is likely to come along with the sufficient diversity of these qualities.

It is clear that the microclimate and likely also the productivity of a brook-side habitat differs from the surrounding forest. Brook-side habitats are generally moister, more productive and have relatively higher pH than the upland forest which affects the moss assemblages (see e.g. Proctor 1990, Frisvoll and Presto 1997, Hylander et al. 2005). Consequently, a higher number of epiphytic moss species and more occurrences were found on both brook-side habitats than in control forest. However, the number of species per site was generally low due to the sites being managed spruce dominated forests where important substrates such as aspen (*Populus tremula*) are currently scarce. Thus, brook-side habitats of managed forests are not optimal habitats for

epiphytic mosses but they may nevertheless have some potential to maintain more diverse assemblages than the surrounding matrix.

It is important to note that the beetle data was collected with window traps that capture flying beetles and cannot provide an accurate measure for such a small area (see Saint-Germain et al. 2006, Sverdrup-Thygeson and Birkemoe 2009). Therefore, the catches are more or less reflecting the beetle assemblage of the whole surrounding forest, which is likely to hamper observing small between-habitat differences. We found no differences between studied habitats in the number, diversity and community composition of saproxylic beetle species but the communities of non-saproxylic beetle species differed between key habitat and control forest. The difference among non-saproxylic species is likely to reflect the obvious differences in the moisture and vegetation between the habitats. This is supported by the ecology of the indicator non-saproxylic species, of which e.g. *Cyphon coarctatus* is associated to moist habitats while *Atomaria pulchra* is associated to needle litter of coniferous trees. Among saproxylic species, the observed species assemblages consisted of species typical of managed boreal forests, that can obviously cope with low dead wood volume and with a monoculture of tree species thus being relatively unaffected by forest management (see e.g. Martikainen et al. 2000). For more specialized saproxylic species, a small isolated brook-side habitat with relatively low amount of dead wood is probably inadequate. However, some indicator saproxylic species were found for brook-side habitats, of which those associated to key habitat (*Denticollis linearis* and *Rhizophagus dispar*) are species that frequently utilize deciduous dead wood.

The primary criterion for classifying forest habitats, and also identifying key habitats, is the composition of ground layer vegetation. Furthermore, the same environmental factors (e.g. moisture and pH) affect moss (Frisvoll and Presto 1997) and vascular plant assemblages (Zinko et al. 2006). Therefore, it is almost self-evident that the vascular plant and moss assemblages of brook-sides, and key habitats in particular, differ from upland forests. Also the species richness of vascular plants (see Naiman and Decamps 1997, Nilsson and Svedmark 2002) and mosses (e.g. Dynesius

2001) is likely to differ, brook-side habitats in Scandinavia having naturally much more species than upland forests. Thus, concerning these groups, the meaningful question is whether the different brook-side habitats differ from each other. We found that although the species richness of vascular plants and mosses did not differ between the habitats, the assemblages were distinctly different between key habitats and control brook-sides, and that there were several indicator species to the key habitats (see Table 3).

The characteristic vascular plant species of a key habitat include species typical of grass-herb forest type (*Athyrium filix-femina* and *Equisetum sylvaticum*), species associated to Oxalis-Myrtillus site type (*Maianthemum bifolium* and *Oxalis acetosella*), as well as species indicating moist conditions (*Trientalis europaea*). One moss species (*Rhizomnium punctatum*) characteristic of key habitat is a species typical of brook-sides and has declined due to forestry and forest drainage, while the other indicator moss species (*Sphagnum angustifolium*) is a common species of peatlands. Thus, the key habitats appear to be characterized by a variety of sub-habitats within the brook-side habitat, typically including moist and lush patches with divergent flora.

The classification of key habitats is based on on-site inventory, which is frequently done by foresters, with limited time and competence to identify the species, and the method rests largely on conspicuous plant species. Therefore, it comes as no surprise that the vascular plant, and to lesser extent moss assemblages, are the main differences between key habitats and comparable habitats not granted the status. Sites with eye-catching species, or sites with moist and marshy plots that are of low value for forestry, may be easily classified as key habitats while sites with less striking, but possibly equally valuable characteristics may be easily ignored.

The starting point of the study was to determine whether the Finnish Forest Act provides means to safeguard the diversity in managed boreal forests. It appears that brook-sides are diverse habitats hosting species and resources scarce in typical managed boreal forests. Protecting species-rich habitats does not necessarily mean protecting the species under greatest threat, but it is nevertheless clear that brook-sides substantially con-

tribute to the diversity of managed forests. A more important finding is that in many aspects brook-side key habitats do not differ from the brook-sides without the key habitat status. But are all brook-side habitats worth protecting then? The major problem in “precision conservation” in managed forests is extinction debt: reducing total area of habitat increases the probability of extinctions (see Hanski 2000, Ovaskainen 2002, Hanski 2008). Preserving certain key habitats of small area in managed forests is supposed to be cost-effective, but leads easily to extinctions after a time lag due to small populations or habitat alteration induced by changes in the surrounding matrix (Selonen and Kotiaho in prep.). Therefore, if the aim of conservation is, as it should be, to maintain viable populations of species, the more we preserve the area with obvious conservation value, i.e. diverging from the matrix, the better results we get. The network of key habitats is an important but probably inadequate supplement to forest conservation, which would benefit from the addition of comparable habitat but also from adjusting the management outside the protected area such as maintaining adequate buffer strips (e.g. Darveau et al. 1998, Johnson and Jones 2000, Harper and MacDonald 2001, Selonen and Kotiaho in prep.).

References

- Aasaaren, Ø. & Sverdrup-Thygeson, A. 1994. Nøkkelibiotoper i skogen. NORSKOG, Oslo. (In Norwegian).
- Coroi, M., Skeffington, M. S., Giller, P., Smith, C., Gormally, M. & O'Donovan, G. 2004. Vegetation diversity and stand structure in streamside forests in the south of Ireland. *Forest Ecology and Management* 202(1–3): 39–57.
- Darveau, M., Beaudesne, P., Belanger, L., Huot, J. & Larue, P. 1995. Riparian forest strips as habitat for breeding birds in boreal forest. *Journal of Wildlife Management* 59(1): 67–78.
- , Huot, J. & Belanger, L. 1998. Riparian forest strips as habitat for snowshoe hare in a boreal balsam fir forest. *Canadian Journal of Forest Research* 28(10): 1494–1500.
- Dufrene, M. & Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67(3): 345–366.
- Dynesius, M. 2001. Spatial and evolutionary aspects of species diversity, species traits, and human impact with examples from boreal riparian and forest plant communities. Umeå University, Umeå. 17 p.
- Finnish statistical yearbook of forestry. 2007. Finnish Forest Research Institute, Helsinki. 436 p.
- Frisvoll, A.A. & Presto, T. 1997. Spruce forest bryophytes in central Norway and their relationship to environmental factors including modern forestry. *Ecography* 20(1): 3–18.
- Gustafsson, L. 2002. Presence and abundance of red-listed plant species in Swedish forests. *Conservation Biology* 16(2): 377–388.
- , De Jong, J. & Noren, M. 1999. Evaluation of Swedish woodland key habitats using red-listed bryophytes and lichens. *Biodiversity and Conservation* 8(8): 1101–1114.
- , Hylander, K. & Jacobson, C. 2004. Uncommon bryophytes in Swedish forests – key habitats and production forests compared. *Forest Ecology and Management* 194(1–3): 11–22.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 1–9.
- Hanski, I. 2000. Extinction debt and species credit in boreal forests: modelling the consequences of different approaches to biodiversity conservation. *Annales Zoologici Fennici* 37(4): 271–280.
- 2002. In the midst of ecology, conservation, and competing interests in the society. *Annales Zoologici Fennici* 39: 183–186.
- 2005. The shrinking world: ecological consequences of habitat loss. *International Ecology Institute*.
- 2008. Insect conservation in boreal forests. *Journal of Insect Conservation* 12(5): 451–454.
- Hansson, L. 1997. Boreal ecosystems and landscapes: structures, processes and conservation of biodiversity. Munksgaard, Copenhagen. 203 p.
- Harper, K.A. & MacDonald, S.E. 2001. Structure and composition of riparian boreal forest: New methods for analyzing edge influence. *Ecology* 82(3): 649–659.
- Hottola, J. & Siitonen, J. 2008. Significance of woodland key habitats for polypore diversity and red-listed species in boreal forests. *Biodiversity and Conservation* 17(11): 2559–2577.

- Hylander, K., Dynesius, M., Jonsson, B.G. & Nilsson, C. 2005. Substrate form determines the fate of bryophytes in riparian buffer strips. *Ecological Applications* 15(2): 674–688.
- Johnson, S.L. & Jones, J.A. 2000. Stream temperature responses to forest harvest and debris flows in western Cascades, Oregon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57(Suppl. 2): 30–39.
- Kotiaho, J.S. & Selonen, V.A.O. 2006. Metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen kartoituksen laadun ja luotettavuuden analyysi. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 65 p. (In Finnish).
- Laasasenaho, J. 1982. Taper curve and volume functions for pine, spruce and birch. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 108.
- Lambert, J.D. & Hannon, S.J. 2000. Short-term effects of timber harvest on abundance territory characteristics, and pairing success of Ovenbirds in riparian buffer strips. *Auk* 117(3): 687–698.
- Machtans, C.S., Villard, M.A. & Hannon, S.J. 1996. Use of riparian buffer strips as movement corridors by forest birds. *Conservation Biology* 10(5): 1366–1379.
- Martikainen, P., Siitonen, J., Punttila, P., Kaila, L. & Rauh, J. 2000. Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Biological Conservation* 94(2): 199–209.
- Muir, P.S., Rambo, T.R., Kimmerer, R.W. & Keon, D.B. 2006. Influence of overstory removal on growth of epiphytic mosses and lichens in western Oregon. *Ecological Applications* 16(3): 1207–1221.
- Naiman, R. J. & Decamps, H. 1997. The ecology of interfaces: Riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28: 621–658.
- Nilsson, C. & Svedmark, M. 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: Riparian plant communities. *Environmental Management* 30(4): 468–480.
- Nitare, J. & Norén, M. 1992. Nyckelbiotoper kartläggs i nytt projekt vid Skogsvårdsstyrelsen. *Svensk Botanisk Tidskrift* 86(3): 219–226.
- Ovaskainen, O. 2002. Long-term persistence of species and the SLOSS problem. *Journal of Theoretical Biology* 218(4): 419–433.
- Proctor, M.C.F. 1990. The physiological-basis of Bryophyte production. *Botanical Journal of the Linnean Society* 104(1–3): 61–77.
- Renvall, P. 1995. Community structure and dynamics of wood-rotting Basidiomycetes on decomposing conifer trunks in northern Finland. *Karstenia* 35: 1–51.
- Saint-Germain, M., Buddle, C.M. & Drapeau, P. 2006. Sampling saproxylic Coleoptera: scale issues and the importance of behavior. *Environmental Entomology* 35(2): 478–487.
- Sohlberg, S. 2004. Evaluation of woodland key habitat inventories in the Baltic countries. The Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.
- Spence, J.R. 2001. The new boreal forestry: adjusting timber management to accommodate biodiversity. *Trends in Ecology & Evolution* 16(11): 591–593.
- Sverdrup-Thygeson, A. 2002. Key habitats in the Norwegian production forest: a case study. *Scandinavian Journal of Forest Research* 17(2): 166–178.
- & Birkemoe, T. 2009. What window traps can tell us: effect of placement, forest openness and beetle reproduction in retention trees. *Journal of Insect Conservation* 13(2): 183–191.
- Swanson, F.J. & Franklin, J.F. 1992. New forestry principles from ecosystem analysis of Pacific-Northwest forests. *Ecological Applications* 2(3): 262–274.
- Tenhola, T. & Yrjönen, K. 2000. Biological diversity in the Finnish private forests. Interim report 2000. Ministry of Agriculture and Forestry, Helsinki.
- Timonen, J., Siitonen, J., Gustafsson, L., Kotiaho, J.S., Stokland, J.N., Sverdrup-Thygeson, A. & Monkkonen, M. 2010. Woodland key habitats in northern Europe: concepts, inventory and protection. *Scandinavian Journal of Forest Research* 25(4): 309–324.
- , Gustafsson, L., Kotiaho, J.S. & Mönkkönen, M. 2011. Hotspots in a cold climate – are woodland key habitats biodiversity hotspots? Collaboration for Environmental Evidence. [Online journal]. Available at: <http://www.environmentalevidence.org/SR81.html>. [Cited 21 Jun 2011].
- Yrjönen, K. 2004. Metsälain erityisen tärkeät elinympäristöt. Kartoitus yksityismetsissä 1998–2004. Ministry of Agriculture and Forestry, Helsinki. 60 p. (In Finnish).
- Zinko, U., Dynesius, M., Nilsson, C. & Seibert, J. 2006. The role of soil pH in linking groundwater flow and plant species density in boreal forest landscapes. *Ecography* 29(4): 515–524.

Total of 44 references

III

BUFFER STRIPS CAN PRE-EMPT EXTINCTION DEBT IN BOREAL STREAMSIDE HABITATS

by

Ville A. O. Selonen & Janne S. Kotiaho 2013

BMC Ecology 13: 24.

Reprinted with kind permission of BioMed Central Ltd

RESEARCH ARTICLE

Open Access

Buffer strips can pre-empt extinction debt in boreal streamside habitats

Ville A O Selonen* and Janne S Kotiaho

Abstract

Background: Conservation of biological diversity and economical utilization of natural resources form an almost inevitable confrontation between the two. In practice, however, a balance between the two ought to be found, and in managed boreal forests, preservation of woodland key habitats is increasingly used strategy to safeguard biological diversity. According to the Finnish Forests Act, certain Forest Act habitat (FAH) types must be safeguarded, provided they are clearly distinguishable from their surroundings. Furthermore, once the habitat has been identified as a FAH, its special characteristics must not be altered. Both of these aspects contain ambiguities that potentially undermine the practical application of the Act. We designed a replicated sampling study to address these ambiguities at the most common FAH type, riparian habitat of small boreal streams. As response variables we used vascular plants and mosses. We asked i) how wide is the FAH around small streams that is distinguishable from its surrounding and ii) how wide buffer strip around the FAH is sufficient for long term to preserve the natural species community composition of the FAH.

Results: We found that an average three meters wide strip around the stream constitutes the distinguishable FAH and that a minimum of 45 meters wide buffers on both sides of the stream are needed for the species community composition to remain unaltered.

Conclusions: We conclude that 45 meters wide buffers appear sufficient to safeguard vascular plant and moss species communities within the FAH, prevent local populations from extinctions and thus pre-empt extinction debt that would be realised with more narrow buffers. While 45 meters may seem intolerable from the commercial forestry point of view, anything less than that may be intolerable from the point of view of conservation, and thus against the idea of sustainable use of natural resources.

Keywords: Conservation, Extinction debt, Forest management, Legislation, Valuable habitat, Woodland key habitat

Background

Conservation of biological diversity and economical utilization of natural resources form an almost inevitable confrontation between the two. In boreal forests, biodiversity and commercial forestry are the key players. Today, the negative effects of forestry on forest biodiversity are axiomatic [1,2], and in many countries practical measures have been initiated to remedy and overcome these effects. In Fennoscandia and Baltic countries, one measure that has been taken is to preserve the so called woodland key habitats (WKH) in the commercial forests [3]. WKHs are small habitat patches with presumably high conservation value [3] and they

are generally perceived to be a cost-effective tool in conservation of commercial forest biodiversity. Although the ecology behind the concept is questioned and criticized [2,4,5], in practice WKHs are widely applied in Fennoscandia and Baltic countries. There is some variation among the countries in the details of the definitions and in protection of the WKHs [3], but the underlying idea in all is to preserve habitat patches that are thought to be of value from the standpoint of forest ecosystems and biodiversity.

In Finland, a Forest Act was passed in 1996, the main aim of which is to allow sustainable management and utilization of forests, while simultaneously safeguarding biodiversity [6]. In the Finnish Forest Act, the concept of WKH was applied and some habitat types were defined as Forest Act Habitats (FAH) where demanding, rare

* Correspondence: ville.selonen@jyu.fi
Department of Biological and Environmental Science, University of Jyväskylä,
PO Box 35, 40014, Finland

and threatened species are likely to occur [6]. All of these habitats are terrestrial and the most numerous FAH type is the riparian habitat of the boreal brooks or rivulets (small streams) [7]. Riparian habitats are a heterogeneous mosaic of terrestrial and aquatic habitats, therefore often harbouring a rich biodiversity [8-10]. Small streams themselves and the adjacent riparian habitats appear to be vulnerable and their biodiversity is often adversely influenced by forests management [11,12].

Two important practical details in the Finnish Forest Act are that first, to qualify as a FAH that must be protected, the habitat must be clearly distinguishable from its surroundings [6], and second, once the habitat has been identified as a FAH, its special characteristics must not be altered. Both of these details contain ambiguity that potentially undermines the practical application of the Act: what constitutes clearly distinguishable or special characteristics and how to ensure that the special characteristics are not altered. Moreover, no clear guidelines for the delineation and demarcation exist. The decision about the distinguishability, the definition of special characteristics and the overall demarcation of the FAH depends on the forest authorities on site, e.g. during the management planning.

The most likely biological aspect that can make a habitat clearly distinguishable from its surroundings for a human observer is variation in the plant community composition. In similar line of thought, the special characteristics that must not be altered are the characteristics of the plant community. It is well established that forest management influences plant community composition [13-15]. Therefore, since FAH's special characteristics must not be altered, unmanaged buffer strips around the FAHs are of fundamental importance for the spirit of the Act. Research on edge effects has provided robust evidence that communities of the target habitat will be altered if the buffer strips are not sufficient [16,17]. More specifically, studies that have focussed on plant communities of boreal forests emphasize the importance of the width of the buffer strips [18,19], and it has been stated that if the plant communities of the streams and the streamside riparian habitats are to be preserved, sufficient buffer strips are necessary [20-22]. Unfortunately, from the practical point of view it is not enough to state that sufficient buffer strips are needed. Rather, we need to provide clear guidelines based on solid empirical evidence for the widths of buffer strips that constitute sufficient and are likely to be enough to protect the community composition in the long run. However, what should be born in mind is that from society's perspective, over buffering may be as undesirable as under buffering since in commercial forests the management must be economically as well as ecologically sustainable and the apparent trade-off is rather challenging.

From these grounds we designed a study to address two concrete and practical issues: i) how wide is the Forest Act Habitat around small streams that is distinguishable from its surrounding and ii) how wide buffer strip around the stream is sufficient to preserve the natural species community composition of the FAH.

Methods

Study sites and sampling design

We established 39 study sites (out of 213 candidate sites) on riparian FAHs located in mature managed spruce dominated coniferous forests, in Central Finland within a 100 kilometre radius of the city of Jyväskylä (62.23°N, 25.74°E). Our design uses space-for-time-substitution. This method has the advantage that it provides us with the opportunity to analyse patterns based on a single field season. At the same time, the disadvantage of the method is that it relies on the assumption that the sites are similar to begin with, and that for any given management combination the successional trajectories of the sites would be similar. While the latter is not possible to control for in a study design, a violation of this assumption would make any patterns due to management more difficult to observe. As we do observe patterns (see Results) it is likely that this assumption is not badly violated. The former assumption is easier to control in the study design and to this end we applied selection criteria to the study sites to make them as similar as possible: All selected sites belong to the southern boreal vegetation zone, and in all sites the forests were mature, managed and spruce dominated coniferous forests, characterized by deciduous undergrowth. Due to the previous management history large deciduous trees are rare and we included in the study only sites in which they were completely absent. According to the Finnish forest site type classification [23], the vegetation on the streamside was mainly the *Oxalis-myrtillus* type (OMT, herb-rich heath forest) with occasional patches of *Myrtillus* (MT) and *Oxalis Maianthemum* (OMaT) types. In addition, some peatland vegetation type occurred occasionally, thus the parent material in the soil was varying between the peat and till. All sites were selected to be non-flooding and topographically homogenous. In addition, all other habitat factors (e.g. boulders, stand characteristics and deadwood) were taken into account and sites were preselected to be as similar as possible (see Additional file 1: Appendix 1). The edge orientation was observed and north facing edges were not selected (see Additional file 1: Appendix 1 and 2). All water channels were small and narrow (on average of one meter) streams or rivulets with regular, year-round flow. Seven sites were considered as unmanaged reference sites, where the nearest clear-cut was located at least 80 meters from the focal site. Although these seven sites

are considered here as unmanaged, their forest management history apart from the location of the nearest clear-cut is similar to all other sites. The unmanaged and managed sites did not differ from each other in any of the measured habitat characteristics except that the diameter and height of the trees at unmanaged reference sites were on average slightly less (differences were <5cm and <4 meters respectively) than those at the managed sites (Additional file 1: Appendix 1 and 2). Differences are a result of that unmanaged sites had higher amount of smaller trees that was not been thinned out yet. Given that the stand ages and in particular total volumes did not differ, we consider these statistically significant differences biologically trivial. It is worth noting that our unmanaged reference sites will be more disturbed than would be pristine sites, had there been any available for the study. Thus our results pointing to impacts of harvesting on FAH species communities should be considered as minimum estimates.

Among the 32 managed study sites, the distance from the stream to the clear-cut (i.e. width of the FAH plus the buffer strip) varied from 0 to 50 meters. The time since the forest behind the buffer strip was harvested by clear-cutting varied from 1 to 50 years. All buffer strips were one-sided and the other side of the stream was equivalent to unmanaged sites (minimum of 80 meters to the closest clear-cut). All of the sites were inventoried during 2003-2004. Each study site consisted of three parallel species sampling lines orthogonally from the stream shoreline, the distance of which were between 10-15 meters from the other. Each sampling line was divided into one square meter sampling units. From the shoreline up to 15 metres each of the sampling units were inventoried. After the first 15 meters, the sampling was conducted every 5 meters to the clear-cut. In each sampling unit, ground layer's vascular plants (excl. arborescent species) and ground layer's mosses (Bryophyta) were identified to the species and the coverage determined as percentages. Species growing distinctly above the ground layer (e.g. on a boulder or dead wood) were excluded from the sampling.

How wide is the FAH around small streams that is distinguishable from its surrounding

The immediate stream side is by Forest Act definition part of the FAH. Therefore, to empirically determine the extent or width of the riparian FAH that is distinguishable for the surrounding forests, we rearranged our species community data of the seven unmanaged sites by the distance from the stream and ran an analysis of similarities (ANOSIM) between the distances [24]. ANOSIM is a non-metric analysis based on dissimilarity measures and it uses the rank order of dissimilarity values, thus being analogous to non-metric multidimensional scaling

(NMDS). We performed ANOSIM with vascular plant and moss species data separately and with a pooled vascular plant and moss species data. This ensures comprehensive interpretation of the delineation. In ANOSIM Bray-Curtis similarity index was used. Bray-Curtis similarity index takes into account the relative abundance of species and, in addition to changes in species identities, reveals also changes in species community composition that are due to changes in the relative abundances of species. Prior to analysis, species data was \log_{10} -transformed to downweight the dominant taxa. Species that occurred only once were excluded from the analysis. Significances of similarities between groups were derived from 10000 permutations. We compared the community composition of our focal sampling unit bordering the stream (sampling unit one) to each of the community compositions of the other sampling units 2-15 meters from the stream. ANOSIM was performed with PAST (version 2.08) [25].

How wide buffer strip around the stream is sufficient to preserve the natural species community composition of the FAH

The value obtained from the above analysis on the unmanaged sites was used to determine the extent of the FAH on the managed sites. Sites with a buffer strip less than the extent of the FAH (3 meters, see Results) were excluded from the forthcoming analyses. Thus, the final number of managed sites used in the analyses is 20.

Regression analysis was conducted to determine differences in species richness (i.e. number of species) and taxonomic diversities [26] between different management histories (i.e. width of the buffer strip and time since harvested). Suitability of variables for analysis was verified and required transformations conducted. Taxonomic diversity was determined to obtain a variable to reflect the changes in species composition. Taxonomic diversity is an index describing distribution of abundances and taxonomic relatedness of species in each of the studied sites. It is a combination of standard diversity indices and an average relatedness between any two species chosen at random from the site [26]. Taxonomic

diversity in one sample is $\Delta = \frac{\sum_{i < j} \omega_{ij} x_i x_j}{\sum_{i < j} x_i x_j + \sum_{i=1}^{s-1} \frac{x_i(x_i-1)}{2}}$, where the ω_{ij} is weight ($\omega_{ij} = 0$ if i and j are the same species, $\omega_{ij} = 1$ if they are the same genus, $\omega_{ij} = 2$ if they are the same family, etc. according to the desired taxonomic categories). The x denotes the abundances of species i and j . In other words, the measure weights species depending on their affinity (i.e. near kinship species are weighted less). The higher the taxonomic diversity is, the more different taxonomic categories sample encompasses and more diverse the species assemblage is. The

suggested advantage of this measure is that it attempts to capture phylogenetic diversity and is more closely linked to functional diversity than the more traditional diversity indices [26,27]. It is suggested that such phylogenetic diversity indices should be used as a biodiversity metric for predicting and monitoring of biodiversity changes and threats [28].

To intensify the taxonomic information, vascular plant and moss species data was specified with family data according to Hämet-Ahti et al.1998 [29] and Ulvinen et al. 2002 [30], respectively. In this analysis, the abundance of a certain species is the number of occupied sampling units in a site. The buffer strip width and time since harvested were log-transformed ($\log_{10}(1+x)$). Species richness and the taxonomic diversity were determined with PAST (version 2.08) [25] and all statistical analyses were carried out with PASW 18 (SPSS Inc.).

Analysis of similarities (ANOSIM) was used to determine the minimum buffer width for no change in community composition in the FAH. First we divided managed sites into six groups (every fifth meter 1-5, 6-10 etc.), and then compared the species community composition of each of the managed groups to unmanaged sites. The buffer width from where the species community composition in the managed sites no longer differed from that of the unmanaged sites indicates the minimum buffer strip width for maintaining the community composition.

It can be considered that the environment in which a species is most abundant is close to the species environmental optimum [31,32]. The estimate of the optimum environment can be calculated as a weighted average of the environmental variable values of the sites in which the species is present [32]. The weighted average estimate of the optimum is $\tilde{u}_k = \frac{\sum_{i=1}^n x_{ik}y_i}{\sum_{i=1}^n x_{ik}}$, where x is the abundance of species k in sample i and y is the empirical environmental value in sample i (e.g. buffer width or time since harvested). In the present study, this method was used to estimate the optimum buffer width and the optimum time since harvested for species in the FAH. Estimate was calculated for species observed in five or more sites. In addition, we used the method in the unmanaged sites to estimate the "natural" optimum distance of the species from the stream. Optimum values were determined with PAST (version 2.08) [25].

Results

How wide is the FAH around small streams that is distinguishable from its surrounding

In vascular plants, the community compositions of the sampling units 5-15 were significantly different from our focal sampling unit (Table 1). This means that the habitat strip of about 0-4 meters from the stream is

distinguishable from the surrounding forest. In mosses the corresponding distinguishable habitat strip was 0-2 meters and in the combined data of vascular plants and mosses it was 0-3 meters from the stream (Table 1). Naturally, each species has its own characteristic ecological requirements. Therefore, based on species specific abundance, we have tabulated the natural optimal distance of vascular plant and moss species from the stream in Additional file 1: Appendix 3 and 4 respectively.

How wide buffer strip around the stream is sufficient to preserve the natural species community composition of the FAH

In the previous analysis, the distinguishable habitat strip was determined to extend 3 meters from the stream. From now on, we only analyse diversity in this distinguishable habitat strip and call it the FAH, the special characteristics of which must not be altered by forest management. After excluding sites with the buffer strip less than the width of the FAH, the final number of managed sites included into the analysis was 20. Total number of vascular plant and moss species found in the whole study area were 130 and 85, respectively. The total number of vascular plant and moss species found in the FAH were 108 and 69, respectively and the number of unique vascular plant and moss species for FAH were 19 and 21 respectively. The total number of vascular plant and moss species found outside the FAH were

Table 1 Analysis of community similarities (ANOSIM) between the first sampling unit (1 meter from the stream) and the other sampling units 2–15 meters from the stream

Comparison	Vascular plants		Mosses		Pooled data	
	R	p	R	p	R	p
1 - 2	-0.069	0.778	0.050	0.275	-0.066	0.751
1 - 3	0.064	0.244	0.272	0.012	0.086	0.166
1 - 4	0.122	0.072	0.474	0.000	0.271	0.008
1 - 5	0.317	0.002	0.621	0.001	0.460	0.001
1 - 6	0.402	0.001	0.632	0.000	0.518	0.000
1 - 7	0.469	0.002	0.608	0.000	0.502	0.001
1 - 8	0.507	0.001	0.658	0.001	0.528	0.001
1 - 9	0.563	0.001	0.689	0.001	0.559	0.001
1 - 10	0.599	0.001	0.703	0.001	0.583	0.001
1 - 11	0.610	0.001	0.693	0.001	0.600	0.001
1 - 12	0.655	0.001	0.739	0.000	0.631	0.001
1 - 13	0.645	0.001	0.772	0.001	0.640	0.001
1 - 14	0.656	0.001	0.708	0.001	0.635	0.000
1 - 15	0.661	0.000	0.770	0.001	0.651	0.000

Data is from the unmanaged reference sites. R values are effect sizes based on the difference of mean ranks between and within groups [32]. N for all groups is 7.

92 and 56, respectively and the number of unique vascular plant and moss species for outside the FAH were 19 and 9 respectively.

There was an interaction between the width of the buffer strip and the time since harvested by clear-cutting on both, the vascular plant species richness and taxonomic diversity of FAH (Table 2). We have depicted the interactions in Figures 1 and 2, from which one can see that on a narrow buffer strips both species richness and taxonomic diversity of vascular plants decline with time, while on wider buffer strips similar decline does not occur.

To estimate the minimum buffer width needed to safeguard the FAH vascular plant community composition, we divided the buffer widths into six classes and compared the vascular plant species community of each with the corresponding communities of unmanaged reference sites with ANOSIM. FAH community composition differed from the unmanaged references still with 36 meters wide buffers and the communities were unaltered only after the buffer strip widths exceeded 45 meters (Table 3). It is noteworthy that although the sample size and thus power to observe a significant difference for the last comparison was small, the effect size *R* also decreases ten-fold indicating a real change towards more similar communities. Vascular plant species benefiting from anthropogenic disturbance were found in FAHs with narrow buffer strips (see Additional file 1: Appendix 5). In these species, the smallest weighted average of buffer widths was 0 meters, i.e. not at all FAH external buffer (Additional file 1: Appendix 5).

For moss species richness or taxonomic diversity there were no interaction between the width of the buffer strip and the time since harvested (Table 2). However, moss species richness declined with time since harvested, whereas the taxonomic diversity of mosses increased

with the buffer width (see Table 2 and Figures 3 and 4). Similar to vascular plants, also moss community compositions of the FAH differed from the unmanaged references still with 36 meters wide buffers and the moss communities appeared unaltered only after the buffer strip widths exceeded 45 meters (Table 3). However, in mosses the effect size does not change much for the last comparison suggesting that the change in the significance is related to the decreased sample size and even with 45 meters wide buffers the communities may still have been altered. As with vascular plants, moss species benefiting from anthropogenic disturbance were found in the FAH with narrow buffer (see Additional file 1: Appendix 6). However, in mosses, the smallest weighted average of buffer widths was 12 meters (Additional file 1: Appendix 6).

Discussion

Our first objective was to determine how wide is the Forest Act Habitat (FAH) around small streams that is distinguishable from its surrounding. Although defining an average width of streamside riparian habitat or FAH may be ecologically questionable and undesirable, from the management point of view such a generalisation is essential. Despite the importance of the generalization for management, it may not be stressed too much that care is needed when such a generalization is executed, and in practise every delineation has to be done individually depending on forests stand structure, vegetation type and topography of the site. Thus, even if our result that the FAH was on average 3 meters wide strip along the small stream is correct, the actual metric value should be decided on site.

Buffer strips are not mentioned in the Forest Act, but what is important, is that the Forest Act states that the characteristics of the FAH may not be altered. Therefore, to fulfil the statutes of the Act, it is necessary that a buffer strip around the 3 meters wide FAH must be left. From these premises, our second objective was to determine how wide buffer strip around the stream is needed to preserve the natural species community composition of the FAH. We found that vascular plant species richness and taxonomic diversity were affected by an interaction between buffer strip width and time since the formation of the buffer strip. At narrow buffer strips, species richness and diversity declined with time but similar decline did not occur in the wider buffer strips. In mosses there were no interactions, but the moss species richness declined with time since harvested by clear-cutting and the taxonomic diversity declined with the declining width of the buffer strip.

The interaction between buffer strip width and time since harvested on vascular plant species richness and taxonomic diversity provides an indication of extinction

Table 2 Regression analyses for vascular plant and moss species richness and taxonomic diversity

		R ²	F	Sig.	Partial η ²
Buffer*Time	Plant species	0.489	5.822	0.024	0.202
	Plant diversity	0.270	4.427	0.047	0.161
	Moss species	0.220	0.918	0.348	0.038
	Moss diversity	0.301	2.889	0.103	0.112
Buffer	Moss species	0.189	0.598	0.447	0.024
	Moss diversity	0.213	6.220	0.020	0.206
Time	Moss species	0.189	5.568	0.027	0.188
	Moss diversity	0.213	0.051	0.823	0.002

Buffer*Time is the interaction term, i.e. the product term of variables. Buffer and Time denotes variables buffer width and the time since harvested, respectively. Plant and moss species denotes species richness (number of species) and diversities are taxonomic diversities. Values are calculated from log₁₀-transformed data. Species data is from the FAH. Degrees of freedom for the models are 1, 24.

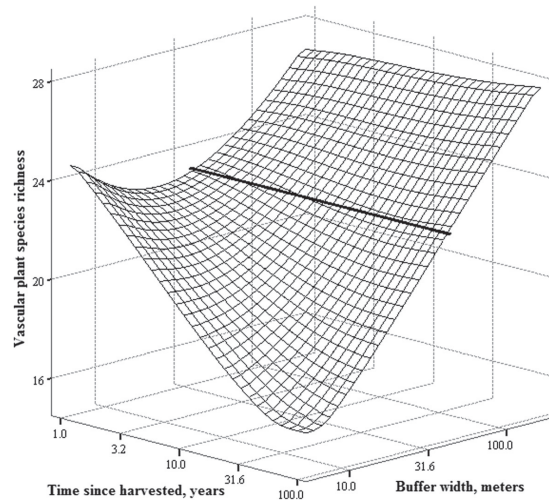


Figure 1 Interaction between the width of the buffer strip and time since harvested on vascular plant species richness. Bold line across the surface represents the 45-meters wide buffer. Vascular plant species data is from the FAH. Buffer strip width and time since harvested are at log₁₀-scale.

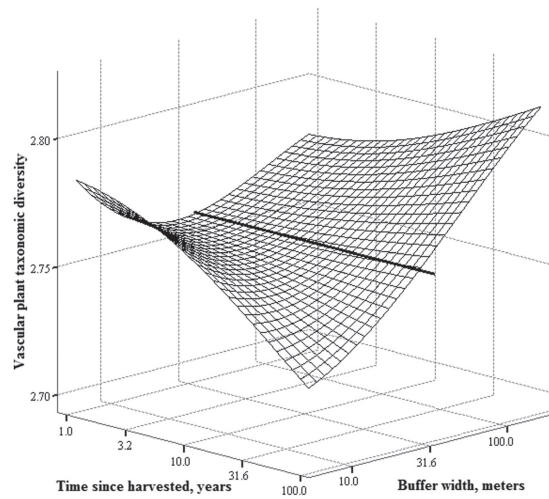


Figure 2 Interaction between the width of the buffer strip and time since harvested on taxonomic diversity of vascular plants. Bold line across the surface represents the 45-meters wide buffer. Vascular plant species data is from the FAH. Buffer strip width and time since harvested are at log₁₀-scale.

Table 3 Analysis of community similarity (ANOSIM) of different buffer width categories between unmanaged (N_1) and managed sites (N_2)

Buffer width (metres)	N_1, N_2	Vascular plants		Mosses	
		R	p	R	p
0 - 5	7, 3	0.758	0.009	0.677	0.008
6 - 10	7, 3	0.651	0.010	0.544	0.008
11 - 15	7, 5	0.488	0.001	0.390	0.008
21 - 25	7, 4	0.442	0.019	0.454	0.011
32 - 36	7, 3	0.540	0.025	0.482	0.009
45 - 50	7, 2	0.058	0.410	0.451	0.084

Species communities are from the FAH.

debt [33-35] due to forest management. Although the effect sizes were at most medium (Table 2), the implication for the local risk of extinction due to forest management are not trivial. In our study, the FAH itself was not directly disturbed by the management, but still, extinction debt was accrued in the FAH depending on the distance (i.e. buffer strip width) from the disturbance. Based on figure 1, it appears that with narrow buffer strips it takes approximately 10 years to lose 20% of vascular plant species and 30 years for a third of the species to be lost while similar decline in species richness is not evident with wider buffers. With taxonomic diversity (Figure 2) it appears that the decline in FAHs with narrow buffers may be slower and a clear decline is observed only 20-30 years after the disturbance. Decline in taxonomic diversity due to forest management is distressing because taxonomic diversity reflect the

ecosystem functioning [28,36], and may be as significant threat to ecosystem services as the much worried climate change [37].

When we are considering the effects of anthropogenic disturbance, it must be remembered that ultimately from the nature conservation perspective, any change on the species community, a loss or a gain of a species, is undesirable. Thus, since the legislation states that characteristics of the valuable habitats may not be altered, any alteration due to forest management that can be detected in the community composition should be considered to violate the act. Based on our analyses, the sufficient width for a buffer strip that pre-empts the creation of extinction debt seems to be around 45 metres. Our sample size for this particular comparison is small, but it is worth noting that from the point of view of conservation, the value of 45 metres can be considered a conservative minimum estimate. This is because all comparisons with less than 45 meter buffer width resulted in a significant difference between the communities.

There are obvious economical costs associated with leaving buffers and thus from the economical point of view one needs to be careful not to over buffer. Above we stated that the 45 metres was a conservative minimum estimate from the point of view of conservation. Thus from the perspective of sustainable forest management it should be clear that this is indeed the minimum that must be left in order to avoid altering the community compositions, while it is not clear that buffering more than 45 metres would not benefit the biodiversity even more. Ours is not the first study to suggest that at

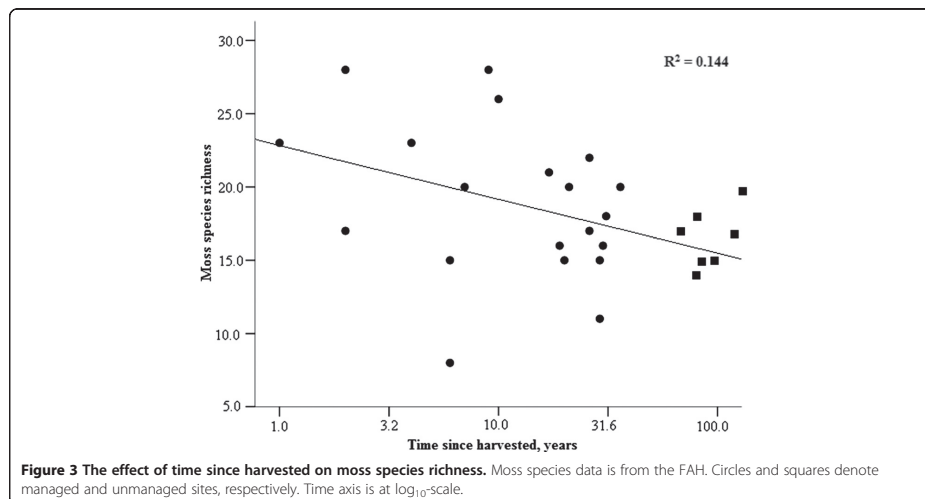
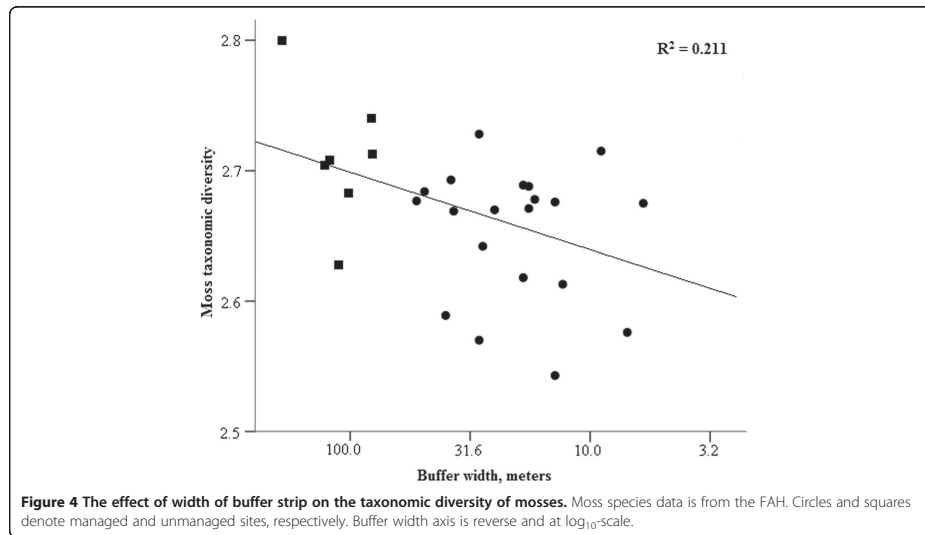


Figure 3 The effect of time since harvested on moss species richness. Moss species data is from the FAH. Circles and squares denote managed and unmanaged sites, respectively. Time axis is at log₁₀-scale.



least 45 meters wide buffers should be left but earlier values of similar magnitude have been suggested [38-41].

The interesting and somewhat natural result of mosses, the increasing diversity with increasing buffer width, is result of functional buffering. The wider buffers are able to safeguard the species diversity of the FAH. Moreover, the result of decreasing species richness with time is indicating that due to management actions there are a loss of species that will occur with a time lag. Species that have short optimum time since harvesting and wide optimum buffer strip width are species that are still present just after the management, but soon disappear in spite of relatively wide buffers.

We did not observe a clear increase in the vascular plant species richness after the disturbance, although based on earlier research such an increase could have been expected [14,15]. However, some indication of such an effect may be seen in the figure 1 and 2 if we concentrate on the corner of the matrix where the buffer strip width is small and time since harvested short: in both graphs this corner tends towards higher richness. Moreover, at the FAH we observed a few pioneer plant species typically found in clear-cuts (e.g. *Epilobium angustifolium*) (see Additional file 1: Appendixes 5 and 6). For example, *E. angustifolium* was not present in any of the unmanaged reference sites but was present on the managed sites. On managed sites, weighted averages of the buffer width and time since harvested for occurrences of *E. angustifolium* in the FAH was 0 meters and 5 years, respectively.

The smallest average optimum buffer width for moss species was 9 meters. This species is a pioneer species *Ceratodon purpureus* and it is typically found in clear-cuts. The other common pioneer species *Pohlia nutans* is still found from FAH with up to on average 14 meters wide buffers (Additional file 1: Appendix 6). Overall, occurrence of these kinds of pioneer species in the FAH is evidence for the adjacent disturbance breaking through the narrow buffer strips. Moreover, although species richness of mosses did not rise after clear-cutting, it was the initially species rich stream side habitat that was the main interest, not the typical forests habitat. This leads to already higher richness at the outset compared to the former inland forest orientated studies. Note that the gradual change from stream side species to clear-cut species does not necessarily increase species richness, and ultimately the changes in species community composition in time reveals the effects of the disturbance.

In general the species specific responses to buffer width and time since harvested suggest that some microclimatic changes have taken place in the FAH. In vascular plants, *Moneses uniflora*, typical in moist forests, is found in FAHs with on average 34 meters wide buffers, but only on average one year after the harvesting (see Additional file 1: Appendix 5). Moreover, the moss *Sphagnum riparium*, a species which is known to suffer from drainage, is found on average just one year after harvesting, indicating that it may really suffer from forest management. The average buffer width for *S. riparium* is as much as 34 meters.

Similarly another moss species, *Ptilium crista-castrensis*, which is typically found in moist and shady habitat, is found only few years after harvesting (see Additional file 1: Appendix 6). These examples suggest considerable change in moisture conditions and alteration in run-off properties in streamside FAH even with relatively wide buffers. Similarly also exposure to sun and wind is likely to increase evaporation, thus changing ground level moisture and climate conditions. Thus it is clear that the effects of forest management can travel far and buffers of at least 45 meters are needed if we really want to adhere to the statement (and spirit) of the Forest Act that the characteristics of the FAH may not be altered.

Conclusions

Trying to find a one-size-fits-all –buffer strip width as we did here, is not sensible in ecological sense, simply because organisms with different ecology will respond differently. However, at the same time in reality we very much need to be able to make every day decisions in our commercial forests about how wide buffers to leave. Therefore, we need to work out practicable guidelines for forests managers and authorities that unavoidably overlook some of the ecological detail in the landscape.

Based on our analyses the width of the FAH along the boreal forest streams (sensu Finnish forest Act) is on average 3 meters wide. In practice, it will be safer to use 4-meter FAHs based on vascular plant species. However, as the forest act also demands that the characteristics of these habitats may not be altered, it should immediately be obvious that a buffer is needed. Our results indicate that even if the valuable habitat itself is only a narrow strip along the stream, to conserve this strip unaltered it is imperative to leave a minimum of 45 meters wide buffer strip of forest on both sides of the streams. If we really mean what we have written into the legislation, anything less than 45 meters buffers around the valuable habitats will be against the spirit of the act, and against the idea of sustainable use of natural resources.

Additional file

Additional file 1: Appendix 1. Stand characteristics of studied sites. **Appendix 2.** Test statistics between managed and unmanaged reference sites: i) T-test for equality of habitat and stand characteristic means; ii) Mardia-Watson-Wheeler test for equal directional distribution (i.e. direction of edge in managed sites and direction of sample lines in unmanaged reference sites); iii) Pearson correlation between independent variables used in regression analysis. **Appendix 3.** Optimum distance (meters) of vascular plant species from the stream. Optimum distances are based on weighted averaging. Data is from the unmanaged reference sites. **Appendix 4.** Optimum distance (meters) of moss species from the stream. Optimum distances are based on weighted averaging. Data is from the unmanaged reference sites. **Appendix 5.** Optimum buffer width (meters) and time from harvesting (years) for vascular plant species. Optimums are based on weighted averaging. Species are from the FAH. **Appendix 6.** Optimum buffer width (meters) and time from

harvesting (years) for moss species. Optimums are based on weighted averaging. Species are from the FAH.

Abbreviations

ANOSIM: Analysis of similarities; FAH: Forest Act habitat; WKH: Woodland key habitat.

Competing interests

Neither of the authors has competing interests.

Authors' contributions

Authors conceived the study and the design together. VS conducted and coordinated the field work and the species identification. Together the authors conducted the statistical analysis and wrote the manuscript. Both authors read and approved the final manuscript.

Acknowledgements

We thank Jyrki Ilves, Kovanen Miina and Salla Selonen for the help in the field. Also we thank the Finnish Forest and Park Service and Forestia Oy for providing study areas. The study was funded by the Ministry of Agriculture and Forestry, Kone Foundation, The Emil Aaltonen Foundation and The Finnish Cultural Foundation.

Received: 29 January 2013 Accepted: 4 July 2013
Published: 10 July 2013

References

1. Rassi P: Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Edita: Helsinki; 2001.
2. Hanski I: *The shrinking world: ecological consequences of habitat loss*. Oldendorf/Luhe: International Ecological Institute; 2005.
3. Timonen J, Siitonen J, Gustafsson L, Kotiaho JS, Stokland JN, Sverdrup-Thygesen A, Monkkonen M: **Woodland key habitats in northern Europe: concepts, inventory and protection**. *Scand J For Res* 2010, **25**(4):309–324.
4. Hanski I: **In the midst of ecology, conservation, and competing interests in the society**. *Ann Zool Fenn* 2002, **39**(3):183–186.
5. Pykälä J: **Implementation of Forest Act habitats in Finland: does it protect the right habitats for threatened species?** *For Ecol Manage* 2007, **242**(2–3):281–287.
6. Savolainen J: *Metsälaki perusteluineen*. Helsinki: Edita; 1997.
7. Kotiaho JS, Selonen VAO: *Metsälain erityisen tärkeiden elinympäristöjen kartoituksen laadun ja luotettavuuden analyysi*. Helsinki: Suomen ympäristökeskus; 2006.
8. Selonen VAO, Mussaari M, Toivanen T, Kotiaho JS: **The Conservation Potential of Brook-side Key Habitats in Managed Boreal Forests**. *Silva Fenn* 2011, **45**(5):1041–1052.
9. Gregory SV, Swanson FJ, Mckee WA, Cummins KW: **An Ecosystem Perspective of Riparian Zones**. *BioScience* 1991, **41**(8):540–551.
10. Nilsson C, Svedmark M: **Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: Riparian plant communities**. *Environ Manage* 2002, **30**(4):468–480.
11. Naiman RJ, Decamps H: **The ecology of interfaces: Riparian zones**. *Annu Rev Ecol Syst* 1997, **28**:621–658.
12. Hylander K, Dynesius M, Jonsson BG, Nilsson C: **Substrate form determines the fate of bryophytes in riparian buffer strips**. *Ecol Appl* 2005, **15**(2):674–688.
13. Esseen P, Ehnström B, Ericson L, Sjöberg K: **Boreal Forests**. *Ecol Bull* 1997, **46**:16–47.
14. Pykälä J: **Immediate increase in plant species richness after clear-cutting of boreal herb-rich forests**. *Appl Veg Sci* 2004, **7**(1):29–34.
15. Widenfalk O, Weslien J: **Plant species richness in managed boreal forests—Effects of stand succession and thinning**. *For Ecol Manage* 2009, **257**(5):1386–1394.
16. Broszofski KD, Chen JQ, Naiman RJ, Franklin JF: **Harvesting effects on microclimatic gradients from small streams to uplands in western Washington**. *Ecol Appl* 1997, **7**(4):1188–1200.
17. Harper K, Macdonald S, Burton P, Chen J, Broszofski K, Saunders S, Euskirchen E, Roberts D, Jaiteh M, Esseen P: **Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes**. *Conserv Biol* 2005, **19**(3):768–782.

18. Hylander K, Jonsson BG, Nilsson C: **Evaluating buffer strips along boreal streams using bryophytes as indicators.** *Ecol Appl* 2002, **12**(3):797–806.
19. Stewart KJ, Mallik AU: **Bryophyte responses to microclimatic edge effects across riparian buffers.** *Ecol Appl* 2006, **16**(4):1474–1486.
20. Hylander K, Nilsson C, G  thner T: **Effects of Buffer-Strip Retention and Clearcutting on Land Snails in Boreal Riparian Forests.** *Conserv Biol* 2004, **18**(4):1052–1062.
21. Dynesius M, Hylander K: **Resilience of bryophyte communities to clear-cutting of boreal stream-side forests.** *Biol Conserv* 2007, **135**(3):423–434.
22. Str  m L, Hylander K, Dynesius M: **Different long-term and short-term responses of land snails to clear-cutting of boreal stream-side forests.** *Biol Conserv* 2009, **142**(8):1580–1587.
23. Cajander AK: **The theory of forest types.** *Acta For Fenn* 1926, **29**(3):1–108.
24. Clarke KR: **Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure.** *Austral Ecol* 1993, **18**(1):117–143.
25. Hammer   , Harper DAT, Ryan PD: **PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis.** *Palaeontol Electron* 2001, **4**(1):1–9.
26. Clarke KR, Warwick RM: **A taxonomic distinctness index and its statistical properties.** *J Appl Ecol* 1998, **35**(4):523–531.
27. Magurran AE: *Measuring Biological Diversity.* Oxford: Blackwell Publishing; 2004.
28. Cadotte MW, Cardinale BJ, Oakley TH: **Evolutionary history and the effect of biodiversity on plant productivity.** *Proc Natl Acad Sci USA* 2008, **105**(44):17012–17017.
29. H  met-Ahti L, Suominen J, Uotila P, Lampinen R, Koistinen M: *Retkelykasvio.* Helsinki: Luonnontieteellinen keskusmuseo; 1998.
30. Ulvinen T, Syrj  nen K, Anttila S: *Suomen sammalet - levinneisyys, ekologia, uhanalaisuus.* Helsinki: Suomen ympäristökeskus; 2002.
31. MacArthur R, Levins R: **Limiting Similarity Convergence and Divergence of Coexisting Species.** *Am Nat* 1967, **101**(921):377–385.
32. Jongman RHG, ter Braak CJF, van Tongeren OFR: *Data Analysis in Community and Landscape Ecology.* Cambridge: Cambridge University Press; 1995.
33. Tilman D, May RM, Lehman CL, Nowak MA: **Habitat Destruction and the Extinction Debt.** *Nature* 1994, **371**(6492):65–66.
34. Hanski I: **Extinction debt and species credit in boreal forests: modelling the consequences of different approaches to biodiversity conservation.** *Ann Zoo Fenn* 2000, **37**(4):271–280.
35. Kuussaari M, Bommarco R, Heikkinen RK, Helm A, Krauss J, Lindborg R,   ckinger E, P  rtel M, Pino J, Rod   F, Stefanescu C, Teder T, Zobel M, Steffan-Dewenter I: **Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation.** *Trends Ecol Evol* 2009, **24**(10):564–571.
36. Flynn DFB, Mirotnich N, Jain M, Palmer MI, Naeem S: **Functional and phylogenetic diversity as predictors of biodiversity-ecosystem-function relationships.** *Ecology* 2011, **92**(8):1573–1581.
37. Cardinale BJ, Duffy JE, Gonzalez A, Hooper DU, Perrings C, Venail P, Narwani A, Mace GM, Tilman D, Wardle DA, Kinzig AP, Daily GC, Loreau M, Grace JB, Larigauderie A, Srivastava DS, Naeem S: **Biodiversity loss and its impact on humanity.** *Nature* 2012, **486**(7401):59–67.
38. Young A, Mitchell N: **Microclimate and Vegetation Edge Effects in a Fragmented Podocarp-Broadleaf Forest in New-Zealand.** *Biol Conserv* 1994, **67**(1):63–72.
39. Murcia C: **Edge Effects in Fragmented Forests - Implications for Conservation.** *Trends Ecol Evol* 1995, **10**(2):58–62.
40. Wenger S: *A review of the scientific literature on riparian buffer width, extent and vegetation.* Athens: University of Georgia. Institute of Ecology, Office of Public Service & Outreach; 1999.
41. Spittlehouse DL, Adams RS, Winkler RD: *Forest, edge, and opening microclimate at Sicamous Creek. Research Report.* British Columbia: Ministry of Forests; 2004.

doi:10.1186/1472-6785-13-24

Cite this article as: Selonen and Kotiaho: Buffer strips can pre-empt extinction debt in boreal streamside habitats. *BMC Ecology* 2013 **13**:24.

Submit your next manuscript to BioMed Central and take full advantage of:

- Convenient online submission
- Thorough peer review
- No space constraints or color figure charges
- Immediate publication on acceptance
- Inclusion in PubMed, CAS, Scopus and Google Scholar
- Research which is freely available for redistribution

Submit your manuscript at
www.biomedcentral.com/submit



IV

RECIPE FOR RECONCILIATION OF BIODIVERSITY CONSERVATION AND COST-EFFECTIVE FOREST MANAGEMENT: ABANDON CLEAR-CUTTING, EMBRACE SELECTIVE HARVESTING

by

Ville A. O. Selonen & Janne S. Kotiaho 2014

Manuscript