

Pro gradu -tutkielma

**Metsien rakenteen muutos 1953 – 2003 Kuusamossa ja sen
vaikutus poronhoitoon**

Miia Heiskanen



Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ympäristötiede

21.9.2009

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ympäristötiede

HEISKANEN, MIIA: Metsien rakenteen muutos vuosina 1953 – 2003 Kuusamossa ja sen vaikutus poronhoitoon

Pro gradu: 41 s.

Työnohjaaja: Prof. Markku Kuitunen ja MMM Lotta Jaakkola

Tarkastajat: Prof. Markku Kuitunen ja dosentti Kari Hänninen

Syyskuu 2009

Hakusanat: ilmakuvatulkinta, naavamaiset epifyyttijäkälät, paikkatieto, porojen talvilaitumet

TIIVISTELMÄ

Metsävaroja kartoitetaan Suomessa säännöllisesti, mutta paikkatietoa metsien pitkäaikaismuutoksesta on julkaistu vain vähän. Pitkäaikaismuutoksista saadaan tietoa vertaamalla eriaikaisia ilmakuvia. Tässä tutkielmassa tarkastellaan Pohjois-Kuusamossa tapahtunutta metsien rakenteen muutosta eriaikaisista ilmakuvista tulkitsemalla. Koska metsät toimivat porojen talvilaitumina tarjoten muun muassa maa- ja epifyyttijäkälää, ympäristönmuutosta tarkastellaan suhteessa kestävään porotalouteen. Koska ilmakuvilta ei pystytä erottamaan metsätyyppejä, puuston ikää tai puulajisuhteita, tarkastellaan tässä työssä maiseman rakenteen muutosta. Tutkimuksessa verrattiin yhteensä kymmenen, neljän neliökilometrin suuruisen koalan metsäkuvioiden muutosta Oulangan kansallispuistossa ja sen ulkopuolella talousmetsissä 1950-, 1970- ja 2000-luvuilla. Tutkimuksessa havaittiin merkitseviä eroja kansallispuiston ja talousmetsien maisemien välillä diversiteetissä, keskimääräisessä laikkukoossa sekä reunatiheydessä vuosina 1977 ja 2003. Naavamaiset epifyyttijäkälät eli lupot ja naavat ovat luonnossa poron ensisijainen ravintokohde kevättalvisin. Luppojen esiintymiseen vaikuttavat eniten metsikön ikä ja sen vaikutus kasvupaikan pienilmastoon. Luppvoja esiintyy eniten vanhoissa soistuvissa kuusikoissa, joten ne ovat porotalouden kannalta merkittäviä laikkuja. Tutkimuksessa kartoitettiin talvilaidunvaroihin vaikuttavia metsän rakenteen muutoksia 1953 – 2003 ja havaittiin fragmentoitumista talousmetsien varttuneen metsän matriisissa ja puustoisilla soilla metsänuudistamisen ja maankäytön muutosten johdosta.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science

Department of Biological and Environmental Science
Environmental Science

HEISKANEN, MIIA: Changes in forests' structure 1953 – 2003 in Kuusamo and its impact on reindeer management

Master of Science Thesis: 41 p.

Supervisors: Prof. Markku Kuitunen ja reseacher Lotta Jaakkola

Inspectors: Prof. Markku Kuitunen and Kari Hänninen

September 2009

Keywords: aerial photograph, alectoroid lichen epiphytes, GIS, reindeers' winter pastures

ABSTRACT

Although the forests of Finland are monitored regularly, there is only a little spatial data of long-term changes published. Long-term changes are detected by comparison of aerial photographs from different decades. The change of the forest structure in Kuusamo is studied in this thesis by interpreting aerial photographs from different decades (1950s, 1970s and 2000s). Because the forests are winter pastures of reindeer, providing among other things ground-dwelling lichens and lichen epiphytes, the environmental change is examined in respect of sustainable reindeer husbandry. Forest types, age or the proportions of tree species can not be differentiated from aerial photographs. The change of landscape structure is in the focus of the study. This study compares total ten experimental plots of four square kilometers from Oulanka national park and commercial forests in its surrounding area. Significant differences were found in landscape diversity, mean patch size and edge densities between Oulanka national park and the commercial forests in 1977 and 2003. In terms of the abundance of alectoroid lichen epiphytes, the age of forest and its microclimate are the most important factors. Alectoroid lichen epiphytes are very important in reindeers' diet in winter in nature. They are most abundant in mature swampy spruce forests, which are important patches for reindeer husbandry. Changes in 1953 – 2003 that influenced reindeers' winter pastures were examined and in the commercial forests fragmentation of forest matrix and wooded marshs due to reforestation and changes in land use was found.

Sisältö

1. JOHDANTO.....	5
2. TUTKIMUKSEN TAUSTAA.....	6
2.1 Maisemateoria.....	6
2.2 Paikkatietojärjestelmät ja ilmakuvaus.....	7
2.2.1 Ilmakuvat paikkatietojärjestelmissä.....	7
2.2.2 Ilmakuvatulkinta.....	7
2.2.3 Metsien ilmakuvaus.....	8
2.3 Metsien pitkäaikaismuutos Fennoskandiassa.....	9
2.4 Naavamaiset epifyyttijäkälät eli lupot ja naavat.....	11
2.5 Porotalous Suomessa.....	11
2.6 Luppo poron ravintona.....	12
2.7 Luppojen esiintyminen.....	13
3. AINEISTO JA MENETELMÄT.....	14
3.1 Tutkimusalue.....	14
3.1.1 Alakitkan paliskunta.....	14
3.1.2 Koealojen otanta.....	15
3.2 Aineisto.....	16
3.2.1 Ilmakuvat.....	16
3.2.2 Aineiston käsittely.....	17
3.2.3 Analyysi.....	17
3.3 Tilastolliset menetelmät.....	18
4. TULOKSET.....	18
4.1 Laikkujen pinta-ala ja piiri.....	18
4.2 Maisematason indeksit.....	28
4.3 Muutokset porojen potentiaalisten talvilaidunten pinta-aloissa.....	30
5. TULOSTEN TARKASTELU.....	33
5.1 Muutokset maastotyypeissä 1953 -2003.....	33
5.2 Muutokset maisemaindekseissä 1953 - 2003.....	34
5.3 Muutosten vaikutus perinteiseen poronhoitoon.....	35
5.4 Menetelmän arviointia ja lisätutkimuksen aiheita.....	36
5.5 Menetelmien mahdolliset virhelähteet.....	36
6. JOHTOPÄÄTÖKSET.....	37
KIITOKSET.....	38
KIRJALLISUUSLUETTELO.....	39

1. JOHDANTO

Poronhoidon juuret ovat tunturi- ja metsäpeuran pyynnissä, josta vähitellen siirryttiin kesytettyjen kantamuotojen hoitoon (Koivisto 1983). Laajamittainen paimentolaisporonhoito alkoi myöhäiskeskiajalla. Poronhoitoa harjoitetaan Pohjois-Euroopassa, Siperiassa, Pohjois-Amerikassa sekä arktisilla saarilla. Poronhoitoaluetta on Pohjois-Suomessa nykyään 114 000 km² eli noin 33 % Suomen pinta-alasta (Jernsletten & Klokov 2002).

Poronhoidon hallinto on järjestetty paliskunnittain. Kuusamo kuuluu eteläiseen poronhoitoalueeseen ja sen poronhoitajat muodostavat Alakitkan paliskunnan. Suomessa oikeus harjoittaa porotaloutta on kaikilla poronhoitoalueella pysyvästi asuvilla. Kansainvälisesti elinkeinolla on suuri taloudellinen ja kulttuurinen merkitys alkuperäiskansoille.

Porotaloutta uhkaa rakentamisesta johtuva laidunmaiden häviäminen (Jernsletten & Klokov 2002). Poronhoito edellyttää laajoja ja monimuotoisia laidunmaita, koska poron ravinto vaihtelee eri vuodenaikoina. Laitumet eivät saa olla liian kaukana toisistaan, jotta liikkuminen niiden välillä on mahdollista. Laidunmaiden ravintokasvien vuosittainen tuotanto muodostaa rajoittavan resurssin, joka on osa ympäristön luontaista kantokykyä. Kantokyvystä riippuu paljonko yksilöitä alueella voi pitkällä aikavälillä luonnonvaraisina elää. Jos systeemi tarvitsee jatkuvasti ulkopuolelta tuotuja resursseja, sen kantokyky on ylittynyt. Kantokykyä alentavia tekijöitä ovat luppometsien häviäminen ja maajäkälien ylilaidunnus. Lisäruokinta ja vasateurastus ovat poronhoidon muutoksia, joita yksilömäärien kehitys nykytasolle on edellyttänyt.

Poronhoidon ekologiaa, erityisesti laidunnuksen vaikutuksia ja talviravintoa on tutkittu aiemmin Oulangan kansallispuistossa (Fischer 2005, Helle 1974, Jaakkola ym. 2006). Oulangan kansallispuisto on perustettu Kuusamoon vuonna 1956.

Kuusamon alue on ilmakuvaattu ensimmäisen kerran vuonna 1953, ennen Oulangan kansallispuiston perustamista. Tässä tutkimuksessa dokumentoidaan ilmakuvista tulkitsemalla metsien rakenteen pitkäaikaismuutoksia vuosina 1953 – 2003 Pohjois-Kuusamossa. Oulangan kansallispuistoa verrataan sitä ympäröiviin talousmetsiin.

Tutkimuksen pääpaino on porojen talvilaidunten muutoksissa. Naavamaiset epifyyttijäkälät eli lupot ja naavat ovat yksi tärkeimmistä ravintokohteista poron talviruokavaliossa. Termiä loppo käytetään jatkossa naavamaisten epifyyttijäkälien synonyymina, eli se sisältää myös naavat. Loppoa esiintyy runsaimmin varttuneissa havumetsissä. Työssä arvioidaan varttuneen metsän laikuissa tapahtuneiden muutoksien vaikutusta loppojen saatavuuteen.

Tutkimuksessa selvitetään, eroavatko kansallispuiston ja talousmetsien maisemat merkittävästi toisistaan vuosina 1953, 1977 ja 2003. Lopuksi tarkastellaan metsien pitkäaikaismuutosten vaikutuksia porojen eri talviravintovarojen saatavuuteen.

2. TUTKIMUKSEN TAUSTAA

2.1 Maisemateoria

Maisema on alue, jossa ainakin yksi tarkasteltava tekijä on spatiaalisesti heterogeeninen (Forman 1995). Maisemalla on skaala, eli sen objekteilla ja prosesseilla on spatiaalisia ja temporaalisia ulottuvuuksia, joita määrittävät spatiaalinen resoluutio sekä tutkimusalueen laajuus tai tarkastelujakson kesto. Maiseman sisällä voidaan erottaa eri maanpeiteluokkia sen habitaattien, ekosysteemien tai kasvillisuustyypien perusteella. Ympäristöstään laadultaan tai ulkonäöltään eroavat alat ovat laikkuja. Taustaekosysteemi tai -maankäyttötyyppi on maiseman matriisi. Matriisiksi määritellään pinta-alaltaan suurin, yhtenäisin ja maiseman dynamiikkaa eniten hallitseva elementtityyppi, esimerkiksi varttunut metsä.

Systeemejä ja prosesseja kuvataan abstraktisti malleilla (Turner ym. 2001). Spatiaalisen mallin muuttujilla on eksplisiittinen spatiaalinen sijainti eli malliin sisältyy tieto läsnä olevista elementeistä ja niiden välisestä järjestäytymisestä. Spatiaalisia malleja tarvitaan, jos eksplisiittinen tila on tutkittavassa prosessissa olennainen tekijä.

Forman (1995) erottelee 5 erityyppistä maiseman muutosta, joiden seurauksena habitaattien kokonaisala vähenee ja eristyneisyys lisääntyy (taulukko 1). Spatiaalisia perättäisiä prosesseja voivat olla matriisia lävistävät ja leikkaavat häiriöt (perforation, dissection), fragmentaatio (fragmentation), laikkujen kutistuminen (shrinkage) sekä häviäminen (attrition). Maiseman muutoksen aloittava spatiaalinen prosessi on yleensä lävistys tai vaihtoehtoisesti leikkaus. Lävistys ei muuta laikkujen lukumäärää, mutta pienentää laikun kokoa ja lisää reunan pituutta. Myös leikkaus ja fragmentaatio pienentävät laikun kokoa ja lisäävät reunan pituutta. Lisäksi ne lisäävät laikkujen lukumäärää ja vähentävät laikkujen välistä yhteyttä. Lävistyksillä, leikkauksilla ja fragmentaatiolla voi olla vaikutusta koko alueeseen tai alueella sijaitseviin laikkuihin. Kutistuminen ja häviäminen sen sijaan koskevat yksittäisiä laikkuja tai käytäviä. Häviävät laikut ovat todennäköisimmin pieniä. Ei siis ainoastaan fragmentaatio, vaan kaikki viisi spatiaalista prosessia kukin johtavat ison habitaatin hajoamiseen pieniin osiin. Lopputuloksena habitaatin pinta-ala vähenee ja eristyneisyys lisääntyy.

Taulukko 1. Tärkeimmät maiseman muutoksen spatiaaliset prosessit ja niiden vaikutuksia spatiaalisiin ominaisuuksiin (mukailtu Forman 1995). + = lisääntyy; - = vähenee, 0 = ei muutosta.

Spatiaalinen prosessi	Laikkujen lukumäärä	Laikkujen keskikoko	Spatiaalinen jatkuvuus maisemassa	Reunan kokonaispituus
Lävistys	0	-	0	+
Leikkaus	+	-	-	+
Fragmentaatio	+	-	-	+
Kutistuminen	0	-	0	-
Häviäminen	-	+	0	-

Formanin (1995) mukaan kuusi pääasiallista syytä maiseman muutoksiin ovat metsien käyttö ja uudistaminen, esikaupungistuminen, käytävien rakentaminen, aavikoituminen sekä maatalouden tehostuminen. Muutoksen nopeus vaihtelee alueittain. Nopean muutoksen kausia seuraavat yleensä staattiset kaudet. Muutoksen suunta voi kausittain erota pitkän aikavälin trendistä. Toisaalta esikaupungistuminen ja teiden rakentaminen muuttavat maisemaa pysyvästi.

Maiseman muutosta voidaan tutkia vertaamalla nykyistä maiseman rakennetta kahdella tai useammalla alueella, joiden käyttöhistoria eroaa toisistaan. Maiseman muutosta voidaan tutkia myös yksittäisellä alueella, jos materiaalia on saatavana myös aiemmilta ajanjaksoilta. Ilmakuvat ovat yksityiskohtainen informaatiolähde kuvatuista alueista.

2.2 Paikkatietojärjestelmät ja ilmakuvaus

2.2.1 Ilmakuvat paikkatietojärjestelmissä

Paikkatietojärjestelmien (Geographic information systems) lähtökohtia ovat laitteisto, ohjelmisto sekä georeferoitu data, jota käyttäjä voi hallita, analysoida ja esittää (Longley ym. 2005). Paikkatietojärjestelmät mahdollistavat datan tulkitsemisen ja visualisoinnin erilaisina suhteita ja trendejä ilmentävinä karttoina sekä taulukkoina. Paikkatietojärjestelmillä voidaan käsitellä tehokkaasti laajoja aineistoja. Niitä käytetään laajalti suunnittelun ja päätöksenteon apuvälineinä.

Valokuvia ja muita dokumentteja voidaan esittää yhdessä muun karttaominaisuuksia sisältävän spatiaalisen datan kanssa (Longley ym. 2005). Kuvadata sisältää yhdessä tasossa tietoa muun muassa rakennuksista, teistä ja vesistöistä. Skannatut ilmakuvat voidaan varastoida attribuuteiksi GIS-tietokantaan, jossa niitä voidaan analysoida esimerkiksi digitoimalla.

Kaikki rasterit ovat joko todellisessa koordinaatistoavaruudessa tai kuva-avaruudessa (McCoy & Johnston 2001). Georeferointi eli geometrinen muunnos muuntaa rasteridatan kuva-avaruudesta todellista sijaintia vastaavaan koordinaatistoavaruuteen. Kolmiulotteinen maanpinta esitetään tällöin kaksiulotteisena karttana karttaprojektion avulla. Rasterin georeferointi tapahtuu hyödyntämällä tarkasti tunnistettavia sijainteja kuten rakennusten kulmia kontrollipisteinä, joiden perusteella suoritetaan polynomisen muunnos. Georeferoinnin tarkkuuteen vaikuttaa muun muassa kontrollipisteiden määrä ja sijainti sekä polynomisen muunnoksen tyyppi (Lillesand ym. 2008).

2.2.2. Ilmakuvatulkinta

Ilmakuvatulkinnassa tulkitsija johtaa systemaattisella tarkastelulla kuvadatasta käyttökelpoista informaatiota (Lillesand ym. 2008). Kuvatulkinnan onnistumiseen vaikuttaa tulkitsijan kokeneisuus, tulkintakohteen ominaisuudet sekä kuvien laatu. Ilmakuvien perspektiivi ja skaala voivat olla haastavia kokemattomalle tulkitsijalle. Tutkittavan ilmiön ja alueen tuntemus on tärkeää. Tulkinta perustuu kuvan kohteiden muotojen, suhteelliseen koon, sijaintien, värin ja varjojen havainnointiin.

Digitaalisia ilmakuvia on perinteisesti käytetty pääosin automaattisen kuvatulkin testauksessa ja käytännöllisissä tai tieteellisissä sovelluksissa vähemmän (Löfman & Kouki 2001). Maiseman muutosta voidaan tutkia maisemasarjana ilmakuvista. Suomessa ilmakuvaukset alkoivat Etelä-Suomesta 1930-luvulla, jonka jälkeen koko maa on kuvattu 3 – 15 vuoden välein. Moderni kuvankäsittely tarjoaa ainutlaatuisia mahdollisuuksia tutkia suomalaista maiseman muutosta.

Mittauskaala, esimerkiksi ilmakuvauksessa käytettävän hilan koko, vaikuttaa saataviin numeerisiin tuloksiin. Tarkasteltava prosessi riippuu skaalasta, jos se muuttuu mittauksen raakoon muuttuessa (Turner ym. 2001). Metsämaiseman heterogeenisyyden analyysissä tarkastelukaalan valinnalla on oleellinen merkitys, koska se vaikuttaa spatiaalisen vaihtelun havaitsemiseen (Löfman & Kouki 2003). Löfmanin ja Koukin tutkimuksessa pienillä koelohjoilla havaittiin enemmän vaihtelua keskimääräisissä maisemaindeksiarvoissa.

2.2.3 Metsien ilmakuvaukset

Metsiä ilmakuvataan niin metsätalouden kuin ympäristön seurannan tarpeisiin. Perinteisesti metsäsuunnittelussa on kerätty tietoja suorittamalla maastoinventointeja 10 – 20 vuoden välein (Hyppänen 1999). Kuviotiedot ovat ajan tasalla vain inventointihetkellä, ja tietoa historiasta ei juurikaan hyödynnetä. Ilmakuvaukset on yksityismetsien kohdalla maastomittauksia ja satelliittikuvia halvempi menetelmä ajantasaisen tiedon ylläpitämiseksi. Ilmakuvien spatiaalinen erotuskyky on parempi kuin satelliittikuvien (Tokola ym. 1998).

Ilmakuvia voidaan käyttää esimerkiksi puulajien tunnistamiseen. Kuvat, joista puulajeja pystytään tunnistamaan, ovat yleensä alle 1: 20 000 mittakaavassa ja väärävärivä (Lillesand ym. 2008). Suomessa ilmakuvauksin on toteutettu muun muassa yhdenmisen ympäristön seurannan ohjelman kasvillisuuden uudelleenkarttoituksia, jotka on tarkastettu maastoinventoinneilla (Tuominen ym. 2001). Perinteisessä kuviokarttoituksessa ilmoitetaan vallitseva puulaji, valtapituus, elävien puiden pohjapinta-ala sekä kehitysvaihe.

Metsälain (1093/1996) nojalla maanomistajien tulee ilmoittaa metsäkeskukselle aiotut hakkuut ennen toimenpiteiden aloittamista. Metsänkäyttöilmoituksista ei saada tietoa, ovatko hakkuut toteutuneet. Ajantasainen kuviotieto on kuitenkin tarpeen ympäristön seurannan ja puuntuotannon kannalta. Metsätieteissä kehitetään automaattisia ilmakuvantulkintamenetelmiä, joita käyttämällä voitaisiin keventää maastoinventointeja. Esimerkiksi erotuskuvamenetelmällä (Hyppänen 1999) pystytään tunnistamaan ilmakuvista voimakkaat muutokset kuten avohakkuut, maanpinnan käsittelyt ja ylispuiden poisto. Lievät muutokset kuten harvennushakkuut ja pienet metsätuhot sen sijaan saattavat jäädä tunnistamatta, koska ne eivät aiheuta suuria muutoksia latvustoon. Uusimpana metsävarojen inventointimenetelmänä on yleistymässä laserkeilaus.

Utteran ym. (2006) tutkimuksessa ilmakuvista saatiin luotettavasti puuston läpimitta- ja keskipituustuloksia, mutta pohjapinta-alan ja tilavuuden arviointi tuotti vaikeuksia. Luotettavimmin puustotilavuus ja kehitysluokka puulajeittain metsikkötasolla saatiin laserkeilaamalla (Utteran ym. 2006). Puustotunnuksia on yritetty arvioida myös segmentoimalla yksittäisiä latvuuksia ilmakuvista (Anttila & Lehikoinen 2002), mutta menetelmä on kehitysasteella. Ilmakuvia voidaan käyttää apuna metsäkuviokarttojen rajojen

korjaamisessa tai metsänhoidollisten muutosten päivittämisessä (Tuominen & Pekkarinen 2007). Ilman kaukokuvia tai satelliittipaikannusta kuviorajojen päivitys on varsin virhealtista (Hyppänen ym. 1996 Hyppänen 1999 mukaan). Ilmakuvatulkinnassa ei ole kuitenkaan päästy samaan tarkkuuteen kuin maastotyössä (Tokola ym. 1998), joten maastotyö tukee ja täydentää ilmakuvatulkintaa.

2.3 Metsien pitkäaikaisuusmuutos Fennoskandiassa

1900-luvun alussa Fennoskandiassa oli vielä suuria vanhan metsän alueita, joiden piirteisiin ihmisen metsän käyttö oli vaikuttanut vain vähän (Östlund ym. 1997). 1950-luvulle asti vallitseva korjuumetodi oli läpimittaan perustuva harsintahakkuu (Leikola 1984 Löfman & Kouki 2001 mukaan). Harsinta todettiin sopimattomaksi boreaalisiin metsiin ja 1950-luvulla systeemin syrjäyttivät tasaikäisten metsien avohakkuut ja siemenpuuhakkuut. 1950-luvulta 1990-luvulle tuottamattomat soistuvat kangasmetsät uudistettiin ja alueita uudisojitettiin ja lannoitettiin eniten 1960- ja 1970-luvuilla puuntuotannon maksimoimiseksi (Anonyymi 2007). Suomen metsien puustotilavuus on lisääntynyt noin puolella 1960-luvulta nykypäivään (Anonyymi 2007).

1900-luvulla Suomen metsien kokonaispinta-ala on pysynyt samana tai lisääntynyt (Anonyymi 1995). Metsien ikärakenne on kuitenkin muuttunut (Kouki ym. 2001). Metsänhoidon toimenpiteet ovat vaikuttaneet muun muassa puulajisuhteisiin, lahoppuun määrään (Linder & Östlund 1998) sekä metsämaisemien spatiaaliseen rakenteeseen. Muutokset ovat johtaneet monien metsälajien uhanalaisuuteen. Metsät ovat merkittävin uhanalaisten lajien elinympäristötyyppi – lähes puolet uhanalaisista lajeista elää metsissä (Anonyymi 1992). Vaikka metsän peittävyys pysyisi samana, eräät luonnolliset ja habitaattikohtaiset ominaisuudet voivat fragmentoitua spatiaalisesti ja ajallisesti (Esseen ym. 1997 Kouki ym. 2001 mukaan).

Luonnontilaisessa borealisessa havumetsässä on rinnakkain eri sukkessiovaiheita, ja yli 100-vuotiaissa metsissä runsaasti epifyyttijäkälää (Esseen ym. 1996). Luonnontilaisen kaltaisen metsän rakenteeseen ja toimintaan vaikuttavat metsäpalot, hyönteisten massaliskäntyminen, tuulen kaadot, lumi sekä vanhojen puiden kuolema (Bonan & Shugart 1989, Kuuluvainen 2002). Metsätalous on pääosin korvannut luonnolliset häiriöt avohakkuilla, taimien istuttamisella sekä harvennuksilla (Östlund ym. 1997).

Nyt Suomen metsistä 95 % on hoidettuja talousmetsiä (Anonyymi 1999). Nykymetsänhoidossa pyritään turvaamaan luonnollisen biodiversiteetin säilyminen. Metsänhoitotoimenpiteiden kehittämiseen tarvitaan tietoa lajien habitaattivaatimuksista sekä tapahtuneista metsämaiseman muutoksista. Ongelmana on, ettei maiseman muutoksia Fennoskandiassa ole dokumentoitu. Vertaaminen luonnontilaisiin metsiin ei ole mahdollista, sillä tuottoisia vanhoja metsiä ei ole juurikaan säästetty tai suojeltu (Götmark & Nilsson 1992, Nilsson & Götmark 1992).

Taloustmetsien rakenteen muutosta 1940-luvulta 1990-luvulle on tutkittu viidessä Etelä-Suomen kunnassa ilmakuviin tulkitsemalla (Löfman & Kouki 2001, Löfman & Kouki 2003). Tutkimuksessa havaittiin 1930-luvulta 1970-luvulle fragmentoitumista, kunnes nuoret metsät alkoivat yleistyä 1970-luvulta 1990-luvulle (Löfman & Kouki 2001). Kun yksityismetsät Itä-Suomessa muuttuivat 1940-luvun osittain luonnontilaisesta maiseman tilasta 1990-luvulle tultaessa intensiiviseksi metsätalousalueeksi, maisema oli siirtymäkautena heterogeenisin (Löfman & Kouki 2003). 1960-luvun maisemassa oli sekä intensiivisesti hoidettuja uudistusalueita että lähes luonnontilaisia alueita.

Metsätalousmaa jaotellaan puun tuoton mukaan metsämaahan, kitumaahan sekä joutomaahan. Varttuneiden metsien (yli 100 m³/ha) osuutta maisemissa on tutkittu Kainuussa satelliittikuviin tulkitsemalla (Mykrä ym. 2000). Uudistusalojen koko on vaihdellut kymmenistä hehtaareista hehtaariin. Nykyään yli 80 % hakkuualoista on kooltaan alle 10 hehtaaria. Kiertoajat ovat keskimäärin 100 vuotta. Mykrän ym. tutkimuksessa tarkastelluissa maisemissa varttuneen metsän osuus oli keskimäärin 15 %. Yhdessä maisemassa varttuneen metsän osuus oli yli 60 %, jolloin se muodosti maiseman matriisin. Perkolaatioteorian mukaan habitaatin osuuden tippuessa alle 60 %:iin, yksi jatkuva habitaatti hajoaa erillisiksi laikuiksi (Gardner & O'Neill 1991 Mykrä ym. 2000 mukaan). Tällöin laikkujen koolla ja niiden välisillä yhteyksillä voi olla merkitystä.

Metsämaiseman pitkäaikaismuutosta on tutkittu Ruotsin Västerbottenissa (Östlund ym. 1997). 1910-luvulta 1980-luvulle vanhojen metsien osuus väheni tutkimusalueella 83 %:sta 3 %:iin, ja saman ikäluokan nuorista metsistä tuli vallitsevia. 1940- ja 1950-luvulla sekametsät muuttuivat yhden puulajin metsiksi. Lehtipuiden kasvua avohakkuualueille estettiin torjunta-aineilla sekä raivaamalla niitä. Intensiivinen metsätalous on merkittävästi vähentänyt vanhojen metsien ja niille luonteenomaisten suurten vanhojen puiden, kuolleiden puiden ja kaatuneiden lahoavien runkojen osuutta (Linder & Östlund 1992, Östlund 1993 Östlund ym. 1997 mukaan).

Metsien ikärakenteen muutos on vaikuttanut boreaalisen havumetsävyöhykkeen metsissä laiduntaviin poroihin. Porolaitumien pitkäaikaismuutosta on tarkasteltu Ruotsin Norrbottenissa jäkälökköjen näkökulmasta (Berg ym. 2008). 1800-luvulla metsien sukkessiota säätelivät pääasiassa metsäpalot (Niklasson & Granström 2000, Hellberg ym. 2004). Harsintahakkuut ennen 1950-lukua vähensivät puun määrää enemmän kuin luontaiset häiriöt (Linder & Östlund 1998, Myllyntaus & Mattila 2002). Avoimissa, varttuneissa metsissä esiintyy enemmän jäkäläpeitettä kuin tiheissä taimikoissa (Pharo & Vitt 2000 Bergin ym. 2008 mukaan). Uudistaminen vaikuttaa pienilmastoon ja sitä kautta jäkälien kasvuun (Galloway 1992). Harsintahakkuut edistivät jäkälien kasvua (Berg ym. 2008). Avohakkuut johtavat pohjakerroksen kasvillisuudessa valoa tarvitsevien lajien lisääntymiseen (Hannerz & Hånell 1997). Avohakkuut ovat paikoin lisänneet maajäkälkien määrää, mutta uudistaminen ja maankäsittelyt ovat pääasiassa vähentäneet niitä (Berg ym. 2008). Luoteis-Ruotsissa 1900-luvulla kaikkiaan 30 – 50 % porojen jäkälökkölaitumista on kadonnut ja olemassa olevien laatu on heikentynyt.

2.4 Naavamaiset epifyyttijäkälät eli lupot ja naavat

Jäkälät ovat symbioottisia eliöitä, jotka koostuvat sienestä ja yhteyttävästä osapuolesta. Sieni eli mykobiontti on yleensä kotelosieni (*Ascomycota*) ja yhteyttäjä eli fotobiontti viherlevä (*Chlorophyceae*) tai syanobakteeri (*Cyanophyta*) (Jahns 1996). Jäkälillä on merkittävä rooli pohjoisen havumetsävyöhykkeen ravinnekierrossa (Galloway 1992). Epifyyttijäkälät sitovat tehokkaasti typpeä ja fosforia sadevedestä (Lang ym. 1976, Reiners & Olson 1984). Niiden sitomat ravinteet vapautuvat muun ekosysteemin käyttöön jäkälien hajotessa karikkeessa.

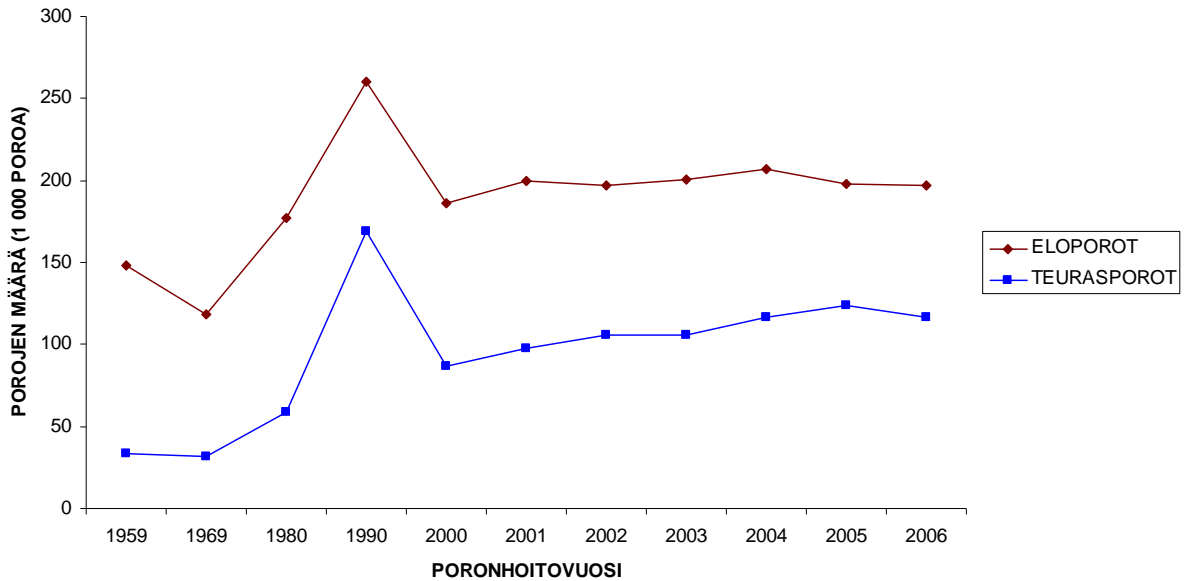
Jäkälät jaetaan rupi-, lehti- ja pensasjäkäliin sekovarren morfologian mukaan (Jahns 1996). Lupot ja naavat ovat naavamaisia pensasjäkäliä. Niiden sekovarret ovat rihmamaisen ohuita ja liereitä ja ne riippuvat tupsuina puissa ja kallioilla. Suomen poroahoalueella tavataan kolme sukua naavamaisia epifyyttijäkälä: viherluppoja (*Alectoria*), luppoja (*Bryoria*) ja naavoja (*Usnea*) (Moberg & Holmåsén 1982). Naavamaiset epifyyttijäkälät lisäävät metsän kasviyhteisön biodiversiteettiä, rakenteellista monimuotoisuutta sekä ekologista aktiivisuutta (Galloway 1992).

Epifyyttijäkälät tarjoavat suojaa puissa eläville selkärangkaisille ja pesämateriaalia monille eläimille (Richardsson & Young 1977). Havumetsäalueella jäkälän kaivaminen maasta vaikeutuu tai estyy keski- ja kevättalvella lumipeitteen aikana. Tällöin alueella talvehtivat porot ja metsäpeurat syövät naavamaisia epifyyttijäkälä (Helle 1982).

2.5 Porotalous Suomessa

Porojen määrät kasvoivat Suomessa voimakkaasti 1970-luvulta 1990-luvulle, ollen huipussaan vuonna 1990, jonka jälkeen porojen määrä on vähentynyt (kuva 1). Talvilaidunten niukkuuden vuoksi alle vuoden ikäisten vasojen teurastus on yleistynyt lihantuotannon kasvaessa (Koivisto 1983). Vuonna 2006 teurasporoja oli noin 120 000 eli määrä on hieman noussut myös tällä vuosikymmenellä. Sen sijaan eloporojen määrä (noin 200 000 yksilöä) on palannut lähes 1980-luvun tasolle. 1980 - 1990-luvun vaihteen poromäärät eivät olleet kestäväällä tasolla, joten poromääriä vähennettiin myös Ruotsissa ja Norjassa valtion ohjauksesta (Jernsletten & Klokov 2002).

Myös Alakitkan paliskunnassa poromäärät kasvoivat 1960-luvulta 1990-luvulle. Vuonna 1960 poroluku oli noin 1200 eloporoa ja 1990 enimmillään 2700 (Ukkola 2005 Fischerin 2005 mukaan). Nykyään Alakitkassa saa olla 1600 eloporoa (MMMp 71/2000).



Kuva 1. Teuras- ja eloporojen määrän muutos vuosina 1959 – 2007. (Anonyymi 2007). Poronhoitovuosi ajoittuu 1.6. – 31.5. Eloporet ovat teurastuksen jälkeinen kanta.

2.6 Luppo poron ravintona

Talvisin poron (*Rangifer tarandus tarandus*) ruokavalioon sisältyy jäkäliä, puuvartisista kasveja ja heiniä, joista tärkein on metsälauha (Storeheier ym. 2002). Jäkälien hiilihydraateista poro saa energiaa. Niiden sulattamisen mahdollistaa poron pötsin erikoistunut mikrobifloora. Mikäli saatavilla on riittävästi jäkäliä, ne muodostavat jopa 80 % porojen ravinnosta talvisin ja alkukeväisin (Helle 1982). 1970-luvulle tultaessa entinen hätäravinto luppo syrjäytti paikoittain poronjäkäjän tärkeimpänä talviravintolähteenä jäkälikköjen kulumisen johdosta (Helle 1974). Sittemmin lupon määrän vähentyessä paliskunnissa on suoritettu heinälisäruokintaa (Koivisto 1983).

Porot ylettyvät hangelta korkeintaan kahden metrin korkeudella kasvaviin luppoihin, joten hangelle sulavan lumen vaikutuksesta tippuvat luppaiset oksat ovat merkittävä ravintolähde (Helle 1982). Luppoadantaa on havaittu vanhoissa männiköissä 0,1 – 22 kg kuivamassaa hehtaarilla (Kuusinen & Jukola-Sulonen 1987 Jaakkola ym. 2006 mukaan) ja vanhoissa kuusikoissa 36 – 116 kg kuivamassaa hehtaarilla (Sparrevik 1984 ja Esseen 1985 Jaakkola ym. 2006 mukaan). Luppojen alhaiseen vuosituottoon (suhteellisen painon kasvu 18,3 %) liittyi porojen nälkiintymisvaara ja mahdollinen porotalouden tuoton aleneminen (Helle 1974). Suomessa 1970-luvulla ennen tehokkaan ruokinnan aloittamista, porot söivät vuosittain neljä kuukautta pääasiassa luppooja. Luppoadantaa esiintyy erityisesti talvella, ja sen määrä on yhteydessä tuulen voimakkuuteen, tykyn putoamiseen ja lupon kokonaisbiomassaan (Helle ym. 2002). Poronhoidossa harjoitettiin ennen vuotta 1932 luppuruokintaa kaatamalla luppopuita tai karistamalla luppooa hangelle (Anonyymi 1914). Luppokaskien kieltämisen jälkeen kaupalliset hakkuut ovat tuoneet talvisin luppooa porojen ulottuville (Saastamoinen 1974). Lupon varistamista harjoitetaan edelleen vähäisessä määrin (Helle ym. 2002).

Porolaitumien kantokykyä kartoitetaan inventoinnein ja tutkimuksin, jotka vaikuttavat päätöksiin suurimmista sallituista poromääristä. Valtion metsien inventoinneissa 1970-luvulta alkaen on kartoitettu poronjäkäliä (*Cladonia* spp.), metsälauhaa (*Deschampsia flexuosa*) sekä naavamaisia epifyyttijäkäliä (muun muassa Mattila 2006). Metsien loppoisuutta on pyritty arvioimaan myös satelliittikuvista pääpuulajin perusteella (Kumpula ym. 1997).

2.7 Luppojen esiintyminen

Naavamaisten epifyyttijäkäliden kasvupaikkavaatimuksia on tutkittu yksityiskohtaisimmin Kuusamossa Oulangan kansallispuistossa (Jaakkola ym. 2006). Korpiluppo (*Alectoria sarmentosa*), mustaluppo (*Bryoria fuscescens*), ja kanadanluppo (*Bryoria fremontii*) olivat yleisimmät lajit muodostaen 95 % luppojen kokonaisbiomassasta. Kanadanluppo vallitsee kuivilla mäntykankailla. Korpiluppo sen sijaan on runsaimmillaan soistuneilla kuusikankailla sekä kosteissa paksusammalkuusikoissa, ja mustaluppoa taas esiintyy lähes kaikenlaisilla kasvualustoilla ja -paikoilla. Oulangan kansallispuistossa luppoa esiintyy runsaimmin kuusivaltaisilla kankailla ja tuoreiden kankaiden metsätyypeillä. Luppojen esiintymistä kuusikoissa selittää korkeampi ilmankosteus (Renhorn ym. 1997). Puulajin ohella epifyyttijäkäliden esiintymiseen vaikuttavia tekijöitä ovat metsikön rakenne, käyttöhistoria ja pienilmasto (Dettki 2000).

Tärkein luppojen määrää selittävä tekijä on metsikön ikä (Esseen 1981, Dettki & Esseen 1998). Runsasluppoiset metsät ovat yleensä yli 100-vuotiaita (Dettki & Esseen 1998, Preuss 2003, Jaakkola ym. 2006). Puiden ikääntyminen lisää mikroilmaston vaihtelua, kasvualustan pinta-alaa ja ravinteiden saantia (Esseen 1981). Selvästi yli 150-vuotiaissa metsissä luppon määrä alkaa kokonaisuutena vähetä puuston harvetessa. Alle 50-vuotiaat metsät ovat usein lupottomia.

Epifyyttijäkäliden pääasiallisena leviämismekanismina toimivat irtoavat rihmamaiset sekovarren kappaleet, joiden kulkeutumismatka, yleensä alle 100 metriä, rajoittaa leviämistä (Esseen & Renhorn 1998, Dettki 1998). Epifyyttijäkälät ovat hitaita kasvamaan ja monet lajit tarvitsevat kasvuympäristössään vanhan metsän olosuhteita. Korkean epifyyttibiomassan kertyminen voi viedä 100 – 400 vuotta (McCune 1993, Esseen ym. 1996). Luppoa esiintyy runsaimmin myöhäisen sukkessiovaiheen metsissä sekä paloilta suojassa olevilla alueilla kuten soistuvissa kuusikoissa suojelualueilla (Kuusinen 1996). Metsän rakenne vaikuttaa biomassan tuotannon lisäksi lajidiiversiteettiin. Epifyyttijäkälälajeja esiintyy keskimäärin 27,5 % enemmän luonnontilaisissa metsissä kuin talousmetsissä (Kuuluvainen ym. 2004).

Naavamaisten epifyyttijäkäliden esiintymistä voi rajoittaa etenkin nuorissa metsissä vähäinen valo ja sadanta (Gauslaa ym. 2007). Sadannan vuoksi suurempia jäkäläbiomassoja kertyy nopeammin jo nuorempiin metsiin meri-ilmastoon kuuluvilla alueilla kuin mantereisilla. Jäkäliden vastenopeus ilmankosteuden muutoksiin riippuu niiden anatomisesta rakenteesta (Lange & Kilian 1985 Lange ym. 1986 mukaan) sekä fotobiontin tyypistä. Fotobionteista viherlevät pystyvät yhteyttämään kosteassa ilmassa, kun taas syanobakteerien yhteyttäminen vaatii vesifaasia (Lange ym. 1986).

Jäkälä on käytetty perinteisesti ilman laadun indikaattoreina, koska ne reagoivat herkästi ilman pilaantumiseen. Epifyyttijäkälien määrä vähentyi voimakkaasti 1900-luvun lopulla rikkidioksidipäästöjen vaikutuksesta (Van Dobben & Ter Braak 1998). Päästöt ovat vähentyneet 1980-luvulta, ja sittemmin ongelmana on ollut metsänhoidon aiheuttama habitaattien vähentyminen (Jaakkola ym. 2006).

Luppobiomassaa hakkuualueilla on kartoitettu maastotutkimuksin Lapin paliskunnassa (Sipilä ym. 2000). Hakkuualueilla, joilla oli yli 100 puuta hehtaarilla, koealoista 42 % oli luokan I metsiä (vähän loppoa) ja 0,5 % luokan II metsiä (kohtalaisesti loppoa). Hakkuualueilla, joilla oli alle 100 puuta hehtaarilla, koealoista 21 % oli luokkaa I. Hakattujen alueiden vähäisellä luppomäärällä ei siten ole merkitystä poron ravinnonsaannissa. Hakatun luppolaitumen uusiutumisen arvioidaan vievän 100 – 170 vuotta.

3. AINEISTO JA MENETELMÄT

3.1 Tutkimusalue

3.1.1 Alakitkan paliskunta

Paliskunnat ovat maantieteellisin rajoin määritellyjä poronhoidon hallintoa varten perustettuja osakaskuntia. Koillismaalla Kuusamossa paliskuntia on toiminut 1800-luvulta lähtien. Pohjois-Kuusamossa toimivan Alatkikan paliskunnan pinta-ala oli 1900-luvun alussa 743 km² ja poroluku 900 (Anonyymi 1914). Sen pinta-ala on kasvanut ja poroluku lisääntynyt nykypäivään tultaessa. Paliskunnan alueen 1057 neliökilometristä 17,6 % sijaitsee kansallis- ja luonnonpuistojen alueilla (Nieminen 2008). Alueella on Oulangan kansallispuisto ja Sukerijärven luonnonpuisto. Alakitkan suurin sallittu poromäärä on 1600. Suurin sallittu poroluku perustuu talvilaidunten kestävään tuottokykyyn ja maa- ja metsätalousministeriö määrää siitä 10 vuodeksi kerrallaan. Nykyään Alakitkan poroista 90 % pidetään tarharuokinnassa talvisin (Fischer 2005).

Oulangan kansallispuisto sijaitsee pohjoisella havumetsävyöhykkeellä, jossa sitä dominoivat vanhat kuusi- ja mäntymetsät. Alueen koivut ovat valtaosin hieskoivuja (*Betula pubescens*). Puiston puiden keski-ikä on kasvupaikasta riippuen 133 – 170 vuotta (Jaakkola ym. 2006). Oulangassa esiintyy 26 valtakunnallisesti uhanalaista jäkälälajia muun muassa idännaava (*Usnea extensa*) (Anonyymi 1991). Lumensyvyys alueella on keskimäärin 0,5 – 0,75 m (maaliskuu 1971 – 2000) ja vuotuisia lumipeitepäiviä on 200 – 225 (Anonyymi 2009). Oulanka sijoittuu 137 – 395 metriä meren pinnan yläpuolelle.

Oulangan alueen historiassa on suoritettu kaikkiaan melko vähän hakkuita. Se jäi suurelta osin muutoin Kuusamossa vielä 1870-luvulle asti asutuksen läheisyydessä harjoitetun huuhtakaskeamisen ulkopuolelle (Ruuttula-Vasari & Juvonen 2006). Yhdellä kansallispuiston koealalla on sijainnut vuoden 1914 kartan mukaan entinen halmemännikkö, joka ei kuitenkaan enää vuoden 1953 ilmakuvissa se ole erotettavissa. Sen sijaan 1800-luvun lopulla Oulanka-joen ympäristössä suoritettiin pienessä mittakaavassa harsintahakkuita. Lisäksi luppopuiden kaataminen porojen ravinnoksi oli yleistä 1800-luvulta 1930-luvulle (Viramo ym. 1980). Esimerkiksi Kuusamon Kitkassa 1900-luvun alussa oli noin 5 % hoitoalueen pinta-alasta entisiä luppokaskia (Ruuttula-Vasari & Juvonen 2006). Samasta syystä Oulangassakaan ei

koskematonta kuusimetsää (aarniometsää) enää 1900-luvun alkupuolella ollut. Tuolloin Oulangan ensimmäisessä vartiopiirissä oli yli 200-vuotiasta metsää noin 60,5 %. Myöhemmin hakkuita rajoitti osaltaan 1940-luvulle asti keskeneräinen isojako, jolloin Oulangan alue oli metsähallituksen väliaikaisessa hallinnassa.

Oulangan metsien kehitykseen ovat metsäpalot vaikuttaneet kuitenkin enemmän kuin kaskeaminen. 1900-luvun alussa arveltiin Oulangan laakson männikkövyöhykkeen aikoinaan palaneen osittain tai jopa yli 30 kilometrin matkalta, ja sittemmin uusiutuneen. Pieniä metsäpaloja oli useita 1900-luvun alussa.

Kansallispuiston perustamista Oulankaan ehdotettiin ensimmäisen kerran v. 1897 (Ruuttula-Vasari & Juvonen 2006). Vuonna 1956 perustetun kansallispuiston pinta-alaksi tuli aluksi 107 km², vaikka suurempaa aluetta oli suunniteltu (Viramo ym. 1980). Puistoa täydennettiin vuosina 1982 ja 1989 liittämällä siihen itä- ja koillispuolella sijaitseva aluekokonaisuus sekä Kitkanniemen alue, jolloin kokonaispinta-alaksi tuli 270 km².

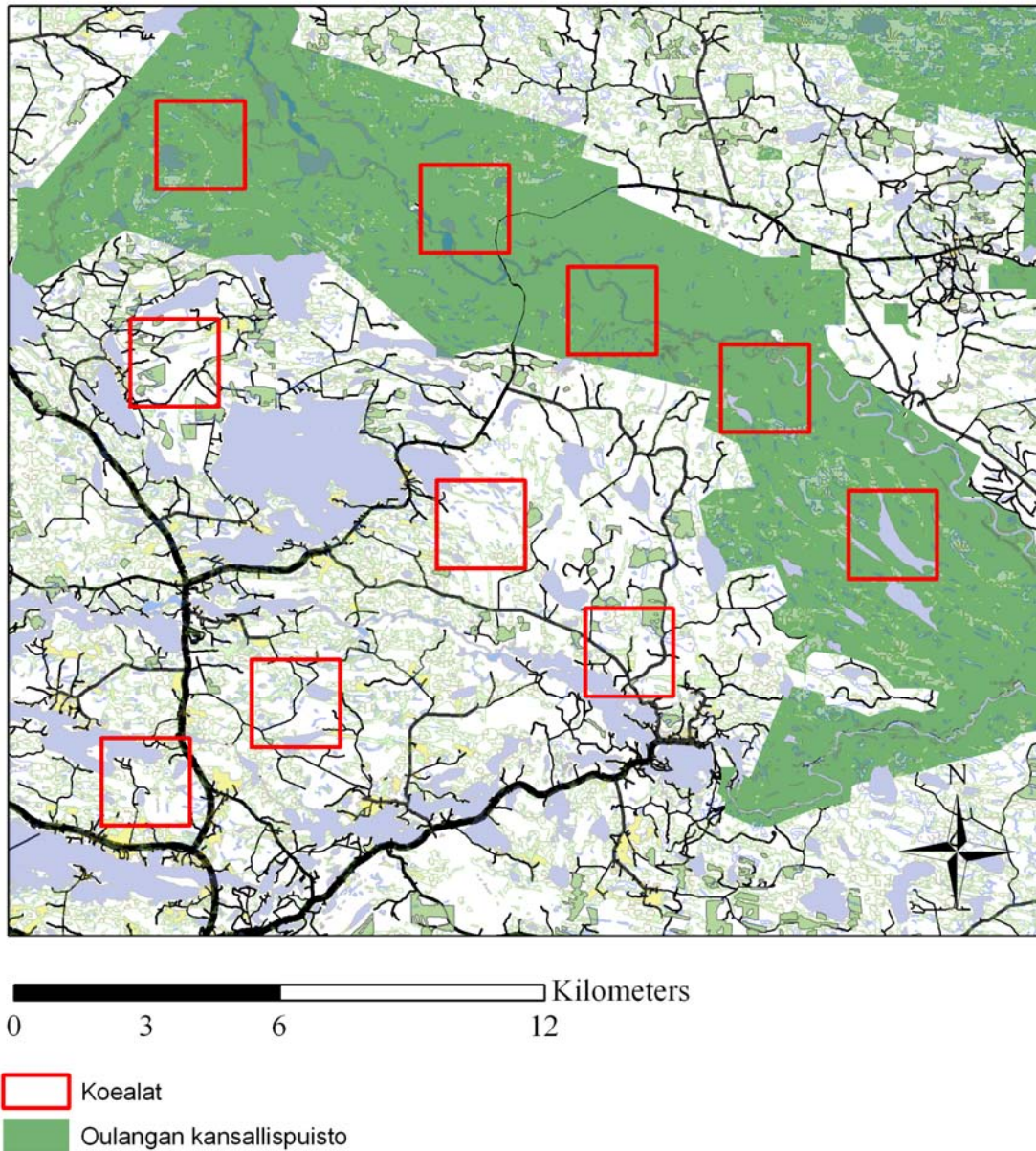
Kuusamo arvioitiin vuosien 2002 – 2004 poronhoitoalueen etelä- ja keskiosien merkkipiirien laidunarvioinnissa (Mattila 2006). Kuusamossa oli loppoisuusindeksin mukaan merkkipiireistä kolmanneksi eniten loppo- ja naavalajeja. Luppometsien osuuksilla mitattuna Kuusamo on ollut toiseksi loppoisin merkkipiiri 1970-luvulla ja loppoisin 2002 – 2004. Alueella on keskimääräistä vähemmän kitu- ja joutomaita sekä soita. Laiduntilanne Kuusamossa on huonohko kesälaitumilla ja tyydyttävä talvilaitumilla. Vuonna 1977 Kuusamossa oli kangasmaiden pinta-alasta 23,5 % luppometsää, jossa kasvoi kohtalaisesti tai runsaasti loppoa, ja vuosina 2002 – 2004 17,7 %. Vanhojen metsien pinta-ala väheni alueella vuosina 1977 - 2004 30,5 %.

Oulangan kansallispuistossa loppoa on erityyppisissä metsissä keskimäärin 18 - 98 kg (kuivapainoa) hehtaarilla, josta poron saatavilla alle kahden metrin korkeudella 1 – 7 kg (kuivapainoa) hehtaarilla (Jaakkola ym. 2006). Kansallispuistossa kuivahkoilla kankailla poronjäkälää on keskimäärin 340 kg (kuivapainoa) hehtaarilla (Fischer 2005), joten sen jäkäläköiden biomassassa on viime vuosina hieman lisääntynyt ilmeisesti poronhoidon muutosten kuten talviruokinnan seurauksena (Rantamäki-Lahtinen 2008).

3.1.2 Koealojen otanta

Kansallispuistoalueen muoto ja poikkipinta-ala asettivat ylärajan koealojen koolle (kuva 2). Aluksi vuoden 1953 ilmakuviin joukosta valittiin kuvat, jotka rajautuivat kokonaan kansallispuiston sisälle ja joiden pinta-alasta vähintään 70 % oli metsää. Ehdot täyttäviä kuvia oli 5 kappaletta. Niitä vertailtiin viiteen ositetulla otannalla poimittuun kokonaan puiston ulkopuolelle rajautuvaan kuvaan, joissa oli v. 1953 vähintään 70 % metsää. Näin valittujen yhteensä kymmenen 2 x 2 kilometrin koealan metsäkuvioiden muutoksia tutkittiin vuosien 1977 ja 2003 kuvista.

Koealojen koon määrittämisessä otettiin huomioon Löfmanin ja Koukin (2003) tulokset tarkasteluskaalan vaikutuksesta spatiaalisen vaihtelun havaitsemiseen sekä vanhojen ilmakuviin laatu. Alkuperäiset ilmakuvat olivat 4 x 4 km kokoisia, mutta tarkkuudeltaan heikompileatuiset reuna-alueet rajattiin pois tarkastelusta.



Kuva 2. Koealojen (n = 10) sijainti Alakitkan paliskunnassa Pohjois-Kuusamossa. Pohjakartta-aineisto (C) Maanmittauslaitos. Lupanro 51/MML/09.

3.2 Aineisto

3.2.1 Ilmakuvat

Digitaaliset mustavalkoiset ilmakuvat hankittiin Topografikunnalta. Kultakin koealalta tulkittiin kuvat kolmelta eri vuosikymmeneltä (taulukko 2). Ensimmäiset kuvat olivat vuodelta 1953, toiset vuodelta 1977 ja kolmannet vuodelta 2003. Kuvien mittakaavat olivat 1: 20 000 ja 1: 60 000.

Taulukko 2. Ilmakuvat Alakitkan paliskunnan koealoilta

Kuvausjakso					
1		2		3	
Kuvauspv	Mittakaava	Kuvauspv	Mittakaava	Kuvauspv	Mittakaava
11.7.1953	1:20 000	7.7.1977	1:60 000	27.6.2003	1:60 000

3.2.2 Aineiston käsittely

Ilmakuvien sijainti ja ilmansuunta niissä määritettiin Maanmittauslaitoksen digitaalisesta topografisesta peruskartasta. Digitaaliset ilmakuvat tuotiin paikkatieto-ohjelmaan, jossa ne georeferoitiin eli oikaistiin koordinaatistoon. Kontrollipisteiden koordinaatit kuvien oikaisemiseen saatiin orto-oikaistusta digitaalisesta peruskartasta.

Metsien rakenteen muutosta tulkittiin eriaikaisista ilmakuvista ja analysoinnissa käytettiin apuna ArcMap 9.2 -ohjelmistoa. Ilmakuvista digitoitiin kuviot, joille luotiin attribuuttitiedot. Maanmittauslaitoksen peruskarttaa käytettiin ilmakuvien rinnalla erotuskyvyn parantamiseksi

Tutkimuksen painotus oli metsäkuvioiden tulkinnassa. Metsäkuviot luokiteltiin iän ja arvioidun hoitotoimenpiteen mukaan. Tulkinnassa käytettiin luokkia: varttunut metsä, nuori metsä, taimikko, harva metsä, siemenpuu- ja avohakkuu. Muiden avoimien alueiden tulkinnassa käytettiin vähemmän luokkia. Ilmakuvista tunnistettiin avosuot, ojitetut suot, pellot sekä vesistöt. Suoluokkaan sisällytettiin muitakin avoimia alueita kuten soistumia, kallioita ja hietikoita. Sen sijaan puustoiset suot sisällytettiin metsäluokkiin. Tiestöä ei pääasiassa digitoitu ilmeisen pienten pinta-alojen vuoksi.

3.2.3 Analyysi

Koealojen pinta-ala oli yhteensä 40 km², joten kolmelta vuosikymmeneltä yhteensä 120 km² digitoitiin. Digitoiduista koealoista tehtiin rasterit (n = 30) Fragstats 3.3 -ohjelmaa varten. Fragstatsilla laskettiin joukko laikkuihin, luokkiin ja maisemaan liittyviä indeksejä (taulukko 3). Maiseman rakennetta eli koostumusta ja laikkujen jakautumista kuvataan maisemaindekseillä (McGarigal & Marks 1994). Suurimman laikun indeksi kuvaa maiseman koostumusta. Shannonin diversiteetti-indeksi ja laikkujen keskimääräinen pinta-ala sen sijaan kuvaavat sekä maiseman koostumusta että laikkujen jakautumista. Reunatiheys ja maiseman muotoindeksi taas eivät ole spatiaalisesti eksplisiittisiä, koska niissä sama arvo voidaan saavuttaa erilaisilla koostumuksilla. Shannonin diversiteetti-indeksi on suhteellinen ja soveltuu eriaikaisten maisemien vertaamiseen, sillä siihen vaikuttaa eri laikkutyypin lukumäärä sekä pinta-alan jakautumisen tasaisuus eri tyyppien välillä. Fragstats-analyysissä 2 x 2 kilometrin koealat määriteltiin maisemiksi, joiden rakennetta verrattiin kansallispuistossa (n=5) ja ulkopuolisella alueella (n=5).

Taulukko 3. Muuttujien laskemisessa käytetyt kaavat (McGarigal & Marks 1994).

Muuttuja	Kaava	Yksikkö	Vaihteluväli
Laikkujen lukumäärä (NP)	$NP = N$	kpl	$NP \geq 1$
Suurimman laikun indeksi (LPI)	$LPI = \max_{j=1}^{n_i} a_{ij} / A \times 100$	%	$0 \leq LPI \leq 100$
Reunatiheys (ED)	$ED = \sum_{j=1}^{n_i} p_{ij} / A$	m/ha	$ED \geq 0$
Shannonin diversiteetti-indeksi (SHDI)	$SHDI = - \sum_{i=1}^m (P_i \cdot \ln P_i)$	-	$SHDI \geq 0$
Maiseman muotoindeksi (LSI)	$LSI = 0,25 E' / \sqrt{A}$	-	$LSI \geq 1$

i = laikkutyypin luokka
 j = laikku luokassa i
 a_{ij} = laikun j pinta-ala luokassa i
 p_{ij} = laikun j piiri luokassa i
 A = maiseman kokonaispinta-ala
 E' = maiseman reunan kokonaispituus
 P_i = laikkutyypin osuus maisemasta
 m = laikkutyypien lukumäärä maisemassa

3.3 Tilastolliset menetelmät

Tilastolliset analyysit suoritettiin SPSS 16.0 –ohjelmalla. Käsittelyä (suojeltu kansallispuisto) ja kontrollia (ulkopuolinen alue) verrattiin keskenään ja samoja aloja verrattiin keskenään vuosina 1953, 1977 ja 2003. Aineisto ei muunnoksillakaan täyttänyt parametristen testien oletuksia, joten erojen merkitsevyyden testaamiseen käytettiin pääasiassa ei-parametrinen Kruskal-Wallis testiä. Eroja tarkasteltiin vertailun vuoksi myös faktorikokeella. Melkein merkitsevinä pidettiin $< 0,05$ p-arvoja, merkitsevinä $< 0,01$ ja erittäin merkitsevinä $< 0,001$.

4. TULOKSET

4.1 Laikkujen pinta-ala ja piiri

Koaloilta digitoitiin yhteensä 953 laikkua. Alle 0,2 hehtaarin kokoiset laikut sulautettiin naapurilaikkuihin. Tutkimuksessa tarkasteltiin metsä- ja suolaikkujen muutoksia kansallispuistossa sekä ulkopuolisella alueella vuosina 1953 – 2003. Taulukossa 4 on esitetty laikkujen lukumäärä, keskimääräinen pinta-ala ja piiri laikkutyypeittäin kansallispuistossa sekä ulkopuolisella alueella vuosina 1953 – 2003.

Taulukko 4. Metsä- ja suolaikkujen (n) keskimääräinen pinta-ala ja piiri sekä keskiarvon keskivirheet kuviotyypeittäin sijainnin mukaan vuosina 1953 – 2003.

Laikkutyyppi	Vuosi	n (kpl)		Keskimääräinen pinta-ala (ha)		SE (ha)		Keskimääräinen piiri (m)		SE (m)	
		Oulanka	Talousmetsä	Oulanka	Talousmetsä	Oulanka	Talousmetsä	Oulanka	Talousmetsä	Oulanka	Talousmetsä
Varttunut metsä	1953	17	27	92,5	53,8	24,2	21,2	8325,6	5481,7	1731,4	1843,6
	1977	15	55	85,5	17,6	25,8	5,7	7608,5	3034,0	1801,8	698,7
	2003	18	60	89,4	12,4	24,1	2,8	7781,7	2465,1	1593,4	406,0
Harva metsä	1953	9	6	5,0	4,8	1,2	1,3	1548,4	1617,0	255,8	295,9
	1977	31	31	2,7	5,0	0,9	1,2	1250,6	1670,8	308,8	358,6
	2003	6	14	2,6	2,5	1,5	0,9	1213,7	950,3	324,6	205,5
Nuori metsä	1953	1	-	13,1	-	-	-	2618,0	-	-	-
	1977	-	3	-	3,2	-	1,0	-	1337,3	-	262,7
	2003	-	16	-	20,6	-	7,8	-	4091,0	-	1337,0
Avohakkuu	1953	1	-	0,5	-	-	-	762,0	-	-	-
	1977	-	29	-	11,1	-	3,3	-	2470,1	-	592,7
	2003	-	45	-	6,6	-	1,7	-	1472,8	-	240,7
Siemenpuuhakkuu	1977	-	6	-	7,0	-	0,8	-	1786,0	-	145,4
	2003	-	5	-	5,9	-	1,4	-	1557,6	-	131,2
Taimikko	2003	-	15	-	7,2	-	2,1	-	1571,1	-	287,5
Suo	1953	65	66	2,9	4,8	0,6	0,9	1456,7	1759,1	197,6	199,9
	1977	52	66	3,3	3,8	0,7	0,8	1510,3	1329,7	214,5	168,3
	2003	72	49	2,7	4,1	0,6	0,8	1236,5	1556,1	219,3	217,3

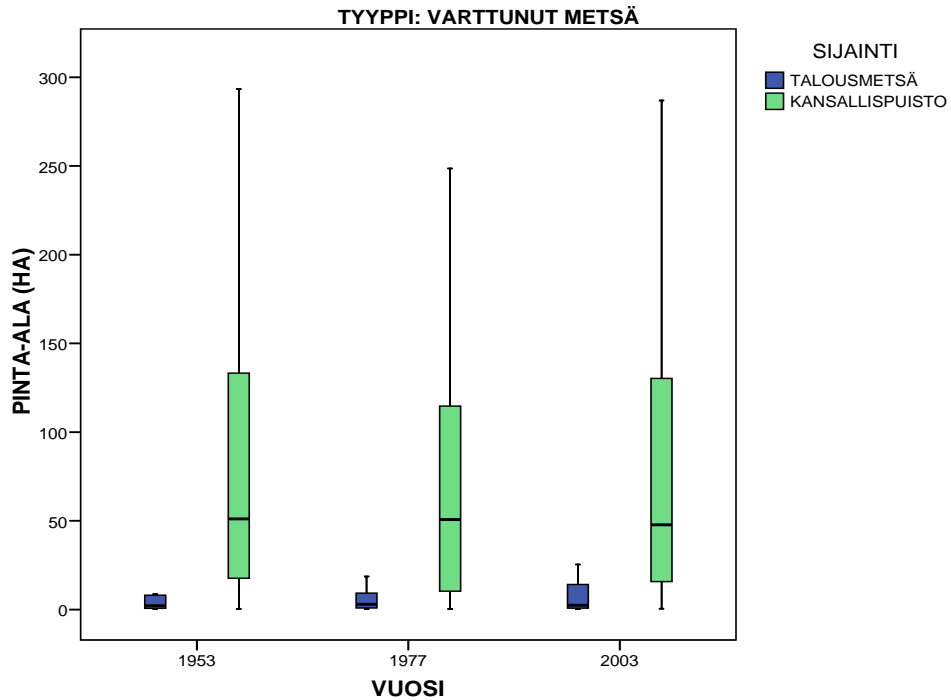
Vuonna 1953 Oulangan kansallispuistossa oli eniten suolaikkuja (n=65) ja varttunutta metsää (n=17). Suolaikut olivat kooltaan pieniä (keskimäärin $2,9 \pm 0,6$ ha) ja varttuneen metsän laikut huomattavan suuria (keskimäärin $92,5 \pm 24,2$ ha). Sen aikaisissa talousmetsissä oli noin sama määrä soita (n=66), jotka olivat samaa kokoluokkaa kuin kansallispuistossa. Talousmetsissä varttuneen metsän laikkuja oli hieman enemmän kuin Oulangassa (n=27) ja niiden pinta-ala keskimääräinen pinta-ala oli lähes puolet pienempi kuin kansallispuistossa (keskimäärin $53,8 \pm 21,2$ ha).

Tultaessa vuoteen 1977 varttuneiden metsien laikkujen lukumäärä talousmetsissä oli kaksinkertaistunut (n=55) ja keskimääräinen koko vähentynyt alle puoleen vuoden 1953 arvoista (keskikoko $17,6 \pm 5,7$ ha). Vuoteen 2003 mennessä talousmetsissä sama kehitys jatkui ja varttuneen metsän laikkujen lukumäärä lisääntyi vielä hieman (n=60) ja ala pieneni (keskikoko $12,4 \pm 2,8$ ha), mutta muutos ei ollut yhtä raju kuin edellisellä tarkastelujaksolla. Kansallispuistossa varttuneen metsän laikkujen lukumäärä väheni ensin 1953 – 1977 kahdella laikulla, ja 1977 – 2003 lisääntyi kolmella laikulla keskikoon vaihdellessa enimmillään 7 ha.

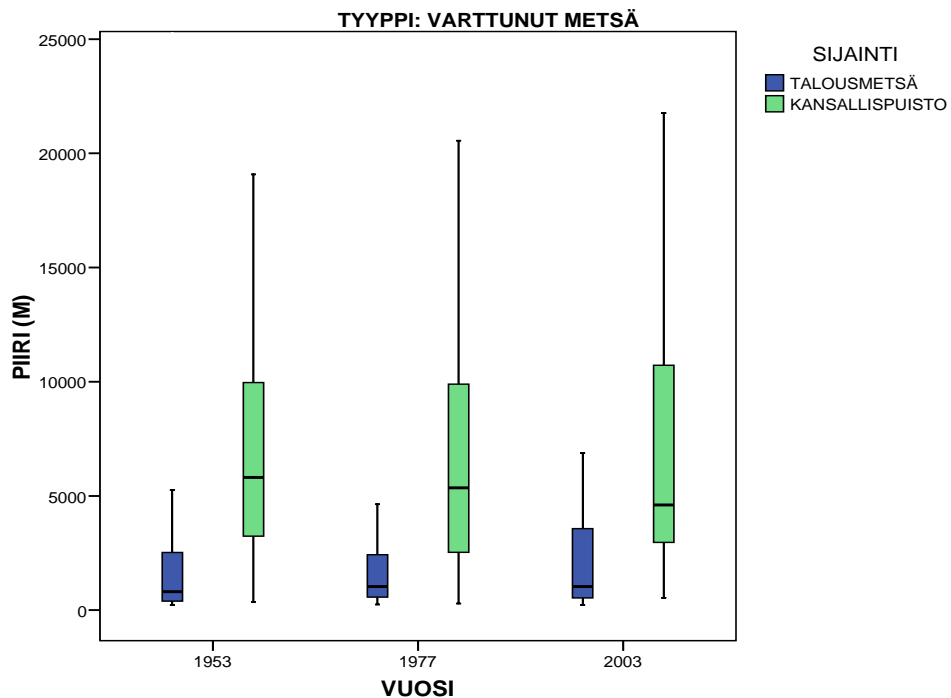
Avo - ja siemenpuuhakkuita sekä nuorta metsää esiintyy vasta vuonna 1977 ja taimikoita vuonna 2003 talousmetsissä. Metsänuudistaminen on painottunut ajanjaksolle 1977 – 2003, koska hakkuiden ja nuorten kehitysluokkien määrä on silloin pääasiassa kasvanut. Samalla hakkuiden keskikoko kuitenkin hieman pienentyi.

Suurimmat muutokset maiseman eri laikkutyyppeiden lukumäärissä ja pinta-aloissa ovat varttuneen metsän laikkujen lukumäärän lisääntyminen ja keskimääräisen pinta-alan pieneneminen talousmetsissä 1953 - 1977. Laikkutyyppeiden sisäisistä muutoksista huomattava on talousmetsissä harvan metsän laikkujen lukumäärän lisääntyminen vuosina 1953 – 1977, jolloin määrä yli viisinkertaistui.

Talousmetsien koealoilla varttuneen metsän laikut olivat pienempiä ja niiden piirit lyhyempiä kuin kansallispuistossa kaikkina vuosina (kuvat 3 – 4). Talousmetsissä varttuneen metsän laikkujen keskimääräinen pinta-ala ja piiri pienenivät 1953 – 1977 ja 1977 – 2003. Varttuneen metsän laikkujen pinta-alat ja piirit erosivat merkitsevästi toisistaan kansallispuistossa ja ulkopuolisella alueella vuosina 1953 ja 1977 sekä erittäin merkitsevästi vuonna 2003 (taulukko 5). Alueiden välinen ero varttuneissa metsissä oli merkitsevä jo vuonna 1953, mutta talousmetsien pitkäaikaismuutosten seurauksena eroista tuli erittäin merkitseviä (pinta-ala: Kruskal-Wallis, $df = 1$, $\chi^2 = 16,0$, $p < 0,001$; piiri: Kruskal-Wallis, $df = 1$, $\chi^2 = 14,0$, $p < 0,001$).



Kuva 3. Varttuneen metsän laikkujen pinta-alan minimi- ja maksimi-arvot, mediaanit sekä ylä- ja alakvartiilit vuosina 1953, 1977 ja 2003 sijainnin mukaan. Kuvista on jätetty pois poikkeavat havainnot.

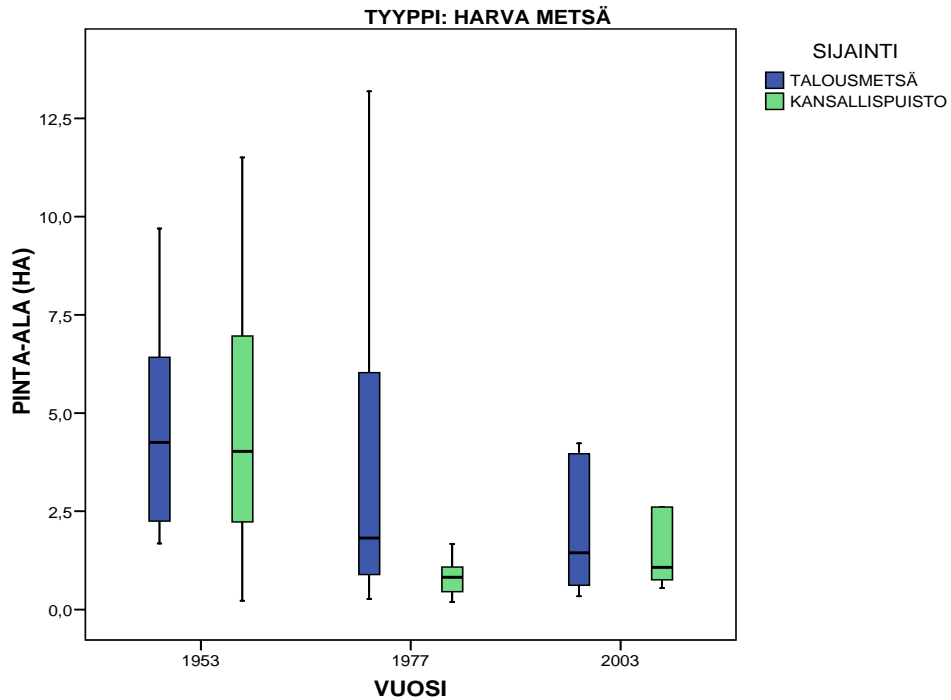


Kuva 4. Varttuneen metsän laikkujen piirin minimi- ja maksimi-arvot, mediaanit sekä ylä- ja alakvartiilit vuosina 1953, 1977 ja 2003 sijainnin mukaan.

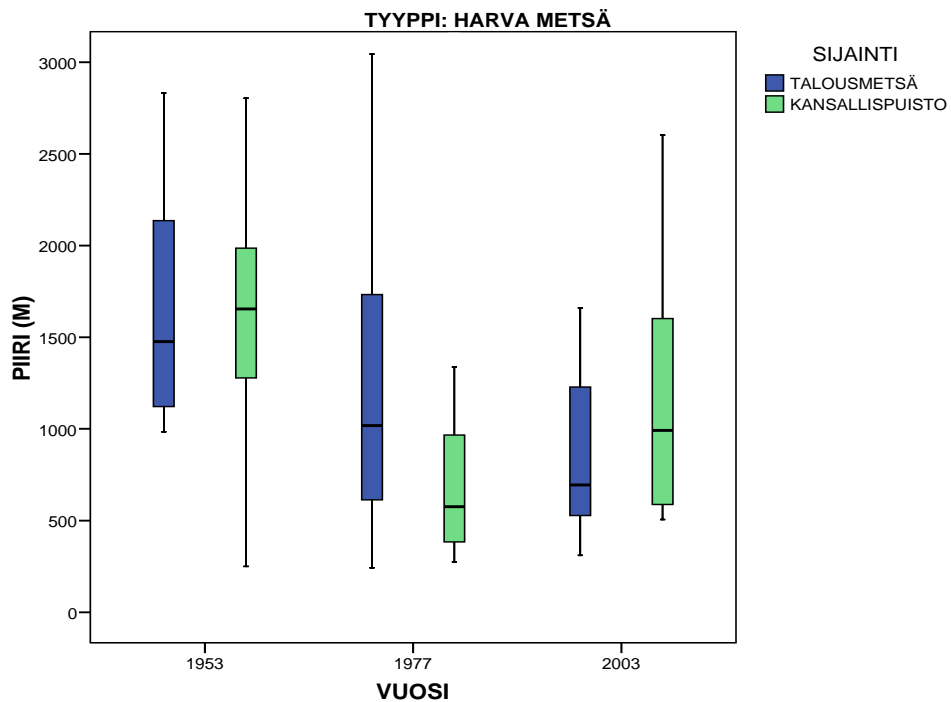
Taulukko 5. Pinta-alojen ja piirien erojen merkitsevyys laikkutyypeittäin kansallispuiston ja ulkopuolisen alueen välillä vuosina 1953, 1977 ja 2003. Kruskal-Wallis testi. *** erittäin merkitsevä ero, ** merkitsevä ero. χ^2 = Khin neliö, df = vapausaste, p = tilastollinen merkitsevyys.

		Pinta-ala			Piiri		
		χ^2	df	p	χ^2	df	p
Varttunut metsä	1953	8,3	1	0,004 **	7,2	1	0,007 **
	1977	8,7	1	0,003 **	6,7	1	0,009 **
	2003	16,0	1	< 0,001 ***	14,0	1	< 0,001 ***
Harva metsä	1953	< 0,1	1	1,000	< 0,1	1	0,906
	1977	8,9	1	0,003 **	3,8	1	0,050
	2003	< 0,1	1	0,934	0,7	1	0,409
Suo	1953	3,8	1	0,052	2,6	1	0,108
	1977	0,4	1	0,538	0,000	1	0,991
	2003	10,6	1	0,001**	7,4	1	0,007 **

Vuonna 1953 kansallispuistossa harvan metsän laikkujen koossa oli enemmän vaihtelua kuin talousmetsien, mutta tilanne kääntyi päinvastaiseksi vuonna 1977. Tällöin ero oli tilastollisesti merkitsevä (Kruskal-Wallis, df = 1, χ^2 = 8,9, p = 0,003). Kansallispuiston koaloilla harvan metsän laikut ovat pienempiä ja niiden piirit lyhyempiä kuin talousmetsissä vuosina 1977 ja 2003 (kuvat 5 – 6). Vuosina 1977 – 2003 talousmetsissä harvan metsän laikkujen pinta-alat ja piirit pienenevät ja kansallispuistossa ne kasvoivat.

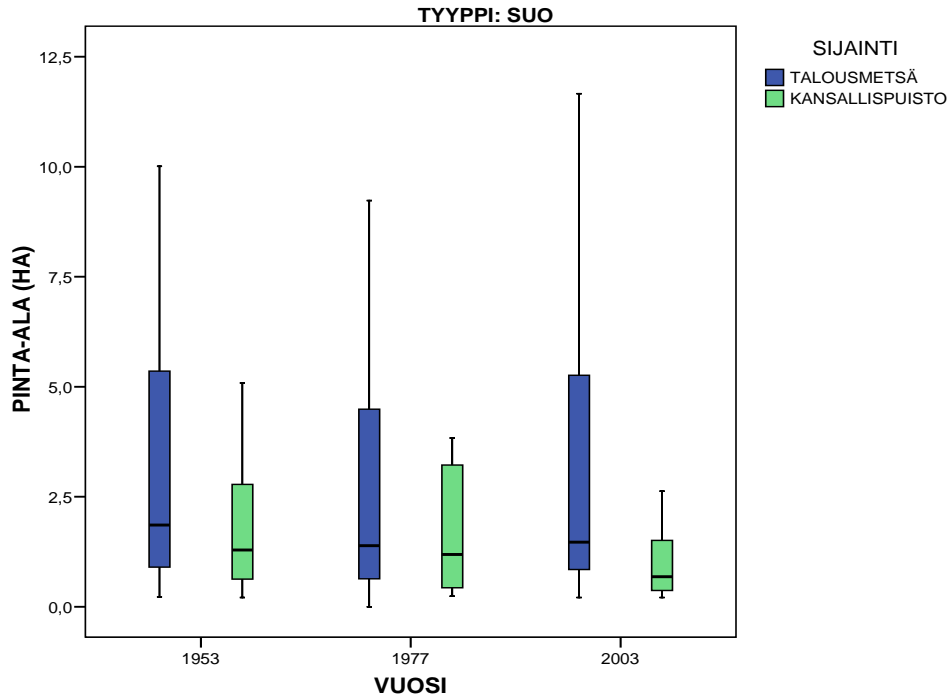


Kuva 5. Harvan metsän laikkujen pinta-alan minimi- ja maksimi-arvot, mediaanit sekä ylä- ja alakvartiilit vuosina 1953, 1977 ja 2003 sijainnin mukaan.

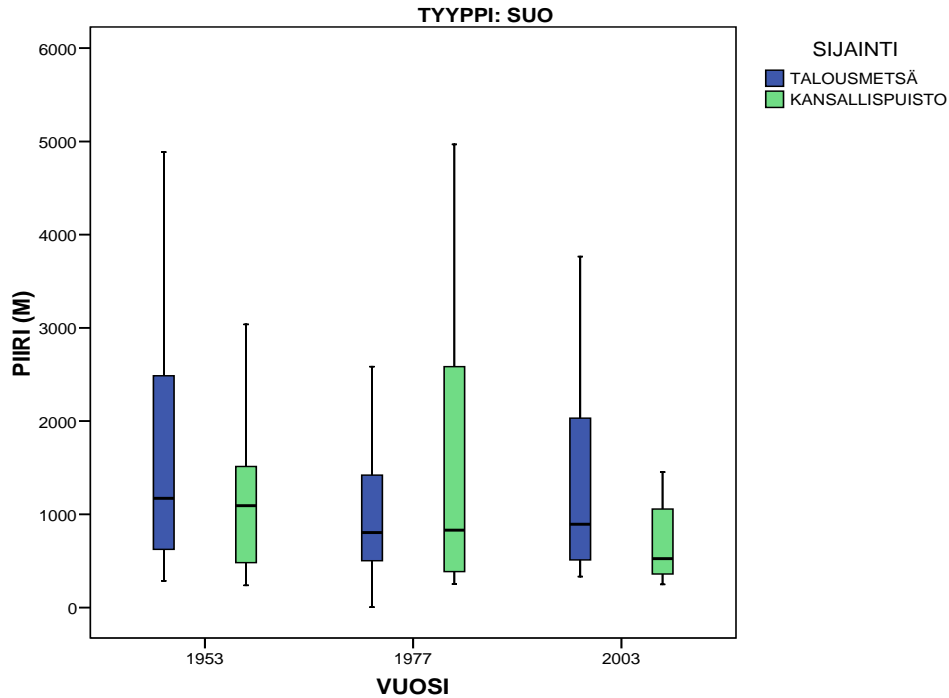


Kuva 6. Harvan metsän laikkujen piirin minimi- ja maksimi-arvot, mediaanit sekä ylä- ja alakvartiilit vuosina 1953, 1977 ja 2003 sijainnin mukaan.

Soiden keskimääräinen pinta-ala ja piiri vähenivät talousmetsissä 1953 – 1977 ja kasvoivat 1977 – 2003 (kuvat 7 – 8). Kansallispuiston suolaikut ovat kaikkina vuosina pienempiä kuin talousmetsien. Vuonna 1953 kansallispuistossa suolaikkujen piirit olivat lyhyempiä kuin talousmetsien soilla, joskin kansallispuiston suolaikkujen piirit kasvoivat talousmetsiä pidemmiksi vuonna 1977 ollen taas lyhyempiä 2003. Kuitenkin ainoastaan vuonna 2003 suolaikkujen pinta-alat ja piirit erosivat merkitsevästi toisistaan, ollen suurempia talousmetsissä kuin kansallispuistossa (pinta-ala: Kruskal-Wallis, $df = 1$, $\chi^2 = 10,6$, $p = 0,001$; piiri: Kruskal-Wallis, $df = 1$, $\chi^2 = 7,4$, $p = 0,007$).

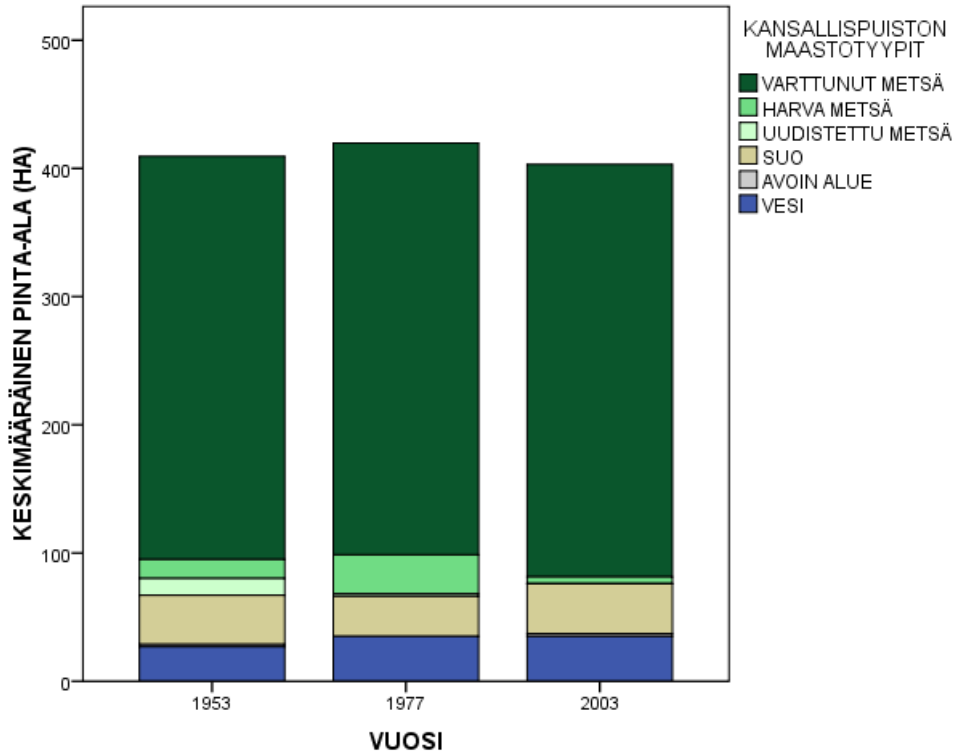


Kuva 7. Suolaikkujen pinta-alan minimi- ja maksimiarvot, mediaanit sekä ylä- ja alakvartiilit vuosina 1953, 1977 ja 2003 sijainnin mukaan.

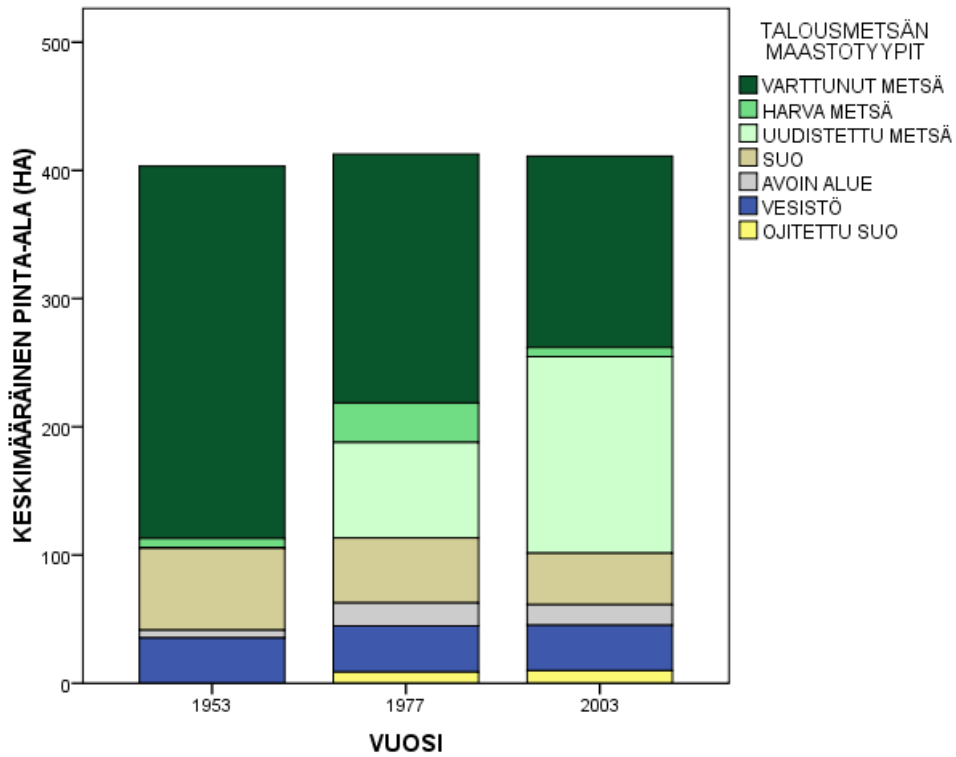


Kuva 8. Suolaikkujen piirin minimi- ja maksimiarvot, mediaanit sekä ylä- ja alakvartiilit vuosina 1953, 1977 ja 2003 sijainnin mukaan.

Varttunut metsä säilyi matriisina kansallispuistossa kaikkina vuosina. Vuonna 1953 varttunut metsä muodosti keskimäärin 78,6 % kansallispuiston koaloista, 1977 80,3 % ja 2003 80,5 % (kuva 9). Talousmetsissä varttunut metsä toimi matriisina vuonna 1953, jolloin sen osuus maisemista oli keskimäärin 72,6 % (kuva 10). Vuoteen 1977 mennessä uudistetun metsän eli taimikoiden, nuorten metsien, siemenpuu- ja avohakkuiden osuus oli kasvanut 18,6 %. Vuonna 2003 uudistettu metsä muodosti talousmetsissä keskimäärin 38,3 % koaloista ja varttunut metsä enää 37,3 %.



Kuva 9. Maastotyyppien keskimääräiset pinta-alat kansallispuistossa vuosina 1953 – 2003.



Kuva 10. Maastotyyppien keskimääräiset pinta-alat talousmetsissä vuosina 1953 – 2003.

Taulukoissa 6 - 8 on tarkasteltu faktorikoetta käyttäen vuoden ja sijainnin (kansallispuisto/talousmetsä) merkitystä tiettyjen laikkutyypin pinta-alojen selittäjänä. Sijainti selittää aineiston varttuneen metsän laikkujen pinta-alaa erittäin merkitsevästi (SS=133219,7, df=1, MS=133219,7, F=27,0, p < 0,001) ja suolaikkujen pinta-alaa melkein merkitsevästi (SS=148,0, df=1, MS=148,0, F=4,2, p=0,041). Tarkasteltaessa ainoastaan talousmetsien varttuneen metsän laikkujen pinta-alaa vuosi on merkitsevä vaihtelun lähde (SS=33755,0, df=2, MS=16877,5, F=5,3, p=0,006). Ero on melkein merkitsevä vuosien 1953 ja 1977 välillä ja merkitsevä vuosien 1953 ja 2003 välillä (taulukko 8). Talousmetsien varttuneen metsän pinta-ala oli melkein merkitsevästi suurempi vuonna 1953 kuin 1977 (MD=36,1, SE=13,2, p=0,019) ja merkitsevästi suurempi vuonna 1977 kuin 2003 (MD=41,3, SE=13,1, p=0,005). Taulukoiden 6 - 8 tulokset ovat suuntaa-antavia, sillä faktorikokeen oletukset eivät olleet voimassa. Varttuneen metsän ja suolaikkujen alhaisista lukumääristä johtuen aineisto ei muunnoksillakaan ollut normaalijakautunut.

Taulukko 6. Varttuneen metsän ja suolaikkujen pinta-alan faktorikoe. *** erittäin merkitsevä, * melkein merkitsevä vaihtelun lähde. SS = neliösumma. MS = keskineliö.

Tyyppi	Vaihtelun lähde	SS	df	MS	F	p
Varttunut metsä	Vuosi	14244,2	2	7122,1	1,4	0,239
	Sijainti	133219,7	1	133219,7	27,0	< 0,001 ***
	Vuosi * sijainti	9117,0	2	4558,5	0,9	0,399
	Virhe	917463,9	186	4932,6		
Suo	Vuosi	15,1	2	7,6	0,2	0,806
	Sijainti	148,0	1	148,0	4,2	0,041 *
	Vuosi * sijainti	30,3	2	15,1	0,4	0,650
	Virhe	12777,6	364	35,1		

Taulukko 7. Talousmetsän varttuneen metsän laikkujen pinta-alan faktorikoe. ** merkitsevä vaihtelun lähde. SS = neliösumma. MS = keskineliö.

Vaihtelun lähde	SS	df	MS	F	p
Vuosi	33755,0	2	16877,5	5,3	0,006 **
Virhe	440362,0	139	3168,1		

Taulukko 8. Tukeyn testi talousmetsän varttuneen metsän laikkujen pinta-alan vuosien välisistä eroista. ** merkitsevä ero, * melkein merkitsevä ero. MD = keskimääräinen ero.

Vuodet	MD	SE	p	95 % luottamusväli	
				Alaraja	Yläaraja
1953 ja 1977	36,1	13,2	0,019 *	4,8	67,5
1977 ja 2003	5,2	10,5	0,873	-19,7	30,1
1953 ja 2003	41,3	13,1	0,005 **	10,4	72,2

4.2 Maisematason indeksit

Taulukossa 9 esitetään Oulangan kansallispuiston ja talousmetsien yhteensä kymmenen koealan maisemaindeksien keskiarvot ja keskiarvon keskivirheet vuosina 1953, 1977 ja 2003. Erojen merkitsevyys testattiin Kruskal-Wallis testillä (taulukko 10).

Taulukko 9. Maisemaindeksit sijainnin mukaan vuosina 1953 – 2003.

Indeksi	Vuosi	Keskiarvo		SE	
		Oulanka	Talousmetsä	Oulanka	Talousmetsä
Shannonin diversiteetti-indeksi	1953	0,7	0,8	0,1	0,1
	1977	0,6	1,4	< 0,1	0,1
	2003	0,6	1,7	0,1	0,1
Reunatiheys (m/ha)	1953	66,7	69,3	6,5	4,9
	1977	64,4	105,9	4,7	6,5
	2003	63,5	111,1	8,1	4,3
Suurimman laikun indeksi (%)	1953	57,6	68,7	6,6	6,5
	1977	59,3	35,5	7,2	5,9
	2003	59,6	19,6	6,9	2,9
Maiseman muotoindeksi	1953	4,4	4,5	0,3	0,2
	1977	4,2	6,3	0,2	0,3
	2003	4,2	6,6	0,4	0,2
Laikkujen lukumäärä (kpl)	1953	23,4	27,0	3,2	2,8
	1977	23,6	48,8	3,0	3,4
	2003	27,4	53,0	4,9	1,1
Laikkujen keskikoko (ha)	1953	18,4	15,4	2,6	1,5
	1977	17,9	8,4	1,8	0,6
	2003	16,5	7,6	2,8	0,2

Taulukko 10. Maisematason muuttujien erojen merkitsevyys kansallispuiston ja ulkopuolisen alueen välillä vuosina 1953, 1977 ja 2003. Kruskal-Wallis testi. ** merkitsevä ero,* melkein merkitsevä ero χ^2 = Khin neliö, df = vapausaste, p = tilastollinen merkitsevyys.

		χ^2	df	p
Shannonin diversiteetti-indeksi	1953	0,9	1	0,347
	1977	6,8	1	0,009 **
	2003	6,8	1	0,009 **
Reunatiheys	1953	0,3	1	0,602
	1977	6,8	1	0,009 **
	2003	6,8	1	0,009 **
Suurimman laikun indeksi	1953	1,8	1	0,175
	1977	3,9	1	0,047 *
	2003	6,8	1	0,009 **
Maiseman muotoindeksi	1953	0,1	1	0,754
	1977	6,8	1	0,009 **
	2003	6,8	1	0,009 **
Laikkujen lukumäärä	1953	0,9	1	0,347
	1977	6,8	1	0,009 **
	2003	6,9	1	0,008 **
Laikkujen keskimääräinen pinta-ala	1953	0,9	1	0,347
	1977	6,8	1	0,009 **
	2003	6,8	1	0,009 **

Kansallispuiston Shannonin diversiteetti-indeksi ($0,7 \pm 0,1$) ja talousmetsän vastaava ($0,8 \pm 0,1$) eivät eronneet merkitsevästi vielä vuonna 1953. Kansallispuistossa diversiteetti-indeksi laski hieman 1953 – 1977 eikä muuttunut 1977 – 2003. Talousmetsässä indeksi taas kasvoi molempina tarkastelujaksoina. Ero kansallispuiston ja talousmetsien välillä on merkitsevä sekä 1977 (Kruskal-Wallis, df = 1, $\chi^2 = 6,8$, p = 0,009) että 2003 (Kruskal-Wallis, df = 1, $\chi^2 = 6,8$, p = 0,009).

Reunatiheys kansallispuiston ja talousmetsän maisemissa ei eronnut merkitsevästi vuonna 1953 (keskimäärin $66,7 \pm 6,5$ m/ha ja $69,3 \pm 4,9$ m/ha). Talousmetsissä reunatiheys kasvoi yli puolella vuoden 1953 tasosta, ollen $111,1 \pm 4,3$ m/ha vuonna 2003. Kansallispuistossa reunatiheys väheni hieman 1953 – 2003. Ero reunatiheydessä on merkitsevä vuosina 1977 (Kruskal-Wallis, df = 1, $\chi^2 = 6,8$, p = 0,009) ja 2003 (Kruskal-Wallis, df = 1, $\chi^2 = 6,8$, p = 0,009).

Neljän neliökilometrin maisemista suurimmat yksittäiset laikut muodostivat vuonna 1953 keskimäärin $57,3 \pm 6,6$ % kansallispuistossa ja $69,3 \pm 6,5$ % talousmetsissä. Talousmetsissä suurimmat laikut pienenevät ja kansallispuistossa kasvoivat. Vuonna 2003 talousmetsissä suurin laikku oli keskimäärin enää $19,6 \pm 2,9$ %, kun kansallispuistossa suurin laikku oli $59,6 \pm 6,9$ %. Ero suurimman laikun indeksissä kansallispuiston ja talousmetsien välillä on merkitsevä vasta vuonna 2003 (Kruskal-Wallis, $df = 1$, $\chi^2 = 6,8$, $p = 0,009$), mutta vuonna 1977 se on jo melkein merkitsevä (Kruskal-Wallis, $df = 1$, $\chi^2 = 3,9$, $p = 0,047$).

Maiseman muotoindeksi Oulangassa laski 4,4:stä 4,2:een ja talousmetsissä nousi 4,5:stä 6,6:een vuosina 1953 – 2003. Erot maiseman muotoindeksissä ovat tilastollisesti merkitseviä vuosina 1977 (Kruskal-Wallis, $df = 1$, $\chi^2 = 6,8$, $p = 0,009$) ja 2003 (Kruskal-Wallis, $df = 1$, $\chi^2 = 6,8$, $p = 0,009$). Laikkujen keskimääräinen lukumäärä kasvoi molemmilla alueilla, kuitenkin talousmetsissä huomattavasti voimakkaammin. Vuonna 1953 kansallispuiston maisemissa oli keskimäärin $23,4 \pm 3,2$ laikkua ja talousmetsissä $27,0 \pm 2,8$. Vuonna 2003 vastaavat luvut olivat $27,4 \pm 4,9$ kansallispuistossa ja $53,0 \pm 1,1$ talousmetsissä. Talousmetsissä oli merkitsevästi enemmän laikkuja kuin kansallispuistossa vuosina 1977 (Kruskal-Wallis, $df = 1$, $\chi^2 = 6,8$, $p = 0,009$) ja 2003 (Kruskal-Wallis, $df = 1$, $\chi^2 = 6,8$, $p = 0,008$). Vuosina 1953 - 2003 laikkujen keskikoko pieneni hieman kansallispuistossa (18,4 hehtaarista 16,5:een) ja voimakkaammin talousmetsissä (15,4 hehtaarista 7,6:een). Talousmetsien laikut olivat merkitsevästi pienempiä kuin kansallispuistossa vuosina 1977 (Kruskal-Wallis, $df = 1$, $\chi^2 = 6,8$, $p = 0,009$) ja 2003 (Kruskal-Wallis, $df = 1$, $\chi^2 = 6,8$, $p = 0,009$).

4.3 Muutokset porojen potentiaalisten talvilaidunten pinta-aloissa

Poron tärkeimmät talviravintokohteet eli lupot, poronjäkälet ja metsälauha eroavat kasvupaikkavaatimuksiltaan. Taulukossa 11 ilmakuivatulkinnan perusteella erityyppisiä talviravintovaroja potentiaalisesti ylläpitävät kuviot (metsän eri kehitysluokat) on luokiteltu poronjäkälien, metsälauhan tai sekä poronjäkälien että loppojen kasvupaikoiksi, joista on esitetty keskimääräiset pinta-alat. Luokittelussa varttuneen metsän laikuilla oletettiin kasvavan sekä loppoja että poronjäkäliä, ja harvan metsän laikuilla pääasiassa poronjäkäliä. Metsälauhan oletettiin kasvavan nuoren metsän laikuilla, taimikoissa, siemenpuu- ja avohakkuulaikuilla. Vesistöissä, suo- ja peltolaikuilla tai rakennetussa ympäristössä ei katsottu olevan ollenkaan talvilaidunpotentiaalia, ja niistä koottiin luokka ”ei potentiaalisia ravintovaroja”.

Taulukko 11. Maastotyyppien ravintovarapotentiaalit eri vuosina Oulangan kansallispuistossa ja talousmetsissä, maastotyyppien keskimääräinen pinta-ala maisemissa ja pinta-alan keskivirhe.

Maastotyyppien ravintovarapotentiaali	Vuosi	n (kpl)		Maastotyyppien keskimääräinen pinta-ala (ha)		SE (ha)	
		Oulanka	Talousmetsä	Oulanka	Talousmetsä	Oulanka	Talousmetsä
Lupot ja poronjäkälet	1953	5	5	314,5	290,3	11,5	20,2
	1977	5	5	312,1	194,5	8,9	27,2
	2003	5	5	312,8	149,2	12,7	16,1
Poronjäkälet	1953	3	4	14,9	7,1	6,2	1,3
	1977	2	5	16,3	30,8	16,1	10,6
	2003	3	5	5,3	7,1	4,0	3,6
Metsälauha	1953	1	1	13,1	0,5	-	-
	1977	-	10	-	37,2	-	15,1
	2003	1	16	0,2	47,9	-	9,5
Ei potentiaalisia ravintovaroja	1953	11	16	33,5	32,5	5,7	7,8
	1977	11	21	32,8	24,0	5,7	5,6
	2003	12	20	31,2	22,6	6,3	5,2

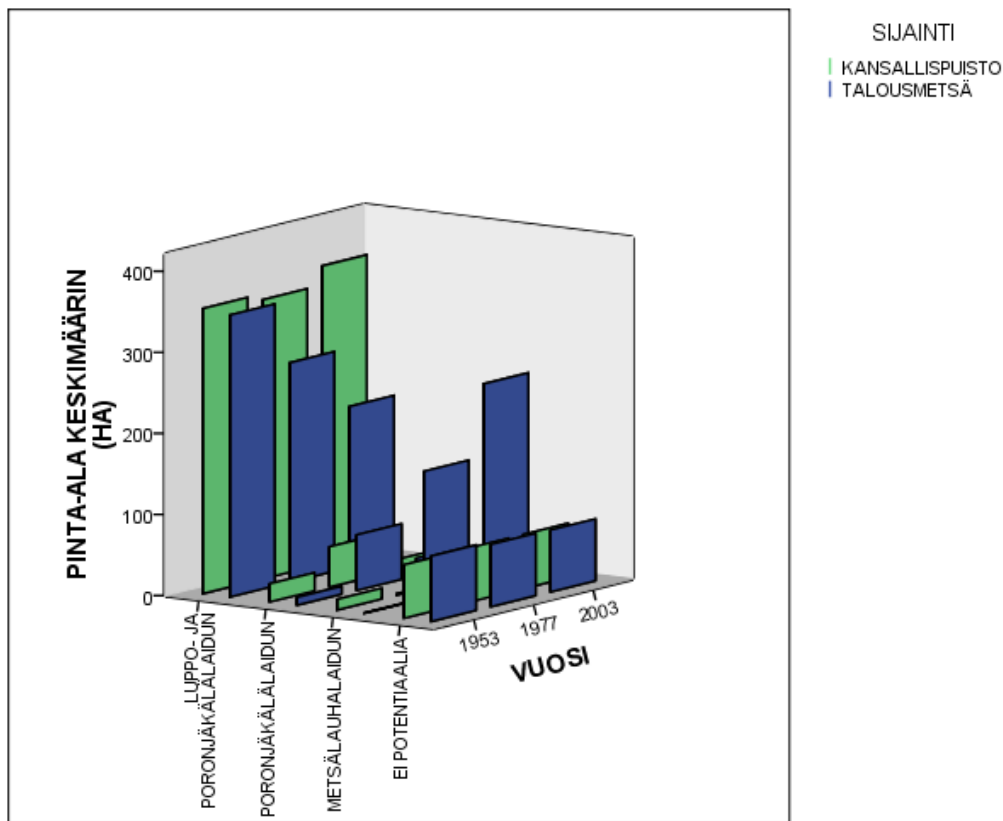
Taulukko 12. Maastotyyppien pinta-alojen erojen merkitsevyys kansallispuiston ja talousmetsien välillä eri vuosina. Kruskal-Wallis testi. ** merkitsevä ero. $\chi^2 = \text{Khin}$ neliö, df = vapausaste, p = tilastollinen merkitsevyys.

Maastotyyppien pinta-ala	Vuosi	χ^2	df	p
Luppo- ja poronjäkääläidun	1953	0,9	1	0,347
	1977	6,8	1	0,009 **
	2003	6,8	1	0,009 **

Taulukko 13. Talousmetsän maastotyyppien pinta-alojen erojen merkitsevyys eri vuosien välillä. Kruskal-Wallis testi. * melkein merkitsevä ero. $\chi^2 = \text{Khin}$ neliö, df = vapausaste, p = tilastollinen merkitsevyys.

Maastotyyppien pinta-ala	Sijainti	χ^2	df	p
Luppo- ja poronjäkääläidun	Talousmetsä	8,8	2	0,012 *
Poronjäkääläidun	Talousmetsä	6,5	2	0,038 *

Vuonna 1953 sekä kansallispuistossa että talousmetsissä oli kummassakin 5 potentiaalista loppo- ja poronjäkääläidunta, joiden keskimääräiset koot olivat $314,5 \pm 11,5$ ha (Oulanka) ja $290 \pm 20,2$ ha (talousmetsät). Alueet eivät tuolloin eronneet merkitsevästi (taulukko 12). Talousmetsissä loppo- ja poronjäkääläidunten keskimääräinen pinta-ala vähentyi lähes puoleen 1953 – 2003 (kuva 11), ja pinta-aloissa oli melkein merkitseviä eroja eri vuosien välillä (taulukko 13). Loppo- ja poronjäkääläidutimet olivat merkitsevästi suurempia kansallispuistossa kuin talousmetsissä vuosina 1977 (Kruskal-Wallis, $df = 1$, $\chi^2 = 6,8$, $p = 0,009$) ja 2003 (Kruskal-Wallis, $df = 1$, $\chi^2 = 6,8$, $p = 0,009$). Talousmetsissä poronjäkääläidunten pinta-alat vuosina 1953 – 1977 kasvoivat 76,9 % ja 1977 – 2003 vähenivät 76,9 %. Ero oli melkein merkitsevä (Kruskal-Wallis, $df = 2$, $\chi^2 = 6,5$, $p = 0,038$).



Kuva 11. Eri maastotyyppien ravintovarot ja pinta-alat kansallispuistossa ja talousmetsissä vuosina 1953, 1977 ja 2003.

50 vuodessa metsälauhalaitumet hävisivät kansallispuistosta, mutta talousmetsissä potentiaalisten metsälauhalaitumien pinta-ala kasvoi ollen keskimäärin $47,9 \pm 9,5$ ha vuonna 2003. Nykyään kansallispuiston koaloilla on keskimäärin $31,2 \pm 6,3$ ha ja talousmetsissä $22,6 \pm 5,2$ ha kuvioita, joilla ei ilmakuvatulkinnan perusteella ole talviravintopotentiaalia. Keskimäärin 90 – 95 % alueista ylläpitää siis potentiaalisesti jotain talviravintovaroja. Kansallispuisto tarjoaa eniten loppoa ja poronjäkäliä ja talousmetsät taas metsälauhalaitumia.

5. TULOSTEN TARKASTELU

5.1 Muutokset maastotyypeissä 1953 - 2003

Oulangan kansallispuistossa varttuneen metsän matriisin osuus maisemista oli jo lähtötilanteessa vuonna 1953 hieman suurempi (keskimäärin 78,6 %) kuin talousmetsissä (keskimäärin 72,6 %). Verrattuna kansallispuistoon, talousmetsän koealoilla oli enemmän varttuneen metsän laikkuja (n=27), ja ne olivat kooltaan pienempiä (keskimäärin $53,8 \pm 21,2$ ha). Oulangan alueen erityiset luontoarvot on tunnistettu jo 1800-luvulla, ja kansallispuiston perustamista oli suunniteltu jo pitkään ennen vuotta 1956. Se voi selittää, miksi jo vuonna 1953 Oulangassa varttuneet metsät (n=17, keskimäärin $92,5 \pm 24,2$ ha) olivat säilyneet hieman yhtenäisempinä kuin muualla Pohjois-Kuusamossa. Näin ollen varttuneen metsän kohdalla erot pinta-aloissa ja piireissä kansallispuiston ja talousmetsien välillä olivat merkitseviä jo vuonna 1953 (pinta-ala: Kruskal-Wallis, $df = 1$, $\chi^2 = 8,3$, $p = 0,004$, piiri: Kruskal-Wallis, $df = 1$, $\chi^2 = 7,2$, $p = 0,007$).

Koealojen valintaperusteena oli vähintään 70 % varttunutta metsää vuonna 1953. Keskimääräinen suurimman laikun indeksi oli tuolloin suurempi talousmetsissä (68,7 %) kuin kansallispuistossa (57,6 %). Kansallispuiston osalta yhden maiseman verrattain alhainen arvo laskee keskiarvoa, sillä sen metsämatriisin halkoo keskellä sijaitseva Kulmakkajärvi.

Jo vuoden 1953 talousmetsien maisemissa oli matriisin lisäksi paljon pieniä (alle 10 ha) varttuneen metsän laikkuja, mutta keskikokoiset laikut (30 – 150 ha) puuttuivat (kuva 3). Talousmetsän varttuneen metsän laikkujen keskimääräisen koon aleneminen 1953 – 2003 on seurausta matriisia fragmentoivista prosesseista kuten lävistyksistä ja leikkauksista. Matriisi rajoittui keskikokoisiin laikkuihin metsänuudistamisen johdosta. Kansallispuistossa sen sijaan suuret (> 150 ha) ja keskikokoiset laikut ovat tyyppisiä koko tarkastelujaksolla. Kansallispuistossa tapahtuneet laikkujen pinta-alojen ja tyyppien muutokset ovat luonnollisia. Varttuneen metsän laikkujen rajanaapureita kansallispuistossa ovat vesistöt, suot ja harvan metsän alueet. Tärkeimpiä luonnostaan vaikuttavia prosesseja kansallispuistossa ovat metsittyminen, tuulenskaadot ja soistuminen.

Varttuneen metsän laikkujen lukumäärä yli kaksinkertaistui talousmetsissä vuosina 1953 – 1977, mutta kasvoi vain vähän (< 10 %) vuosina 1977 - 2003. On huomioitava, että 25 – 50 vuodessa tietyt laikut katosivat ja uusia laikkuja tuli toisaalle eikä laikkujen lukumäärä kerro kuinka suuri osuus laikuista on pysynyt samoina vuodesta toiseen. Ilmakuvasta tapahtuva tulkinta perustuu latvuston sulkeutuneisuuteen, joten varttuneeksi luokitellut metsät ovat vain ylittäneet tietyn kehitysvaiheen. Niinpä varttuneen metsän luokassa puuston ikä voi vaihdella huomattavasti. Oulangan kansallispuiston puuston keski-ikä tiedetään olevan noin 130 – 170 vuotta. Talousmetsissä varttunut metsä on nuorempaa. Ilman tarkempaa tietoa iästä ja kasvupaikkatekijöistä ei voida varmuudella sanoa, soveltuuko tietty metsä esimerkiksi porojen luppolaitumeksi. Iän tarkempi arviointi ja kasvupaikkatekijöiden tarkoitus edellyttävät muita menetelmiä.

Harvan metsän laikkujen lukumäärä kasvoi voimakkaasti (3 – 5-kertaistui) vuosina 1953 – 1977 sekä talousmetsissä että kansallispuistossa. Vuosina 1977 – 2003 harvan metsän laikkujen lukumäärä taas väheni molemmilla alueilla lähes alkuperäiselle tasolle. Vuosina 1953 – 1977 suolaikkujen määrä väheni 20 % kansallispuistossa, ja myöhemmin 1977 – 2003 25,8 % talousmetsissä. Kummallakin jaksolla suolaikkujen lukumäärän vähentyessä myös maastotyyppin keskimääräinen pinta-ala kasvoi ja piiri kasvoivat, mikä viittaa pienten suolaikkujen tyyppin muutokseen. Puuston kasvu etenkin reuna-alueilla on voinut aiheuttaa luonnollista siirtymää luokkaan harva metsä. Näin on todennäköisesti tapahtunut osalle laikuista kansallispuistossa 1953 – 1977. Suo- ja harvan metsän laikkujen lukumäärä vaihtelee enemmän talousmetsissä kuin kansallispuistossa. Luonnollisten prosessien lisäksi talousmetsissä suolaikkujen vähenemistä selittää ojittaminen, ja harvan metsän laikkujen lisääntymistä harvennushakkuut.

Soiden ja harvan metsän laikkujen lukumäärän voimakas vaihtelu liittyy yleisesti erityisen pieneen kokoon (keskimäärin ≤ 5 ha). Ympäristötekijöiden vaihtelu näkyy todennäköisesti nopeammin pienissä kuin isoissa laikuissa, koska pienissä laikuissa suurempi osuus on reunavyöhykettä, jonka olosuhteisiin viereiset laikut vaikuttavat. Reunavaikutuksiin luetaan esimerkiksi tuulenkaadot, jotka ovat yleisiä avoimilla ulkoreunoilla.

Avo- ja siemenpuuhakkuita, nuorta metsää ja taimikoita esiintyy pääasiassa talousmetsissä. Niitä ei kuitenkaan ollut vielä vuonna 1953. Vuodesta 1977 vuoteen 2003 hakkuiden keskikoko pieneni, olihan toisen tarkastelujakson alkaessa vuonna 1977 hakkuukypsää yhtenäistä metsää jo vähemmän kuin 1953.

5.2 Muutokset maisemaindekseissä 1953 - 2003

Vaikka yksittäisen laikkutyypin (varttuneen metsän) pinta-aloissa ja piireissä havaittiin merkitseviä eroja kansallispuiston ja talousmetsien välillä jo vuonna 1953, maisemaindekseissä ei ollut merkitseviä eroja ennen vuotta 1977.

Shannonin diversiteetti-indeksissä ei ollut merkitsevää eroa vuonna 1953. Indeksillä kasvoi talousmetsissä 1953 – 2003, ja erot kansallispuiston ja talousmetsien välillä olivat merkitseviä 1977 (Kruskal-Wallis, $df = 1$, $\chi^2 = 6,8$, $p = 0,009$) ja 2003 (Kruskal-Wallis, $df = 1$, $\chi^2 = 6,8$, $p = 0,009$). Indeksiiin vaikuttaa laikkutyypin määrä ja pinta-alan jakautuminen eri tyyppien välillä. Kansallispuistossa varttunut metsä on pysynyt maiseman matriisina, eikä siellä ole uudistettu metsää. Talousmetsissä laikkutyypin lukumäärä hakkuiden ja nuorten kehitysluokkien seurauksena on kasvanut, samalla kun entinen metsämatriisiin kuulunut pinta-alaosuus on jakautunut tasaisemmin uusien tyyppien kesken. Kansallispuiston alue vaikuttaa muuttuneen homogeenisemmäksi ja talousmetsä heterogeenisemmäksi.

Kaikkiaan vuodesta 1953 talousmetsissä laikkujen lukumäärä on melkein kaksinkertaistunut (keskimäärin $n=53,0 \pm 1,1$), jolloin suurimmat laikut ovat pienentyneet (keskikoko $19,6 \pm 2,9$ %) ja reunatiheys lisääntynyt (keskitiheys $111,1 \pm 4,3$ m/ha). Vuoteen 2003 tultaessa myös kansallispuistossa laikkujen lukumäärä on kasvanut (keskimäärin $n=27,4 \pm 4,9$), ja keskikoko pienentynyt (keskikoko $16,5 \pm 2,8$ ha), mutta reunatiheys on toisaalta vähentynyt (keskitiheys $63,5 \pm 8,1$ m/ha). Suojelusta seurannut alueiden erilainen kehitys 1950-luvulta nykypäivään näkyy merkitsevinä eroina useissa maisemaindekseissä. 50 vuoden tarkastelujaksolla muutokset kansallispuistossa ovat kaikkiaan olleet lievempiä ja hitaampia. Oulangassa on koko ajan ollut keskimäärin vähemmän laikkuja kuin talousmetsissä, ja suurempia kuin talousmetsissä. Erot laikkujen lukumäärissä ja keskikoissa ovat olleet merkitseviä vuodesta 1977 lähtien (Kruskal-Wallis, $df = 1$, $\chi^2 = 6,8$, $p = 0,009$).

5.3 Muutosten vaikutus perinteiseen poronhoitoon

Kansallispuistossa ja talousmetsissä 90 – 95 % laikuista saattaa ilmakuvatulkinnan perusteella ylläpitää jotain poron talviravintokohdetta. Arvio perustuu maaston avoimuuteen kasvupaikkatekijänä. Muita kasvupaikkatekijöitä ja ravintokohteiden biomassamääriä koskevia aineistoja ei ole tässä tutkimuksessa ollut käytettävissä.

Maastossa porot mahdollisuuksien mukaan kaivavat maajäkälää ja metsälauhaa, mutta varsinkin kevättalvella puista satava loppo on perinteisesti ollut tärkein ravintokohde, koska ravinnon kaivu lumen alta ajoittain estyy jäätyminen takia. Lopot ovat runsaimpia vanhoissa metsissä, joten niiden määrä suurelta osin uudistetuissa talousmetsissä on vähentynyt. Metsän ikä vaikuttaa loppojen esiintymiseen, sillä luppobiomassan kertyminen on hidasta ja hakkuut heikentävät kasvupaikan pienilmaston soveltuvuutta. Luppometsikön uudistumisen arvellaan vievän 100 – 170 vuotta. Toisaalta loppojen ja muiden talviravintokohteiden kasvupaikkavaatimuksissa on eroja, joten hakkualueilla ja nuoremmissa metsissä saattaa kasvaa maajäkälää ja metsälauhaa. Fragmentaatio vaikeuttaa loppojen leviämisen onnistumista leviämismatkan ollessa tyypillisesti alle 100 metriä. Samalla poroilla on pidempi matka potentiaalisten laidunten välillä.

Oulangan metsissä loppoa on enemmän saatavilla, koska Oulangan metsät ovat talousmetsien vartuneita osia vanhempia. Talousmetsissä muun muassa ojitettujen soiden metsittyminen on saattanut hieman lisätä muiden talviravintovarojen määrää.

Maisemien reunatiheys kasvoi talousmetsissä 1953 - 2003 ja vuoteen 2003 mennessä suurimman laikun indeksi on vähentynyt alle kolmannekseen vuoden 1953 tasosta. Tästä kaikesta seurauksena potentiaalisten luppolaidunten välimatkat ovat todennäköisesti kasvaneet.

Suomessa poromäärät on palautettu 1980-luvun tasolle. Talviravinnon vähyys on kuitenkin johtanut pysyviin poronhoidonmuutoksiin kuten ruokintaan tarhoissa, minkä on havaittu parantaneen jäkälikköjen kuntoa.

5.4 Menetelmän arviointia ja lisätutkimuksen aiheita

Ilmakuvien saatavuus tutkimusalueelta ratkaisi tarkasteltavan ajanjakson. Kuusamon alue oli kuvattu ensimmäisen kerran 1950-luvulla, vaikka ilmakuvaukset alkoivat Etelä-Suomessa jo 1930-luvulla. Metsätalouden kehitystä Kuusamossa oli kuitenkin viivästyttänyt keskeneräinen isojako, joten 1950-luvun maisemissa vanhoja luppometsiä oli vielä runsaasti.

Kuvien mittakaavasta riippuu millaisia tietoja kuvista voidaan johtaa. Mittakaavat 1:20 000 ja 1:60 000 riittivät tässä metsikkökohtaisten kehitysluokkien arviointiin. Kehitysluokka arvioitiin muun muassa latvuston sulkeutuneisuuden perusteella, jolloin nuoret kehitysluokat olivat helposti tunnistettavissa. Sen sijaan metsät on luokiteltu varttuneeksi 25-vuotiaista metsikköistä sekä kaikki sitä vanhemmat latvustoltaan sulkeutuneet metsät.

Metsikön iän lisäksi loppujen esiintymiseen vaikuttaa muun muassa kasvupaikkatyyppi, jonka selvittämiseen tarvitaan kenttätyötä. Valtapuulaji voidaan selvittää suuremman mittakaavan ilmakuvista. Ilmakuvatulkinnan rinnalla voitaisiin käyttää esimerkiksi valtion metsien inventointiaineistoa, joka ei ollut tässä tutkimuksessa saatavissa.

5.5 Menetelmien mahdolliset virhelähteet

Mahdollisia virhelähteitä aineiston käsittelyssä pyrittiin välttämään seuraavasti. Georeferoinnin tarkkuuteen vaikuttaa polynomimuunnoksen valinta (Lillesand 2008). Tutkimuksessa käytettiin adjust-muunnosta. Georeferointi tehtiin kaikilla aloilla samalla vähimmäismäärällä kontrollipisteitä, jotka pyrittiin sijoittamaan mahdollisimman kattavasti koealalle.

Koska kuvatulkinnan tarkkuuteen vaikuttaa tulkitsijan kokeneisuus, tulkintakohteen ominaisuudet sekä kuvien laatu (Lillesand 2008), sama tulkitsija tulkitsi saman alueen eriaikaiset kuvat. Kuvien laatu huomioitiin siten, että koealoiksi otettiin neljä neliökilometriä kuvien keskeltä, missä kuvien laatu oli parasta. Saman koealan eriaikaisissa kuvissa oli kuitenkin laatueroja, jotka saattoivat aiheuttaa virheitä kuvantulinnassa. Eroja on esimerkiksi puiden varjoissa, joiden takia muun muassa kaikista pienimmät laikut ovat ilmakuvista vaikeimmin rajattavissa.

Skaalan valinnalla on vaikutusta saatuihin tuloksiin, joten digitointi suoritettiin kaikissa kuvissa samaa skaalaa käyttäen. Lopuksi digitoitujen koealojen rasterointi Fragstatsia varten saattoi aiheuttaa virhettä ylöspäin reunojen pituuksissa ja pinta-aloissa.

6. JOHTOPÄÄTÖKSET

Metsätalous on nuorentanut Pohjois-Kuusamon talousmetsien ikärakennetta kuluneiden 50 vuoden aikana. Myös metsän yhtenäisyys on vähentynyt. Metsiköt ovat nyt pienempiä, ja maisemissa esiintyy eri kehitysluokkia rinnakkain. Hakkuiden ja metsän uudistamisen ohella maankäyttömuodoissa on tapahtunut vähäisempiä muutoksia muun muassa maanviljelyn ja rakentamisen johdosta.

Maisemaindeksien perusteella ei havaittu viitteitä fragmentaation päättymisestä Pohjois-Kuusamon talousmetsissä. Laikkujen lukumäärän ja reunatiheyden väheneminen tai suurimman laikun indeksin kasvu uudistetun metsän sukkession seurauksena ilmentäisivät fragmentaation vähenemistä. Tutkimuksessa fragmentaatio lisääntyi. Jos maankäyttö pysyy samana, mahdollisesti fragmentaation vaikutukset voivat metsien varttuessa vähentyä Kuusamossa. Fragmentoitumista voitaisiin minimoida keskittämällä hakkuita, mutta sille on muun muassa maanomistuksellisia rajoitteita.

Luppo on kevättalvisin luonnossa porojen tärkein ravinnonlähde, ja sitä esiintyy eniten vanhoissa metsissä. Suojelualueet kuten Oulanka edustavat perinteistä poronhoidon ympäristöä. Oulangan metsä on iältään keskimäärin 130 – 170 –vuotiasta ja runsasluppoista. Poronhoitoaluetta kokonaisuutena ajatellen vanhan metsän lajeja ylläpitävät suojelualueet ovat kuitenkin laikkuja, joiden eristyneisyys saattaa ajan mittaan vaikuttaa kielteisesti epifyytteihin.

Luppolaitumien vähenemistä 1950-luvulta alkaen on yleisesti kompensoitu lisäruokinnalla. Varttuneen metsän korvanneet nuoret kehitysluokat ovat metsälauhan potentiaalisia kasvupaikkoja.

Maa- ja metsätalousministeriö määrää paliskuntien poroluvuista suhteessa talvilaidunten kestävään tuottokykyyn. Esimerkiksi Alakitkan poroluku on 1900-luvulla vaihdellut noin tuhannesta eloporosta lähes kolmeen tuhanteen yksilöön, ja määräksi on nykyään vakiintunut 1600 eloporoa. Poromäärien kehitys on ollut muissa paliskunnissa ja Pohjoismaissa samankaltaista.

KIITOKSET

Suuret kiitokset pro gradu -tutkielmani ohjaajille professori Markku Kuituselle ja tutkija Lotta Jaakkolalle asiantuntevasta ja kannustavasta ohjauksesta tutkimuksen aikana. Lisäksi kiitän yliassistentti Anssi Lensua menetelmiin ja aineiston käsittelyyn liittyvistä vastauksista. Pro gradun tutkimusidea perustui Lotta Jaakkolan vastaavaan väitöskirjan artikkeliin. Aineiston käsittely suoritettiin yhteistyössä Jaakkolan kanssa.

Kiitos Petrille, vanhemmilleni, veljelleni Tomille sekä ystävilleni kaikesta tukena olemisesta graduntekoproessin aikana.

KIRJALLISUUSLUETTELO

- Anonyymi 1914. Porolaidun komissionin mietintö. Helsinki, Keisarillisen senaatin kirjapaino. Komiteanmietintö 1914: 2, 191 s.
- Anonyymi 1992. Uhanalaisten eläinten ja kasvien seurantatoimikunnan mietintö. Komiteanmietintö 1991: 30. Valtion painatuskeskus, Helsinki, 328 s.
- Anonyymi 1995. Metsätilastollinen vuosikirja 1995. Maa- ja metsätalous 1995:5. Metsäntutkimuslaitos, Painatuskeskus Oy, Helsinki, 354 s.
- Anonyymi 1999. Metsien suojelupinta-alat. Metsien suojelupinta-alaprojektin raportti. Suomen ympäristö 300. Ympäristöministeriö, Maa- ja metsätalousministeriö, Edita, Helsinki, 44 s.
- Anonyymi 2007. Metsätilastollinen vuosikirja 2007. Suomen virallinen tilasto. Maa-, metsä- ja kalatalous 2007. Metsäntutkimuslaitos, Vammalan kirjapaino Oy, Vammala, 436 s.
- Anonyymi 2009. Ilmatieteen laitos - Sää ja ilmasto - Ilmastotilastot - Lumitilastot. http://www.fmi.fi/saa/tilastot_10.html Luettu 9.3.2009.
- Anttila, P. & Lehtikoinen, M. 2002. Kuvioittaisten puustotunnusten estimointi ilmakuvilta puoliautomaattisella latvusten segmentoinnilla. *Metsätieteen aikakauskirja* 3: 381 – 389.
- Berg, A., Östlund L., Moen J. & Olofsson, J. 2008. A century of logging and forestry in a reindeer herding area in the northern Sweden. *Forest Ecology and Management* 256: 1009 – 1020.
- Bonan, G., B. & Shugart, H. H. 1989. Environmental Factors and Ecological Processes in Boreal Forests. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20: 1 – 28.
- Dettki H. 1998. Dispersal of fragments of two pendulous lichen species. *Sauteria* 9: 123 – 132.
- Dettki, H. 2000. *Epiphytic lichens in boreal forest landscapes: influence of forestry and spatial structure*. Dissertation, Department of Ecology and Environmental Science, Umeå University, 134 s.
- Dettki, H. & Esseen, P.-A. 1998. Epiphytic macrolichens in managed and natural forest landscapes: a comparison at two spatial scales. *Ecography* 21: 613 – 624.
- Esseen, P.-A. 1981. Host specificity and ecology of epiphytic macrolichens in some central Swedish spruce forests. *Wahlenbergia* 7: 73 – 80.
- Esseen, P.-A. & Renhorn, K. E. 1998. Edge Effects on an Epiphytic Lichen in Fragmented Forests. *Conservation Biology* 12: 1307 – 1317.
- Esseen, P.-A., Renhorn, K.E. & Petterson, R.B. 1996. Epiphytic lichen biomass in managed and old-growth boreal forests: effect of branch quality. *Ecol. Appl.* 6: 228 – 238.
- Fischer, H. 2005. *Ecological impacts of reindeer herding in Oulanka national park*. Diplomarbeit, Faculty of biology, Universität Konstanz, 63 s.
- Forman, R. T. T. 1995. Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge, 632 s.
- Galloway D. J. 1992. Biodiversity: a lichenological perspective. *Biodiversity and conservation* 1: 312 – 323.
- Gauslaa, Y., Palmqvist K., Solhaug, K., Holien, H., Hilmo, O. Nybakken, L., Myhre L. C. & Ohlson M. 2007. Growth of epiphytic old forest lichens across climatic and successional gradients. *Can. J. of For. Res.* 37: 1832 – 1845.
- Götmark, F. & Nilsson, C. 1992. Criteria used for Protection of Natural Areas in Sweden 1909 – 1986. *Conservation Biology* 6: 220 – 231.
- Hannerz, M. & Hånell, B. 1997. Effects on the flora in Norway spruce forests following clearcutting and shelterwood cutting. *Forest Ecology and Management* 90: 29 – 49.
- Hellberg, E., Niklasson, M. & Granström, A. 2004. Influence of landscape structure on patterns of forest fires in boreal forest landscapes in Sweden. *Can. J. For. Res.:* 34: 332 – 338.
- Helle T. 1974. Porojen talvilaitumista havumetsävyöhykkeessä. Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimuskeskuksen tiedonantoja 11.
- Helle, T. 1982. Peuran ja poron jäljillä. Kirjayhtymä, Helsinki, 160 s.
- Helle, T., Jaakkola L. & Niva A. 2002. Poro ja metsä. Julkaisussa: Hyppönen, M., Jortikka S. ja

- Tapaninen S. (toim.) 2002. Metsänuudistaminen Pohjois-Suomessa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 876, 105 s.
- Hyppänen, H. 1999. Eriaikaiset ilmakuvat metsäkuvioiden muutosten tunnistamisessa. Metsätieteen aikakauskirja 2: 155 – 166.
- Jaakkola L. M., Helle T. P., Soppela J., Kuitunen M. T. & Yrjönen M. J. 2006. Effects of forest characteristics on the abundance of alectorioid lichens in northern Finland. *Can. J. of For. Res.* 36: 2955 – 2965.
- Jahns, H. M. 1996. Sanikkaiset, sammalet, jäkälät. Otava, Helsinki, 262 s.
- Jernsletten J-L. J. & Klovov, K. 2002. Sustainable Reindeer Husbandry. Arctic Council 2000 – 2002. Saamelaisopintojen keskus, Tromssan yliopisto, 148 s.
- Koivisto, I. (toim.) 1983. Suomen eläimet. Nisäkkäät. Espoo, Weilin-Göös, 336 s.
- Kouki, J., Löfman, S., Martikainen P., Rouvinen S. & Uotila A. 2001. Forest fragmentation in Fennoscandia: Linking Habitat Requirements of Wood-associated Threatened Species to Landscape and Habitat Changes. *Scandinavian Journal of Forest Research* 16: 27 – 37.
- Kumpula, J., Colpaert A., Kumpula T. & Nieminen, M. 1997. Suomen poronhoitoalueen talvilaidunvarat. Kala- ja riistaraportteja nro 93, Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Helsinki, 43 s.
- Kuuluvainen, T. 2002. Natural Variability of Forests as a Reference for Restoring and Managing Biological Diversity in Boreal Fennoscandia. *Silva Fennica* 36: 97 – 125.
- Kuuluvainen, T., Saaristo, L., Keto-Tokoi P., Kostamo, J., Kuuluvainen, J., Kuusinen, M., Ollikainen, M. & Salpakivi-Salomaa P. (toim.) 2004. Metsän kätköissä. Edita, Helsinki, 381 s.
- Kuusinen 1996. Epiphytic lichen flora and diversity in old growth boreal forests of Finland. Helsingin yliopiston kasvitieteen julkaisuja n:o 23.
- Lang, G. E., Reiners, W. A. & Heier, R. K. 1976. Potential Alteration of Precipitation Chemistry by Epiphytic Lichens. *Oecologia* 25: 229 – 241.
- Lange, O.L., Kilian, E. & Ziegler H. 1986. Water vapor uptake and photosynthesis of lichens: performance differences in species with green and blue-green algae as phycobionts. *Oecologia* 71: 104 – 110.
- Lillesand, T. M., Kiefer, R. W. & Chipman J.W. 2008. Remote sensing and image interpretation. Sixth edition. John Wiley & Sons, Inc., United States of America, 756 s.
- Linder, P. & Östlund, L. 1998. Structural changes in three mid-boreal Swedish forest landscapes, 1885 – 1996. *Biological Conservation* 85: 9 – 19.
- Longley, P. A., Goodchild, M. F., Maguire D. J. & Rhind D. W. 2005. Geographical information systems and science. Wiley, Chichester, 517 s.
- Löfman, S. & Kouki, J. 2001. Fifty years of Landscape Transformation in Managed Forests of Southern Finland. *Scand. J. For. Res.* 16: 44 – 53.
- Löfman, S. & Kouki, J. 2003. Scale and dynamics of a transforming forest landscape. *Forest Ecology and Management* 175: 247 – 252.
- Mattila, E. 2006. Porojen talvilaitumien kunto poronhoitoalueen etelä- ja keskiosien merkkipiireissä 2002 – 2004 ja kehitys 1970-luvun puolivälistä alkaen. Metsäntutkimuslaitoksen työraportteja 27, Helsinki, 76 s.
- Moberg, R. & Holmäsén, I. 1982. Lavar: en fälthandbok. Stocholm, Interpublishing.
- McCoy J. & Johnston K. 2001. Using ArcGIS Spatial Analyst. GIS by ESRI. Redlands, United States of America, Environmental Systems Research Institute Inc., 232 s.
- McCune B. 1993. Gradients in Epiphyte Biomass in Three *Pseudotsuga-Tsuga* Forests of Different Ages in Western Oregon and Washington. *The Bryologist* 96: 405 – 411.
- McGarigal, K. & Marks, B. J. 1994. FRAGSTATS. Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Version 2.0. 134 s.
- Mykrä, S., Kurki, S. & Nikula, A. 2000. The spacing of mature forest habitat in relation to species-specific scales in managed boreal forests in NE Finland. *Ann. Zool. Fennici* 37: 79 – 91.

- Myllyntaus, T. & Mattila, T. 2002. Decline or increase? The standing timber stock in Finland, 1800 – 1997. *Ecological Economics* 41: 271 – 288.
- Nieminen, M. 2008. Luonnonsuojelualueiden merkitys ja käyttö Suomen poronhoidossa. Loppuraportti. Riista- ja kalatalouden tutkimuslaitos, Kaamanen, 65 s.
- Niklasson, M. & Granström, A. 2000. Number and sizes of fires: long-term spatially explicit fire history in a Swedish boreal landscape. *Ecology* 81: 1484 – 1499.
- Nilsson, C. & Götmark, F. 1992. Areas in Sweden: Is Natural Variety Adequately Reprsented? *Conservation Biology* 6: 232 – 242.
- Preuss, S. 2003. *Changes in arboreal lichen biomass in old growth spruce forests in northern Finland during the past three decades*. M. Sc. thesis, Faculty of Applied Ecology and Conservation, University of East Anglia, Norwich, 33 s.
- Rantamäki-Lahtinen, L. (toim.) 2008: Porotalouden taloudelliset menestystekijät. –Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskuksen selvityksiä 156. MTT taloustutkimus. Helsinki. 129 s.
- Reiners, W. A. & Olson R. K. 1984. Effects of canopy components on throughfall chemistry: An experimental analysis. *Oecologia* 63: 320 – 330.
- Renhorn, K.-E., Esseen, P.-A., Palmqvist, K. & Sundberg, B. 1997. Growth and vitality of epiphytic lichens; Responses to microclimate along a forest edge-interior gradient. *Oecologia* 109: 1 – 9.
- Richardsson D. H. S. & Young C. M. 1977. Lichens and Vertebrates. Julkaisussa Seaward M. R. D. (toim.) 1977. Lichen Ecology. Academic Press, London, 550 s.
- Ruuttula-Vasari A. & Juvonen S.-K. (toim.) 2006. Oulanka – kuohujen keskeltä kansallispuistoksi. Metsähallitus, Kainuun Sanomat Oy, 180 s.
- Saastamoinen, O. 1974. Hakkuutyömaista porojen ravinnonlähteenä vuoden 1974 keväällä. Metsätutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusaseman tiedonantoja 11.
- Sipilä, P., Magga, H. & Aikio, P. 2000. Luppoa etsimässä. Lapin paliskunnan alueen luppolaidunten Inventointi 1999 – 2000. Oulun painotuote Oy, Oulu, 14 s.
- Storeheier, P. V., Mathiesen, S. D., Tyler N. J. C. & Olsen, M. A. 2002. Nutritive value of terricolous lichens for reindeer in winter. *Lichenologist* 34: 247 – 257.
- Tokola, T., Hyppänen, H., Miina, S., Vesa L. ja Anttila P. 1998. *Metsän kaukokartoitus*. Silva Carelica 32, metsätieteellinen tiedekunta, Joensuun yliopisto, 82 s.
- Tuominen, S., Kokko A. & Mäkelä K. 2001. Kasvillisuuden ja puuston kartoitukset ja inventoinnit Suomen yhdenntyn seurannan alueilla. Suomen ympäristökeskus, Helsinki, 52 s.
- Tuominen, S. & Pekkanen, A. 2007. Kuvioraja-aineiston virheiden korjaaminen numeeristen ortoilmakuvien ja automaattisen segmentoinnin avulla. Metsätieteen aikakauskirja 2: 87 – 100.
- Turner, M. G., Gardner, R. H. & O'Neill, R. V. 2001. Landscape ecology in theory and practice: pattern and process. Springer, New York, 360 s.
- Uuttera, J., Anttila P., Suvanto A. & Maltamo M. 2006. Yksityismetsien metsävaratiedon keruuseen soveltuvilla kaukokartoitusmenetelmillä estimoitujen puustotunnusten luotettavuus. Metsätieteen aikakauskirja 4: 507 – 519.
- Van Dobben, H. F. & Ter Braak C. J. F. 1998. Effects of atmospheric NH₃ on epiphytic lichens in the Netherlands: the pitfalls of biological monitoring. *Atmospheric environment* 32: 551 – 557.
- Viramo, J., Helminen M. & Lampi, M. (toim.) 1980. Oulangan kansallispuisto. Metsähallitus, Valtion painatuskeskus, 111 s.
- Östlund L., Zackrisson O. & Axelsson, A.-L. 1997. The history and transformation of a Scandinavian boreal forest landscape since the 19th century. *Can. J. of For. Res.* 27: 1198 – 120.

