

Pro gradu –tutkielma

**Liito-oravan (*Pteromys volans*) säilyminen
rajauspäätösten mukaisilla alueilla**

Tiina Hynynen



Jyväskylän yliopisto
Bio- ja ympäristötieteiden laitos
Ekologia ja ympäristöhoito
20.10.2009

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta
 Bio- ja ympäristötieteiden laitos
 Ekologia ja ympäristöhoito

HYNYNEN, T. : Liito-oravan (*Pteromys volans*) säilyminen rajauspäätösten mukaisilla alueilla

Pro Gradu –tutkielma: 27 s.
 Työn ohjaajat: FT Mikko Mönkkönen, HTT Leila Suvantola
 Tarkastajat: FT Janne Kotiaho, FT Mikko Mönkkönen
 Lokakuu 2009

Hakusanat: elinympäristö, lajisuojelu, levähdyspaikka, lisääntymispaikka, metsienkäsittely, uhanalainen

TIIVISTELMÄ

Boreaalin metsä on ollut jo kauan ihmisen vaikutuksen alaisena. On arvioitu, että lähes 40 prosenttia Suomen metsässä elävistä lajeista olisi uhanalaisia pääosin juuri metsätalouden toimien seurauksena. Niin metsänkäsittelyä kuten muutakin maankäyttöä sääntelevät erilaiset lait. Metsälain tavoitteena on turvata metsien kestävä hyvä tuotto samalla, kun niiden biologinen monimuotoisuus säilytetään. Varsinainen lajisuojelu sen sijaan jää luonnonsuojelulain toteuttamisen varaan. Liito-orava on Suomessa luokiteltu vaarantuneeksi lajiksi, jonka suojelun vaikutukset ulottuvat metsien käsittelyyn ja muuhun maankäyttöön lisääntymis- ja levähdyspaikkojen hävittämis- ja heikentämiskiellon kautta. Näiden paikkojen rajaaminen ei ole aina ongelmattonta. Tämä johtuu muun muassa siitä, että liito-oravalla on reviirillään useampia pesiä tai koloja, joista vain osa on käytössä kerrallaan. Lisääntymis- ja levähdyspaikka käsitetään yleisesti pienialaiseksi, mitä ne ovatkin verrattuna lajin luontaiseen reviiriin. Liito-oravan lisääntymis- ja levähdyspaikkoja koskevien rajausten laajuudessa on suurta vaihtelua alueellisten ympäristökeskusten välillä, kuten myös näillä paikoilla sallituissa metsänkäsittely toimenpiteissä. Rajausalueiden riittävydestäkin näyttäisi olevan ristiriitaista tietoa: toisaalla ne näyttäisivät olevan riittäviä lyhyellä aikavälillä tarkasteltuna ja toisaalla puolestaan eivät. Tätä ei tosin ole juurikaan tutkittu. Tämän tutkimuksen tavoitteena oli selvittää rajauspäätösten mukaisten kohteiden riittävyttä liito-oravan selviytymisen kannalta Keski-Suomessa. Tätä tutkittiin vertaamalla liito-oravien esiintymistä vuosina 2004–2007 tehtyjen rajauspäätösten mukaisilla kohteilla, missä metsää oli hakattu, verrokkikohteisiin, missä liito-orava oli myös havaittu vuosina 2004–2007 mutta missä metsiä ei oltu käsitelty. Tutkimuksessa havaittiin, että liito-orava oli säilynyt rajauspäätösten mukaisilla alueilla yhtä hyvin kuin verrokkikohteilla. Lyhyellä aikavälillä rajauspäätösten mukaiset alueet näyttävät olevan riittäviä tarkasteltaessa yksittäisten kohteiden/yksilöiden elinpiirien säilymistä.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Mathematics and Science
Department of Biological and Environmental Science
Ecology and Environmental Management

HYNYNEN, T.: Maintaining of Siberian flying squirrel (*Pteromys volans*) in sites of definitions decisions

Master of Science Thesis: 27 p.

Supervisors: PhD Mikko Mönkkönen, D.Sc Leila Suvantola

Inspectors: PhD Janne Kotiaho, PhD Mikko Mönkkönen

October 2009

Key Words: breeding site, forest management, habitat, resting place, species protection, threatened

ABSTRACT

Boreal forests have been under humans influence already on long time. It is estimated that near 40 per cent of species living in Finnish forests are endangered because of forestry measures. Different kinds of laws regulate both forest management and other land use. The purpose of the Finland's Forest Act is that the forests produce a good output in a sustainable way while their biological diversity is being maintained. Actual protection of species remains instead to application of the Finland's Nature Conservation Act. Siberian flying squirrel has been classified as vulnerable in Finland. Impacts of the protection of Siberian flying squirrel extend to the forest management and other land use through prohibition of the destruction and deterioration of breeding sites and resting places. Identifying and delineating these sites and places is not always easy. One reason of this is that Siberian flying squirrel has several nests and holes in its territory from which only some are used at once. Breeding sites and resting places are considered small (usually a small patch of trees around the actual nesting/resting tree) in area compared with the home-range size of flying squirrel individuals (several hectares). There is great variation in delineation of breeding sites and resting places of Siberian flying squirrel between regional environment centers. There is also variation in permitted forestry actions in these sites. There is contradictory information about the sufficiency of delineations of breeding and resting areas: in some regions they seem to be sufficient in short term to remain as occupied by a flying squirrel but no in others. Aim of this study was to examine whether or not the delineation of breeding and resting areas in central Finland have been sufficient for maintaining of Siberian flying squirrel. This was studied by comparing occupancy status of sites delineated by the Central Finnish Environmental Center and harvested in 2004-2007 with sites that were occupied by flying squirrels in 2004–2007 but that have not been harvested (control sites). The results showed that the sites, which were delineated and harvested, had remained occupied by the flying squirrel likely as control sites. This suggests that the delineations had been sufficient to ensure short-term persistence of flying squirrels.

Sisältö

1 JOHDANTO.....	5
1.1 Lajisuojelun sääntelystä.....	5
1.1.1 Historiaa.....	5
1.1.2 Yhteisöoikeudesta.....	6
1.1.3 Kansallisesta luonnonsuojeluoikeudesta.....	7
1.2 Tutkimuslaji.....	9
1.2.1 Liito-oravan levinneisyys, elinympäristöt ja uhanalaisuus.....	9
1.2.2 Liito-oravan lisääntymis- ja levähdyspaikkojen suojelun määräyksiä ja ohjeita.....	11
1.3 Tutkimuksen tavoitteet.....	13
2 AINEISTO JA MENETELMÄT.....	14
2.1 Tutkimuskohteet.....	14
2.2 Toteutus maastossa.....	15
2.3 Maisemarakenteen tarkastelu.....	16
2.4 Tilastollinen analysointi.....	17
3 TULOKSET	18
4 TULOSTEN TARKASTELU.....	20
KIRJALLISUUS.....	24

1 JOHDANTO

Boreaalinen metsä on ollut jo kauan ihmisen vaikutuksen alaisena. 1900-luvun kuluessa ihmisen vaikutus on vain voimistunut, kun talousmetsien hoidossa on otettu suunta kohti yhden puulajin metsiköitä. Metsätalouden tavoitteena on ollut taloudellisesti kestävä metsän käytön turvaaminen, ja näin ollen pääpaino on ollut puuntuotannossa (Haila 1994). Nykyisen metsälain (1093/1996) tavoitteiksi on määritelty metsien taloudellisesti, sosiaalisesti ja ekologisesti kestävä hoidon edistäminen niin, että metsät antavat kestävästi hyvän tuoton samalla, kun niiden biologinen monimuotoisuus säilytetään (metsäl 1§). Nykyaikaisen metsätalouden seurauksena metsärakenne on tasarakenteistunut. Metsätalouden seurauksena tiettyä elinympäristöä vaativien lajien elinympäristöt ovat vähentyneet ja pirstoutuneet (Haila 1994). Tällä hetkellä lähes 40 % metsässä elävistä lajeista on uhanalaisia pääosin metsätalouden toimien seurauksena (Rassi ym. 2001). Metsälain ainoa varsinainen monimuotoisuuteen kohdistuva säännös koskee metsien monimuotoisuuden kannalta erityisen tärkeitä elinympäristöjä (metsäl 10.2 §), joten varsinainen lajisuojelu jää luonnonsuojelulain toteuttamisen varaan.

1.1 Lajisuojelun sääntelystä

1.1.1 Historiaa

Lajisuojelulla sinänsä on pitkä historia, vaikka ensimmäisten suojelusäännösten tarkoituksena olikin turvata ihmisen kannalta arvostetuimpien riista- ja kalalajien sekä arvokkaiden puiden säilyminen (Vuorisalo & Laihonon 2000). Esimerkiksi tikat (*Picidae*) ja käki (*Cuculus canorus*) olivat ensimmäisiä lajeja, jotka suojeltiin taloudellisten arvojen sijaan lajin itsensä kannalta (näitä lajeja lueteltiin 1800-luvun lopussa säädetyssä metsästäysasetuksessa). Vaikka metsästäystä rajoitettiin jo aikaisemminkin, rajoitukset eivät estäneet ylimetsästyä tai lajien häviämistä. Esimerkiksi karhu (*Ursus arctos*), susi (*Canis lupus*) ja saimaannorppa (*Phoca hispida saimensis*) oli luokiteltu haittaeläimiksi, joiden tappamisesta jopa maksettiin (Vuorisalo & Laihonon 2000).

Ensimmäinen luonnonsuojelulaki säädettiin Suomessa vuonna 1923, ja se olikin voimassa aina vuoteen 1996. Vuoden 1923 luonnonsuojelulain myötä rauhoitettujen lintujen määrä kasvoi. Tuolloin rauhoitettiin linnuista muun muassa harmaahaikara (*Ardea cinerea*), varpuspöllö (*Glaucidium passerinum*), naakka (*Corvus monedula*) ja kehrääjä (*Caprimulgus europaeus*). Rauhoitussäännöksessä todetaan, että ”seuraavat linnut ynnä niiden pesät ja munat olkoot aina rauhoitettuja”. Ensimmäiset luonnonsuojelulla suojellut nisäkkäät olivat lepakot (*Chiroptera*), siili (*Erinaceus europaeus*) ja liito-orava (*Pteromys volans*) (Vuorisalo & Laihonon 2000). Vaikka suojeltujen lajien määrä kasvoi luonnonsuojelulain säätämällä vuonna 1923, pääpaino oli edelleenkin maanomistajan taloudellisten intressien turvaamisessa. Tämä näkyy esimerkiksi liito-oravan suojelun perusteluissa: harvinaisuudesta johtuen, liito-oravalla ei ole merkitystä turkiseläimenä ja sen aiheuttamat vahingot ovat vähäisiä tai merkityksettömiä (Kuusiniemi 1996).

Lintuihin ja nisäkkäisiin kohdistui siis eriasteisia suojelumääräyksiä tai hyödyntämisen rajoituksia jo ennen vuotta 1923. Ensimmäiset putkilokasvit sen sijaan tulivat suojelun piiriin vuonna 1925, ensimmäiset selkärangattomat vuonna 1955 ja sammat 1996 (Vuorisalo & Laihonon 2000). Lajisuojelulla on pitkät perinteet, vaikka

jako luonnonsuojelulain ja metsästyslain välillä on ollut erittäin voimakaskin. Tämä jako näkyy edelleenkin, sillä luonnonsuojelulain lajisuojelusäännökset eivät koske riistaeläimiä. Metsästyslain (615/1993) 5 pykälässä on lueteltu ne riistaeläimet ja rauhoittamattomat eläimet, joihin kyseistä lakia sovelletaan. Kaikki muut linnut ja nisäkkäät ovat suojeltuja luonnonsuojelulain (1096/1996) perusteella.

1.1.2 Yhteisöoikeudesta

Suomen liittyttyä Euroopan unioniin myös sen luonnonsuojelusäädökset tulivat Suomea sitoviksi. Euroopan yhteisöoikeus edellyttää, että jäsenmaat ottavat yhteisöoikeuden osaksi kansallista oikeusjärjestystään. Tätä on toteutettu EY:n luonnonsuojelusäädösten osalta Suomessa luonnonsuojelulain muutoksella vuonna 1996. Keskeisimpiä EY:n luonnonsuojelussäädöksiä ovat neuvoston direktiivi luontotyyppien ja luonnonvaraisten eläinten ja kasvien suojelusta (luontodirektiivi) ja neuvoston direktiivi luonnonvaraisten lintujen suojelusta (lintudirektiivi). Mainittakoon lisäksi neuvoston asetus luonnonvaraisen eläimistön ja kasviston uhanalaisten lajien kansainvälistä kauppaa koskevan yleissopimuksen soveltamisesta yhteisössä (CITES-asetus), joka on ollut voimassa Suomessa vuodesta 1997 asti (yleissopimus itsessään on ollut voimassa vuodesta 1976). Yhteisön asetukset eivät edellytä kansallista voimaan saattamista, vaan ne ovat sellaisenaan jäsenvaltioissa noudatettavia säädöksiä. Direktiivit puolestaan on saatettava kansallisesti voimaan ja ne sitovat jäsenvaltioita tavoitteiltaan (Hollo 2004a, Similä 1997, Tolvanen 1998). Seuraavassa tarkastellaan lähemmin (lyhyesti) lintu- ja luontodirektiivejä.

Lintudirektiivin (79/409/ETY) tavoitteena on luonnonvaraisten lintujen kantojen säilyttäminen tasolla, joka vastaa ekologiaa, tieteellisiä ja sivistyksellisiä vaatimuksia ottaen huomioon taloudelliset ja virkistykselliset vaatimukset (lintudirektiivin 2 artikla). Jäsenvaltioiden on toteutettava toimenpiteet lajien elinympäristöjen riittävän monimuotoisuuden ja laajuuden säilyttämiseksi, ylläpitämiseksi tai palauttamiseksi ennalleen (lintudirektiivin 3 artikla). Direktiiviä sovelletaan lintuihin ja niiden muniin, pesiin ja elinympäristöihin. Lintudirektiivin lajisuojelusäännökset kieltävät muun muassa lintujen pesien ja munien tahallisen tuhoamisen, tahallisen häirinnän lisääntymisaikaan sekä sellaisten lajien hallussapidon, joiden metsästäminen on kiellettyä. Lisäksi direktiivin lintulajien kauppaa ja metsästystä on rajoitettu (kts. myös Similä 1997, Tolvanen 1998).

Luontodirektiivin (92/43/ETY) yleistavoite on saavuttaa ja säilyttää tiettyjen lajien ja luontotyyppien suojelun taso suotuisana. Lajin ja luontotyypin on pitkällä aikavälillä säilyttävä luontaisessa ympäristössään, eikä sen luontainen levinneisyysalue saa supistua, jotta sen suojelun taso olisi suotuisa. Luontotyypin suotuisaan suojelutasoon liittyy lisäksi, että alueelle luonteenomaisten lajien suojelutaso on suotuisa. Tolvanen (1998) toteaa, että luontodirektiivissä suotuisan suojelutason käsitettä käytetään osoittamaan päämäärä, johon direktiivin mukaisilla toimenpiteillä pyritään. Luontodirektiivin lajisuojelun perustana olevien pyynnin ja häirinnän kieltojen lisäksi lajien kauppaa on rajoitettu.

Luontodirektiivi edellyttää tiukan suojelujärjestelmän käyttöönottamista liitteen IV eläin- ja kasvilajien suojelemiseksi. Liitteen IV lajit ovat yhteisön tärkeinä pitämiä lajeja, jotka ovat uhanalaisia, vaarantuneita, harvinaisia tai vaativat erityishuomiota elinympäristönsä erityisluonteen vuoksi (luontodirektiivin 1 artikla). Luontodirektiivin liitteen IV (a) eläinlajien suojelemiseksi muun muassa niiden tahallinen pyydystäminen ja häiritseminen sekä lisääntymis- ja levähdyspaikkojen hävittäminen ja heikentäminen on kiellettyä. Liitteen IV (b) kasvilajien tiukka suojelujärjestelmä edellyttää muun muassa lajien tahallisen poimimisen, hävittämisen, kaupan pitämisen ja hallussapidon kieltämistä.

Lisäksi luontodirektiivin liitteessä V lueteltujen lajien suojelun tason tulee olla suotuisa, mutta ne eivät kuulu pakollisen suojelun piiriin (kts. luontodirektiivin lisäksi Similä 1997, Tolvanen 1998).

1.1.3 Kansallisesta luonnonsuojeluoikeudesta

Luonnonsuojelulain (1096/1996, LSL) tavoitesäännöksessä on lueteltu viisi kohtaa, joiden toteutumiseen lailla ja sen nojalla pyritään. Tavoitteena on muun ohella luonnon monimuotoisuuden ylläpitäminen sekä luonnonvarojen ja luonnonympäristön kestävä käytön tukeminen. Näitä yleisiä tavoitteita täsmennetään suotuisan suojelutason käsitteellä. Luonnonsuojelussa on tähdättävä luontotyyppien ja luonnonvaraisten eliölajien suotuisan suojelutason saavuttamiseen ja säilyttämiseen (LSL 5 §, Tolvanen 1998, Hollo 2004a). Tässä yhteydessä keskitytään luonnonsuojelulain lajisuojelua koskeviin säännöksiin ja niiden vaikutuksiin maankäytölle (maankäyttöä on esimerkiksi metsätalous, rakentaminen ja maa-ainestenotto).

Luonnonsuojelulain lajisuojelusäännöksiä sovelletaan luonnonvaraisiin eläin- ja kasvilajeihin. Lain soveltamisalan ulkopuolelle jäävät riistaeläimet, rauhoittamattomat eläimet ja taloudellisesti hyödynnettävät kalat (LSL 37 §). Luonnonsuojelulain sisältämät lajisuojelukategoriat voidaan jakaa kolmeen osaan: 1) rauhoitettu laji, 2) uhanalainen laji ja 3) erityisesti suojeltu laji (Similä 1997), joista rauhoitettuja ja erityisesti suojeltuja lajeja koskevat erilaiset suojelusäännökset, kategorian "uhanalainen laji" ollessa vain luettelo.

Lajisuojelun lähtökohtana on, että luonnonvaraiset lajit ovat lain nojalla rauhoitettuja (Hollo 2004a). Eläinten ja lintujen rauhoitussäännökset sisältyvät luonnonsuojelulain 38 ja 39 pykälisiin ja kasvien 42 pykälään. Koko maassa rauhoitettuja eläinlajeja ovat esimerkiksi sisilisko (*Lacerta vivipara*), rupikonna (*Bufo bufo*), pikkuapollo (*Parnassussius mnemosyne*), tummaverkkoperhonen (*Melitaea diamina*) ja viherukonkorento (*Aeshna viridis*) (Luonnonsuojeluasetus 160/1997, LSA, liite 2), ja kasvilajeja esimerkiksi idänverijuuri (*Agrimonia pilosa*), kynäjalava (*Ulmus laevis*), myyränporras (*Diplazium sibiricum*), tikankontti (*Cypripedium calceolus*) ja isonuijasammal (*Meesia longiseta*) (LSA liite 3a). Edellä luetellut lajit ovat sellaisia, joiden olemassaolo on käynyt uhatuksi tai rauhoittaminen muusta syystä on osoittautunut tarpeelliseksi (LSL 38.2 § ja 42.1 §). Rauhoitussäännökset kieltävät muun muassa rauhoitettuun eläinlajiin kuuluvan yksilön tahallisen tappamisen ja häiritsemisen tai rauhoitetun kasvin keräämisen ja hävittämisen. Samat kiellot muodostavat myös luontodirektiivin lajisuojelun perustan (Similä 1997).

Yleisten rauhoitussäännösten ulkopuolelle jää lajien elinympäristöt (Tolvanen 1998). Toisaalta ne eivät myöskään muodosta estettä esimerkiksi metsätalous- tai rakennustoiminnalle rauhoitetun lajin esiintymisalueella (Hollo 2004a). Poikkeuksena tästä on lintujen pesäpuita koskeva säännös (LSL 39.2 §), jonka mukaan ”sellainen rauhoitetun linnun pesäpuu, joka on asianmukaisesti merkitty, tai suuren petolinnun pesäpuu, jossa oleva pesä on säännöllisesti käytössä ja selvästi havaittavissa, on rauhoitettu”. Suuria petolintuja ovat muun muassa kotka (*Aquila chrysaetos*), merikotka (*Haliaeetus albicilla*) ja sääksi (*Pandion haliaetus*) (LSA 19 §). Hallituksen esityksen perusteluiden mukaan ”rauhottaminen merkitsee sitä, että puun kaataminen tai vahingoittaminen on kielletty” (HE 79/1996). Tämä tarkoittaa sitä, että vaikka pesäpuuta ympäröivää aluetta voidaan käyttää (häirintäkieltoa noudattaen) metsätalouteen, rauhoitettua puuta ei saa kaataa tai vahingoittaa (Similä 1997).

Laji voidaan säätää asetuksella uhanalaiseksi, jos sen säilyminen Suomessa on vaarantunut (LSL 46 §), toisin sanoen laji kuuluu uhanalaisluokkiin vaarantunut, erittäin uhanalainen tai äärimmäisen uhanalainen (Mannerkoski & Rytteri 2007). Luonnonsuojeluasetuksessa on lueteltu lähes 1500 uhanalaista lajia, joista osa on lisäksi erityisesti suojeltavia (reilu 600 lajia). Säännöksen piiriin eivät kuulu lajien istutetut kannat, Suomeen satunnaisesti eksyneet tai tänne vastikään levinneet lajit (HE 79/1996). Lisäksi sellaiset lajit, jotka esiintyvät tällä hetkellä esimerkiksi vain suojelualuilla tai joilla ei ole täsmällisesti tunnettuja esiintymiä, eivät kuulu automaattisesti erityisesti suojeltaviin lajeihin (Mannerkoski & Rytteri 2007). Uhanalaiseksi säätämisellä ei ole suoranaisia oikeusvaikutuksia (Similä 1997, Tolvanen 1998), eikä näin ollen sillä ole vaikutusta suojelun ulottuvuuteen (Tolvanen 1998). Vaikkei lajin uhanalaiseksi säätäminen vaikutaakaan esimerkiksi maankäyttöön, siitä syntyy viranomaisille seurantavelvollisuus. Jos lajin suojelutilanne huononee syystä tai toisesta, voidaan tarvittaviin toimenpiteisiin ryhtyä, kuten siirtää laji erityisesti suojeltavaksi lajiksi (HE 79/1996, myös Similä 1997).

Erityisesti suojeltavaksi voidaan säätää sellainen uhanalainen laji, jonka häviämishuhto on ilmeinen (LSL 47 §); nämä lajit ovat siten pääsääntöisesti erittäin tai äärimmäisen uhanalaisia (Mannerkoski & Rytteri 2007). Tähän kategoriaan kuuluvat esimerkiksi hämeenkylmäkukka (*Pulsatilla patens*), saimaannorppa (*Phoca hispida saimensis*), valkoselkätikka (*Dendrocopos leucotus*) ja jokihelmisimpukka (*Margaritifera margaritifera*) (LSA liite 4 asteriskilla merkityt). Tämä on luonnonsuojelulain ankarin suojelukategoria. Perinteisen suojelun lisäksi erityisesti suojeltavan lajin suojeleminen edellyttää lajin elinympäristöjen suojelua tai muita toimenpiteitä varsinaisten suojelualueiden ulkopuolella (Similä 1997). Luonnonsuojelulain 47.2 pykälässä todetaankin, että lajin säilymiselle tärkeän esiintymispaikan hävittäminen tai heikentäminen on kielletty, mistä aiheutuu rajoituksia maankäytölle – kaikkea luonnonarvojen heikentämistä ei kuitenkaan kielletä, vaan vaikutusten tarkastelu tulee tehdä erityisesti suojeltavan lajin kannalta (Suvantola ym. 2006). Kiellon voimaantulo edellyttää alueellisen ympäristökeskuksen päätöstä esiintymispaikan rajoista. Tällainen esiintymispaikka voidaan rajata vain, jos se on lajin säilymisen kannalta tärkeä (Suvantola ym. 2006).

Esiintymispaikan hävittämisen seurauksena alue muuttuu niin, ettei sillä ole enää merkitystä lajin esiintymispaikkana. Heikentämisen seurauksena lajin esiintymispaikan edellytykset heikkenevät, vaikkeivät kokonaan häviä. Olennaista ovat toimenpiteen vaikutukset erityisesti suojeltavan lajin esiintymispaikalle, eikä se missä toimenpide on suoritettu. Esimerkiksi kohteen ulkopuolella suoritettulla ojituksella voi olla haitallisia vaikutuksia esiintymispaikalle (Similä 1997), mutta esimerkiksi kuusten poisto valkoselkätikkametsästä on sallittua (Suvantola ym. 2006). Sitä, mikä on lajin tärkeä esiintymispaikka, ei ole määritelty. Tolvanen (1998) toteaa, että ainakin eläinlajien esiintymispaikan voidaan katsoa tarkoittavan lisääntymis- ja levähdyspaikkaa, jota käytetään luonnonsuojelulain 49 pykälässä. Erityisesti suojeltavan lajin esiintymispaikan suojelu voidaan lakkauttaa, jos alueen suojeluarvot ovat hävinneet (Similä 1997). Laissa ei ole säännöksiä, jotka sopisivat tilanteisiin, missä erityisesti suojeltavan lajin kanta toipuu niin, ettei se enää ole uhanalainen, tai jos laji muuttaa pysyvästi pois alueelta, vaikka alue sinänsä ei ole muuttunut lajille haitallisesti.

Jos on tarpeen, ympäristöministeriö voi laatia ohjelman erityisesti suojeltavan lajin kannan tai kantojen elvyttämiseksi (LSL 47.1 §). Ohjelmat ovat hallinnon apuvälineitä, joten niillä ei ole oikeusvaikutuksia. Ohjelma on suunnitelma, jolla pyritään yksilöimään lajin suojelemiseksi tarvittavat toimenpiteet (Similä 1997, Tolvanen 1998). Esimerkiksi

saimaanorpan ja valkoselkätikan suojelemiseksi tällainen ohjelma on laadittu (kts. Valtion ympäristöhallinto 2007).

Rauhoituksen, uhanalaiseksi säätämisen ja erityisesti suojeltavien lajien lisäksi luonnonsuojelulaki sisältää Euroopan yhteisön lajisuojelua koskevia erityissäännöksiä (LSL 49 §). Kyseinen säännös kohdistuu luontodirektiivin liitteessä IV lueteltuihin yhteisön tärkeinä pitämiin eläin- ja kasvilajeihin sekä lintudirektiivin artiklassa 1 tarkoitettuihin luonnonvaraisina eläviin lajeihin. Kasvi- ja lintulajien osalta kielletään muun muassa hallussapito ja kaupankäynti, kun taas luontodirektiivin liitteessä IV (a) tarkoitettujen eläinlajien suojeleminen on tiukempaa. Edellä mainittujen rajoitusten lisäksi eläinlajien lisääntymis- ja levähdyspaikkojen heikentäminen ja hävittäminen on kielletty. Kielto on voimassa suoraan lain nojalla, joten se ei edellytä yksilöimispäätöstä kuten erityisesti suojeltavien lajien esiintymisalueiden kohdalla (Similä 1997, Tolvanen 1998). Luontodirektiivin liitteen IV (a) lajien lisääntymis- ja levähdyspaikkojen suojeleminen onkin poikkeus muusta aluesuojelusta, sillä se ei edellytä erillistä päätöstä (Tolvanen 1998). Kyseinen kielto koskee kaikkia riippumatta siitä, onko lajin esiintymispaikkaa ennen havaittu tai rauhoituksesta viranomaisitoimin huomautettu (Hollo 2004a).

Luonnonsuojelulain 49.1 pykälää sovelletaan Suomessa luonnonvaraisena esiintyviin luontodirektiivin liitteessä IV (a) mainittuihin eläinlajeihin (LSA 23 §). Liitteessä IV (a) lueteltuja Suomessa esiintyviä eläinlajeja ovat muun muassa susi (*Canis lupus*), liito-orava (*Pteromys volans*) ja isoapollo (*Parnassius apollo*) (LSA liite 5). Liitteen lajit ovat ekologisilta vaatimuksiltaan erilaisia, joten lisääntymis- ja levähdyspaikkojen määrittely ei ole ongelmattomaa kaikkien lajien kohdalla (Similä 1997), eikä niitä ole määritelty luonnonsuojelulaissa tai -asetuksissa eikä luontodirektiivissä. Komission ympäristöasioiden pääosaston laatimassa ohjeistuksessa lisääntymisalue määritellään yleisesti alueeksi, jota tarvitaan paritteluun ja poikastuotantoon mukaan lukien pesän lähiympäristö. Levähdyspaikka puolestaan määritellään ohjeistuksessa alueeksi, joka on välttämätön eläimen tai eläinryhmän säilymiseksi silloin, kun ne eivät ole aktiivisia (Environmental... 2007).

1.2 Tutkimuslaji

1.2.1 Liito-oravan levinneisyys, elinympäristöt ja uhanalaisuus

Liito-orava (*Pteromys volans* L.) on Euraasian taigametsien laji, jonka levinneisyys on Suomessa länsirajoillaan (Mäkelä 1996). Sen levinneisyys ulottuu aina Tyynenmeren rannikolle asti. Meillä esiintyvän lajin lisäksi liitävien oravien (Petauristinae) alaheimoon kuuluu yhteensä 36 lajia (Mäkelä 1996). Meillä esiintyvän lajin lähimmät sukulaiset elävät Aasiassa (*Pteromys*-suku) ja Pohjois-Amerikassa (*Glaucomys*-suku; Hanski ym. 2001). *Pteromys* ja *Glaucomys* sukujen lajit ovat sopeutuneet elämään viileiden alueiden havumetsissä (Eronen 1990). Molempiin sukuihin kuuluu kaksi lajia: *P. volans* (engl. Siberian flying squirrel) ja *P. momonga* (Japanese flying squirrel) sekä *G. volans* (southern flying squirrel) ja *G. sabrinus* (northern flying squirrel) (Luonnontieteellinen keskusmuseo 2009).

Suomessa liito-oravan tyypillisintä elinympäristöä on vanha, kuusivaltainen, sekametsä, jossa sille on tarjolla pesä-, ravinto- ja suojapaikkoja (Hokkanen ym. 1982, Mäkelä 1996, Selonen ym. 2001, Reunanen ym. 2002a), ja joka koostuu vähintään kolmesta puulajista (Eronen 1990). Liito-oravan kannalta on tärkeää, että metsässä on

riittävästi lehtipuita, erityisesti haapaa, koivua ja leppää (Hanski 1998, Hanski ym. 2000, Reunanen ym. 2002a). Lisäksi liito-oravat hyödyntävät muunkinlaisia metsiä, kuten nuoria metsiä ja taimikoita, liikkumiseen ja ruokailuun (Selonen ym. 2001). Liito-orava suosii metsiä, joissa on useita latvuserroksia ja jotka ovat suojaisia ja suuripuustoisia. Tällaiset metsät tarjoavat liito-oravalle suojaa petoja vastaan (Eronen 1996). Liito-oravan pesä sijaitsee useimmiten haavan kolossa, ja sillä on käytössään pesäkolon lisäksi muitakin koloja reviiirillään (Eronen 1990, Hanski ym. 2000, Hanski ym. 2001). Liito-orava pesii puunkolojen lisäksi risupesissä ja pöntöissä (Hokkanen ym. 1982, Eronen 1990, Hanski ym. 2001) sekä myös rakennuksissa (Hokkanen ym. 1982, Mäkelä 1996).

Liito-orava naaraan elinpiiri on noin 8 hehtaaria ja koiraan noin 60 hehtaaria (Hanski ym. 2000, Selonen ym. 2001). Elinpiirin koossa oleva ero sukupuolten välillä ei ole Hanskin ym. (2000) mukaan sen suurempi kuin muilla keskikokoisilla tai pienillä nisäkkäillä. Liito-orava suosii elinpiirillään laikkuja, joissa on ravinnon lähteitä ja näin olen ravintoa saatavilla (Hanski ym. 2000). Erosen (1990) tutkimuksen mukaan jo vajaan hehtaarin suuruinen sopivan metsän laikku riittäisi liitto-oravalle. Edellytyksenä on, että laikulta on metsäyhteys laajemmalle metsäalueelle (Eronen 1990). Selonen ym. (2001) kuitenkin pitävät lajin vähenemistä aiheuttavista tekijöistä sopivien elinympäristöjen häviämistä tärkeämpänä kuin metsäyhteyden jatkuvuutta (myös Selonen & Hanski 2003). Liito-oravan asuttamien metsiköiden on havaittu olevan puustoisempia sekä kuusivaltaisempia kuin metsiköt, missä lajia ei havaittu (Reunanen ym. 2002a, Hurme ym. 2005). Lajin asuttamien laikkujen laatua luonnehtii suurempi koko ja lyhyempi etäisyys naapurilaikkuihin (Reunanen ym. 2002b, Hurme ym. 2007b, 2008).

Mäkelä (1996) kuvaa pellon reunusmetsiköitä, rantalepikoita ja puronvarsitiheiköitä lajin viimeisiksi turvapaikoiksi ja kulkureiteiksi asuttujen elinympäristöjen välillä. Vaikka liito-oravaa pidetään vanhojen metsien lajina, kuusimetsän absoluuttisen iän sijasta pesäkolojen ja ravinnon saatavuus ovat oleellisempia tekijöitä lajin säilymisen kannalta (Hanski ym. 2001, Selonen ym. 2001). Ravintolähteiden sijaitseminen lähellä pesää on tärkeää erityisesti poikasille, sillä ne liikkuvat noin 30 metrin säteellä pesästä ensimmäisten pesän ulkopuolisten viikkojen aikana (Hokkanen ym. 1982).

Miten elinympäristöjen pirstoutuminen vaikuttaa liito-oravan menestymiseen? Ensinnäkin on todettava, että Suomessa ihmisen aiheuttama elinympäristöjen pirstoutuminen johtuu varttuneiden kuusikoiden hakkaamisesta; näitä metsiä liito-orava myös suosii elinympäristönään (Selonen ym. 2001). Toisekseen liito-orava kykenee liitämään pitkiäkin matkoja. Hanski (1998) havaitsi tutkimuksessaan, että liitomatka oli jopa pidempi kuin 60 metriä. Lisäksi liito-oravat eivät näyttäneet välttelevän puoliksi avoimia alueita kuten avohakkuualueita, joilla oli yksittäisiä puita (Hanski 1998, Selonen & Hanski 2004, myös Mönkkönen ym. 1997). Puoli avoimia alueita ja taimikoita liito-oravat käyttävät siirtyessään erillisten kuusilaikkujen (elinympäristöjen) välillä; samoin kuin erilaisia puustokaistaleita, jotka yhdistävät erillisiä laikkuja toisiinsa (Selonen & Hanski 2003). Selosen ja Hanskin (2003) tulokset osoittavat, että nuoret liito-oravat liikkuvat paremmin tai ovat motivoituneempia liikkumaan kuin aikuiset yksilöt pirstoutuneessa ympäristössä. Nuorten yksilöiden eteneminen uusille elinalueille on suoraviivaista ja vain täysin avoimet alueet ja rämeet pakottavat levittäytyviä yksilöitä muuttamaan kulkusuuntaansa (Selonen & Hanski 2004; samanlaisesta levittäytymistavasta on havaintoja myös muilla nisäkkäillä, kts. esim. Rizkalla & Swihart 2007).

Viimeisimmän uhanalaisuus arvioinnin mukaan liito-orava on Suomessa vaarantunut, koska sen populaatio on pienentynyt vähintään 20 prosentilla viimeisen kymmenen vuoden aikana (Rassi ym. 2001). Uhanalaisarvioinnin valmistumisen jälkeen IUCN on muuttanut luokitustaan, joten nykyinen liito-oravan uhanalaisuusluokka

Suomessa olisi silmälläpidettävä (Marttila ym. 2002). Uhanalaisuusarvioinnin mukaan liito-oravan uhanalaisuuden syitä (ja myös uhkatekijöitä) ovat metsien puulajisuhteiden muutokset sekä lehtipuiden ja kolopuiden väheneminen (Rassi ym. 2001). Nykyaikainen metsätalous (Mäkelä 1996) ja sen myötä metsien rakenteen yksipuolistuminen on (eräs) liito-oravan elinmahdollisuuksia heikentävä tekijä (Eronen 1990). Lisäksi varttuneiden haapojen väheneminen metsissä on saattanut aiheuttaa negatiivisia seurauksia liito-oravalle. Haapa on ollut (ja on edelleenkin) epäsuosittu puulaji, koska sillä ei juuri ole taloudellista merkitystä ja se toimii erään männyn sienitaudin väli-isäntänä (Hanski 1998).

1.2.2 Liito-oravan lisääntymis- ja levähdyspaikkojen suojelun määräyksiä ja ohjeita

Liito-oravan suojelun vaikutukset ulottuvat maankäyttöön luonnonsuojelulain 49 pykälän lisääntymis- ja levähdyspaikkojen hävittämisen ja heikentämiskiellon kautta, sillä yleiset rauhoitussäännökset eivät juuri vaikuta alueen käyttämiseen esimerkiksi rakennustoimintaan tai metsätalouteen. Aikaisemmin huomautettiinkin jo kyseisen kiellon koskevan kaikkia ja kaikkea toimintaa (Hollo 2004a). Hävittämisen ja heikentämiskiello estää taloudellisen toiminnan ainoastaan kyseisen lisääntymis- ja levähdyspaikan osalta kysymyksessä olevan lajin kannalta (Suvantola 2004).

Yleisesti ottaen maankäyttöä sääntelevissä laeissa ei ole liito-oravaa koskevia erikoispykäläitä. Maankäyttö- ja rakennuslain (132/1999, MRL) tavoitesäännöksissä on nostettu esiin myös luontoarvojen huomioiminen suunnittelussa (MRL 5.1 § 4 kohta). Kuvailussa lain suhteesta muuhun lainsäädäntöön kaavoituksen osalta ei mainita muuta kuin luonnonsuojelulain 10 luku, mutta viranomaispäätöstä (esimerkiksi lupa-asian ratkaisu) tehtäessä tulee noudattaa, mitä luonnonsuojelulaissa ja sen nojalla säädetään (MRL 197 §, myös Suvantola 2004). Maankäyttö- ja rakennuslain pykälän 197.1 sanamuodon mukaan kaavaa hyväksyessä ei siis tarvitsisi noudattaa esimerkiksi luonnonsuojelulain 49 pykälän lisääntymis- ja levähdyspaikkojen hävittämisen ja heikentämiskiellon. Oikeuskäytännössä on kuitenkin päädytty toisenlaiseen ratkaisuun, jolloin kilpailutilanne suoraan lain nojalla voimassa olevan suojelun ja uuden kaavahankkeen välillä on ratkaistu luonnonsuojelulain hyväksi (Wallgren 2003a, Suvantola 2004, KHO 2007:59). Ympäristöministeriön laatimassa ohjeistuksessa liito-oravan huomioimisesta kaavoituksessa todetaan liito-oravan olevan eräs huomioon otettavista luonnonarvoista (Kangas & Korhonen 2005). Yhteenvedon kaavoituksen osalta voisi todeta luonnonarvojen huomioonottamisen perustuvan tavoitesäännöksiin, ja vasta lupaharkinnassa pystytään vaikuttamaan todella esimerkiksi lisääntymis- ja levähdyspaikkojen suojeluun.

Toisin kuin metsien käyttöä maa-ainesten ottamisen ja muun maaperän luonnonvarojen hyödyntämisen vaikutuksia ei pidetä valtakunnallisesti merkittävänä lajin uhanalaisuuden syynä, vaikka esimerkiksi soranottaminen muuttaa maisemakuvaa suuresti hävittäen myös eliölajien elinalueita (Hollo 2004b). Maa-ainelain (555/1981, MAL) 3.1 pykälässä on määritetty milloin maa-ainesten ottaminen on kiellettyä. Kyseisessä pykälässä mainituista kohdista erikoiset luonnonesiintymät ja luonnonolosuhteet liittyvät luonnonsuojeluun, joiden myötä maa-ainelaki kieltää biologisen monimuotoisuuden säilymisen kannalta tärkeitä elementtejä tuhoavan ottamisen (Tolvanen 1998). Tolvanen (1998) on koonnut kyseisen säännöksen soveltamisalaan kuuluvaksi muun muassa uhanalaiset tai harvinaiset kasvit ja eläimet sekä niiden esiintymispaikat. Maa-ainestenottamiseen liittyy luvanvaraisuus, ja valvonta perustuukin lupamenettelyyn toisin kuin metsänhakkuiden kohdalla metsänkäyttöilmoituksen ollessa puhtaasti metsälain

valvonnan apuväline (Kiviniemi 2004). Ottamisluvan edellytyksiä koskevassa ratkaisussaan Korkein hallinto-oikeus on todennut, että liito-oravan lisääntymis- ja levähdyspaikan olemassaolo alueella estää maa-ainesten oton (KHO 25.6.2003/1541, myös KHO 25.10.2002/2716, mutta kts. Suvantola 2006).

Metsälaisissa (1093/1996) viitataan luonnonsuojelulakiin tiettyjen säännösten osalta, jotka on lueteltu lain 2 pykälässä (myös Suvantola 2004). Luonnonsuojelulain 49 pykälään kohdistuvan viittaussäännöksen lisäksi liito-oravaan liittyy metsälain 14 b pykälä, joka koskee menettelyä liito-oravailmoituksesta. Metsälain 14 b pykälän mukaan metsäkeskuksella on ilmoitusvelvollisuus alueelliselle ympäristökeskukselle, jos sille saapunut metsänkäyttö-ilmoitus kohdistuu lisääntymis- ja levähdyspaikkaan, joka on mainittu alueellisen ympäristökeskuksen metsäkeskukselle toimittamassa asiakirjassa. Muussa tapauksessa alueellisen ympäristökeskuksen ei tarvitse antaa varsinaista päätöstä asiasta, vaan liito-oravan lisääntymis- ja levähdyspaikan huomioon ottaminen hakkuussa riittää yksistään (Anonyymi 2005).

Kun alueellinen ympäristökeskus on saanut metsälain 14 b pykälässä tarkoitetun ilmoituksen metsäkeskukselta, sen on aloitettava toimenpiteet liito-oravan lisääntymis- tai levähdyspaikan sijainnin ja sallitun metsän käsittelyn määrittämiseksi (LSL 72 a §). Näihin toimenpiteisiin sisältyy muun ohella maastokäynti kohteella, jonka aikana selvitetään liito-oravan olemassaolo kohteella ja mahdolliset pesät sekä tehdään tarvittavat maastomerkinnot ja tallennetaan mahdollisen lisääntymis- ja levähdyspaikan rajat GPS-vastaanottimeen (Anonyymi 2005). Alueellisen ympäristökeskuksen on annettava päätös – joko metsänkäsittelyä rajoittava tai sellainen, ettei aiheuta metsänkäsittelyn rajoittamiseen ole – asiassa viipymättä (LSL 72 a §, myös KHO 38:2009). Mahdollisessa rajauspäätöksessä kuvataan liito-oravan lisääntymis- ja levähdyspaikka (yleensä kartalla) ja kuinka se tulee huomioida metsänkäsittelyssä; toisin sanoen rajauspäätöksessä kuvataan alue, jolla aiotut hakkuut voidaan suorittaa, mikä alue tulee jättää hakkuiden ulkopuolelle lisääntymis- ja levähdyspaikkana ja miten mahdolliset kulkuyhteydet suositellaan sijoitettavaksi.

Metsien käsittelyn osalta maa- ja metsätalousministeriö ja ympäristöministeriö ovat yhdessä antaneet käsittelyohjeen, jossa lisääntymis- ja levähdyspaikkojen turvaamista ohjeistetaan metsänkäsittelyn yhteydessä. Ohjeen mukaan harvennushakkuissa on säästettävä tällaisella paikalla olevat kolopuut sekä sopivat ravinto- ja suojapuut (Anonyymi 2003, myös KHO 38:2003). Uudistushakkuut tulisi ohjeen mukaan suunnitella niin, että lisääntymis- ja levähdyspaikka jäisi alueen reunaan, ja mikäli tämä ei ole mahdollista, alueelle jätettäisiin liikkumiseen ja suojautumiseen soveltuvia puita. Ohjeessa puhutaan tapauskohtaisesta tarkastelusta, mutta samalla todetaan, että lisääntymis- ja levähdyspaikka on pienialainen (Anonyymi 2003). Tämä perustuu Liito-oravatyöryhmän raporttiin, jossa todetaan, ettei luonnonsuojelulain 49 pykälän mukainen suojele kohdistu lajin esiintymisalueeseen, jolloin hävittämis- ja heikentämiskielto koskisi vain hyvin suppeita kohteita (Marttila ym. 2002). Tolvasen (1998) mukaan tällainen rajaaminen ei saa tukea lain sanamuodosta eikä sen perusteluista.

Alueellisten ympäristökeskusten käytäntö liito-oravakohteiden rajaamisessa ja sallitun metsänkäsittelyn määrittämisessä vaihtelee. Pienimmillään on rajattu vain esimerkiksi pesäpuu ja sen välitön ympäristö, jolloin metsänkäsittelyn ulkopuolelle jäävän alueen koko on ollut vain muutamia aareja, suurimpien tehtyjen rajausten ollessa yli kaksi hehtaaria. Lisääntymis- ja levähdyspaikalla sallittujen toimenpiteiden kirjo vaihtelee mäntyjen poistamisen sallimisesta alueen jättämiseen kokonaan hakkuiden ulkopuolelle (Suvantola ym. 2006).

Vaikka lisääntymis- ja levähdyspaikkojen suojelu on voimassa suoraan lain nojalla, vasta yksilön oleminen tällaisella paikalla tekee paikasta suojellun lisääntymis- ja levähdyspaikan (Suvantola 2005, Reunanen 2006). Suvantola (2006) toteaaakin tällaisen suojelun lakkaavan, jos laji häviää sieltä. Komission ympäristöasioiden pääosaston ohjeistuksessa todetaan lisääntymis- ja levähdyspaikkojen tarvitsevan suojelua myös silloin, kun ne eivät ole käytössä, jos voidaan perustellusti olettaa, että laji palaa kyseiselle paikalle (Environment... 2003). Tämä on kuitenkin liito-oravalle tyypillistä käyttäytymistä, kuten liito-oravatyöryhmän raportista ilmenee (Marttila ym. 2002, myös Hurme ym. 2008).

Liito-oravatyöryhmän raportin mukaan liito-oravan pesintään sopiva metsikkö voi olla ajoittain asumaton ja taas jonakin vuonna asuttu (Marttila ym. 2002). Pohjois-Pohjanmaalla tehdyssä tutkimuksessa havaittiin laikkujen asuttuna olemisen vaihtelevan yleisimmin siten, että laikku on ensin kaksi vuotta asumaton ja sitten kaksi seuraava vuotta asuttu (12 laikkuja 32 laikusta, joiden asutustilanne vaihteli; Hurme ym. 2008). Niin sanotusti tyhjät alueet ovatkin elintärkeitä muun muassa poikasille, jotka etsivät itselleen reviiriä (Marttila ym. 2002). Tolvanen (1999) on todennut, että luonnontieteellisestä näkökulmasta tarkasteltuna lisääntymispaikan suojelun tavoitteeksi voidaan määritellä lajin lisääntymismahdollisuuksien säilyttäminen alueella. Tavoitteena voisi olla myös leviämismahdollisuuksien säilyttäminen.

Liito-oravan osalta sen lisääntymis- ja levähdyspaikka on määritelty siis koloksi tai muuksi pesäksi, johon se tekee poikaset, viettää päivisin tai talvisaikaan öisinkin aikaa (Marttila ym. 2002). Sopiikin kysyä, miten laajaksi lisääntymis- ja levähdyspaikka käsitetään, sillä liito-oravallahan on reviirillään useampi pesä tai kolo (esim. Eronen 1990). Tämä lisääkin lisääntymis- ja levähdyspaikkojen määrittelyn vaikeutta. Jos halutaan suojella kaikki pesät/kolot, ne on ensinnäkin löydettävä. Toisekseen tällöin lisääntymis- ja levähdyspaikasta voi muodostua hyvinkin laaja alainen kohde, joka vastaa laajuudeltaan lajin esiintymispaikkaa (vrt. valkoselkätikka). Tällöin ei enää voida puhua suppeasta alueesta, mikä on yleinen käsitys lisääntymis- ja levähdyspaikan ulottuvuudesta (Reunanen 2006). Tolvanen (1999) toteaa, ettei pelkästään pesäpuun suojeleminen ole riittävää, vaan suojelun tulisi kattaa myös muut naaraan elinpiirin tärkeät osat, kuten reviiri- ja ravintopuiden lähiympäristön sekä läheiset tiheiköt, jotka suojaavat saalistavilta pedoilta ja tarjoavat sen lisäksi ravintoa (Mäkelä 1996).

1.3 Tutkimuksen tavoitteet

Tämän tutkimuksen tavoitteena on selvittää liito-oravan (*Pteromys volans*) lisääntymis- ja levähdyspaikkojen suojeluun liittyviä ongelmia. Pääkysymyksenä tutkimuksessani on selvittää ovatko rajauspäästösten mukaiset alueet riittäviä liito-oravan selviytymisen kannalta. Tätä tutkittiin vertaamalla liito-oravien esiintymistä vuosina 2004-2007 tehtyjen rajauspäästösten mukaisilla kohteilla, missä metsää oli hakattu, verrokkipaikkoihin, missä myös oli havaittu liito-orava vuosina 2004-2007 mutta metsiä ei oltu käsitelty. Mikäli lajin esiintyminen on säilynyt rajauspäästösten mukaisilla kohteilla yhtä todennäköisesti kuin verrokkipaikoilla, voidaan päätellä tehtyjen rajausten olleen riittäviä lajin lyhyen aikavälin säilymisen näkökulmasta. Mikäli verrokkipaikkojen asutustodennäköisyys on suurempi kuin rajauskohteiden, rajausten voidaan katsoa olleen riittämättömiä. Tällöin on mielenkiintoista selvittää syitä siihen, miksi liito-orava esiintyy jollakin rajauspäästökseen mukaisella alueella ja toisella taas ei, eli selvittää mitkä tekijät vaikuttavat liito-oravan säilymiseen kohteilla. Tällöin voidaan pohtia, miten suojelua voitaisiin kehittää, jotta tavoite, liito-oravan lisääntymis- ja levähdyspaikkojen säilyminen, turvattaisiin.

Lisääntymis- ja levähdyspaikkarajauksen riittävyyttä liito-oravan kannalta ei ole juurikaan tutkittu, vaikka näiden paikkojen hävittämis- ja heikentämiskiellon tavoitteena on lajin säilymisen turvaaminen. Eräänä syynä tähän voi olla se, että näitä rajoituksia on tehty vasta viitisen vuotta (vuodesta 2004). Wistbacka (2008) on tarkastellut liito-oravan lisääntymis- ja levähdyspaikkojen riittävyyttä Länsi-Suomessa. Hän päätyi tutkimuksessaan siihen lopputulokseen, etteivät rajoitukset ole tarpeeksi laajoja. Tutkimukseni hypoteesina onkin, että rajauspäättökseen mukainen lisääntymis- ja levähdyspaikka on virheellisesti rajattu, mikä laji katoaa rajauspäättöskohteilta useammin kuin verrokkikohteilta.

2 AINEISTO JA MENETELMÄT

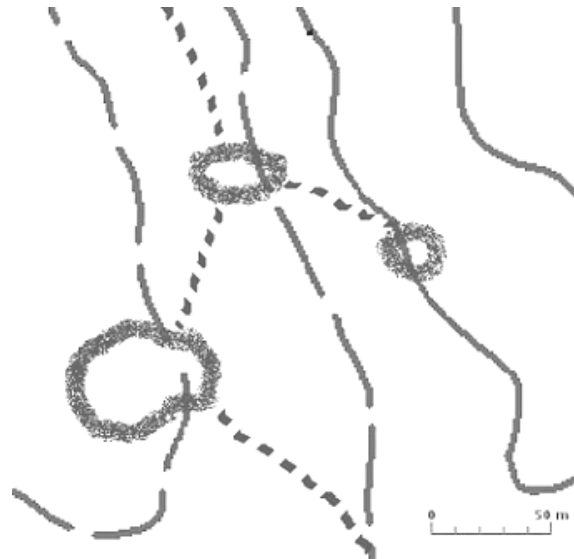
2.1 Tutkimuskohteet

Tutkimuskohteina olivat Keski-Suomen ympäristökeskuksen vuosina 2004–2007 tekemät liito-oravan lisääntymis- ja levähdyspaikkoja koskevat rajauspäättökset (yhteensä 29 kappaletta) (kuva 1). Tutkimuksen kohdistamisen perusteena vuosille 2004–2007 on, että aikaisemmin näitä rajoituksia ei ole tehty ja uudemmilla kohteilla ei välttämättä ollut vielä tapahtunut mitään muutosta (esim. metsää ei ollut käsitelty). Näille kohteille on kohdistunut maanomistajan tekemä metsänkätöilmoitus, jonka johdosta ympäristökeskus on tehnyt lisääntymis- ja levähdyspaikan säästämiseksi rajauspäättökseen, ja ohjeistanut muutenkin metsänkäsittelyä. Yksi rajauspäättökseen mukainen kohde voi olla yhtenäinen alue tai se voi koostua useammasta, lähekkäin sijaitsevasta pienemmästä osa-alueesta (kuva 2). Nämä mahdolliset osa-alueet tulkittiin kuitenkin yhdeksi alueeksi, koska ne ovat riippuvaisia toisistaan.

Rajauspäättökseen mukaisten alueiden lisäksi tutkimuksessa oli mukana verrokkialueita. Myös näillä alueilla liito-orava on havaittu vuosina 2004–2007, mutta näitä alueita ei ole hakattu. Verrokkialueiksi etsittiin vastaava määrä kohteita kuin on rajauspäättökseen mukaisia kohteita, ja ne pyrittiin saamaan maantieteellisesti vastaavilta alueilta ja samalta ajanjaksolta. Verrokkikohteiksi valittiin alueita, jotka olivat Hertta-ympäristötietojärjestelmässä olevan tiedon perusteella metsää ja joilla tehty liito-oravahavainto voitiin luokitella varmaksi (mukaan ei siten otettu esimerkiksi sellaisia alueita, joista oli maininta ”löydetty kuollut orava tieltä” tai ”liisi hämärässä ladun yli”). Verrokkialueiden käytöllä pyrittiin selvittämään liito-oravan havaitsemistodennäköisyys luontaisessa tilanteessa. Kaiken kaikkiaan tutkimuksessa oli mukana 58 kohdetta eri puolilta Keski-Suomea.



Kuva 1. Tutkimuskohteiden maantieteellinen sijoittuminen Keski-Suomen alueella.



Kuva 2. Liito-oravan lisääntymis- ja levähdyspaikkaa koskevaan rajauspäätökseen liittyvä alue voi muodostua useammasta osa-alueesta (harmaalla ympäröidyt kohteet) sekä niihin liittyvistä kulkuyhteyksistä (katkoviiva).

2.2 Toteutus maastossa

Maastokäynti suoritettiin keväällä 2009 huhti-toukokuun aikana. Jokaiselle tutkimuskohteelle suunnistettiin GPS-laitteen avulla syöttämällä laitteelle kohteen koordinaatit (yleensä kohteen keskipiste), jotka saatiin joko rajauspäätösten liitekartoista tai verrokkialueiden osalta Hertta-ympäristötietojärjestelmästä. Koordinaattipisteeseen saapumisen jälkeen tarkastettiin kartan avulla alueen rajat; etenkin rajauspäätösten mukaisilla alueilla tällä varmistettiin pysyminen varsinaisella rajauksella. Tutkimuskohteiden tarkempi tarkastelu aloitettiin GPS-laitteen avulla paikannetusta pisteestä tai jos pisteelle ei päästy (esimerkiksi puron tulvimisen takia) mahdollisimman läheltä kyseistä pistettä.

Kohteilta kerättävistä tiedoista tärkein oli se, että onko kohde edelleenkin liito-oravan asuttama. Tämän toteaminen perustui papana löydöksiin; jos papanoita löytyi, voitiin olettaa lajin edelleen hyödyntävän kyseistä kohdetta (Reunanen ym. 2002a). Papanoita etsittiin suurimpien kuusten ja lehtipuiden tyviltä (myös Hurme ym. 2005). Lajin havaittavuuden varmistamiseksi kullakin kohteella suoritettiin intensiivistä etsintää kohteella olo ajan vaihdellessa 0,5–2 tunnin välillä riippuen kohteen koosta ja puustosta. Otantamenetelmänä käytettiin ns. poisto-otantaa, jolloin kohteen tarkempi tutkiminen lopetettiin heti, kun ensimmäinen merkki liito-oravan läsnäolosta löytyi (kts. MacKenzie ym. 2006). Jos merkkejä liito-oravasta ei löytynyt, kohteen tutkimista jatkettiin kunnes alue oli käyty kokonaisuudessaan läpi. Verrokkialueilla tutkittiin maksimissaan kahden hehtaarin suuruinen alue, koska suurin rajauspäätöksen mukainen alue oli tämän kokoinen.

Tarkemman etsinnän jälkeen kohteilta kerättiin ylös tietoja puustosta, papanoiden runsaudesta ja tuoreudesta, pesäpaikoista sekä kulkuyhteyksistä. Papanoiden runsauden selvittämiseksi maastossa kirjattiin ylös papanoitujen puiden määrä kaikista tutkituista puista sekä kuinka monen papanoidun puun tyvellä papanoita oli kymmeniä tai satoja

(molemmat luokat erikseen). Papanoiden tuoreus määritettiin silmämääräisesti niiden värin perusteella, ja vain tuorein luokka kirjattiin ylös. Kohteilta etsittiin mahdollisia pesäpaikkoja (kolot, risupesät, pöntöt) tarkastelemalla kohteen puustoa. Mahdollisiksi kulkuyhteyksiksi tulkittiin avohakkuuaukolle jätetyt puurivit ja yksittäiset puut, mikäli niillä näytti olevan merkitystä liito-oravan liikkumisen kannalta (toisin sanoen yksittäisiä puita, joilla ei vaikuttanut olevan merkitystä esimerkiksi ruokailualueelle siirtymisen kannalta, ei huomioitu). Puuston latvuskorkeus arvioitiin (ja jos kohteella oli tuulen kaatamia runkoja, käytettiin apuna askelmittausta) viiden metrin tarkkuudella. Puuston määrä selvitetiin puulajeittain (kuusi, mänty, haapa, koivu, muu) relaskooppiä apuna käyttäen, mikäli kohde oli laaja, otettiin useampi satunnaisesti sijoitettu relaskooppiympyrä.

Poisto-otannan otosyksikkönä kohteen sisällä käytettiin viiden puun ryppäitä. Saatu liito-oravan olemassaoloa kuvaava aineisto kullekin kohteelle koostui sarjasta nollia ja ykkösiä, jossa nolla kuvastaa sitä, ettei papanoita (ja näin ollen liito-oravaa) havaittu kohteella ja ykkönen, että papanoita havaittiin. Esimerkiksi havaitsemishistoria 001 kertoo, että papanoita ei havaittu ensimmäisen eikä toisen viiden puun ryppään aikana vaan vasta kolmannessa ryppäessä; toisin sanoen ensimmäisten papanoiden havaitsemiseksi oli tutkittu ainakin 11 ja korkeintaan 15 puuta (MacKenzie ym. 2002, MacKenzie ym. 2006). Ellei papanoita havaittu ollenkaan jollakin kohteella, liito-oravan olemassaoloa kyseisellä kohteella kuvaava havaitsemishistoria muodostui pelkistä nolista.

Poisto-otanta on tehokas tapa kerätä aineistoa, koska kohteen tutkiminen lopetettiin heti ensimmäisten papanoiden löydyttyä. Toistoihin perustuva otanta vähentää mahdollisuutta määrittää laji virheellisesti alueelta puutuvaksi, vaikka se todellisuudessa siellä siis on. Poisto-otanta on käyttökelpoinen tilanteissa, joissa lajin ensimmäisen havaitsemisen jälkeen havaituksi tuleminen todennäköisyys muuttuu myöhemmissä toistoissa. Liito-oravan tapauksessa on oletettavaa, että ensimmäisen havainnon jälkeen on suuri todennäköisyys löytää myös toinen viiden rypäs, jonka alla on papanoita, koska yksilöiden elinpiirit ovat suhteellisen laajoja ja papanat säilyvät maastossa useiden viikkojen ajan. Huonona puolena poisto-otanta-asetelmassa on se, että aineiston analysoimiseksi vaihtoehdot ovat rajoitetut. Esimerkiksi poisto-otannalla kerätyille aineistoille ei voida estimoida täysin tarkastelukohtaisia havaitsemistodennäköisyyksiä (MacKenzie ym. 2006).

2.3 Maisemarakenteen tarkastelu

Maastossa tehdyn inventoinnin lisäksi tarkasteltiin maisemarakennetta ilmakuvien avulla. Sekä rajauspäättös- että verrokkikohteiden ympäriltä määriteltiin metsänpeittävyys 200 metrin säteellä kohteen keskipisteestä. Tässä tarkastelussa metsäksi tulkittiin puustoiset alueet. Metsäksi ei luokiteltu esimerkiksi rakennetulla maalla sijaitsevia puita ja pieniä taimikoita. Metsän peittävyys kohteen ympäristössä jaettiin karkeasti neljään luokkaan sen mukaan kuinka suuri osuus ympyrän alasta voitiin luokitella metsäksi. Lisäksi arvioitiin liito-oravan liikkumismahdollisuudet laajemmalle alueelle. Tarkastelu alueen laajuus oli noin 160 hehtaaria kunkin kohteen ympärillä. Liikkumiseen soveltuvaksi alueeksi tulkittiin sekä metsät että muut puustoiset alueet, kuten pellonreunus pensaikot, pihapuut ja erilaiset puu/pensas kaistaleet. Liikkumismahdollisuudet laajemmalle alueelle luokiteltiin kolmeen ryhmään sen mukaan miten yhtenäisiltä nämä liikkumiseen soveltuvat alueet vaikuttivat.

2.4 Tilastollinen analysointi

Liito-oravan säilymistodennäköisyyttä rajauspäätösten mukaisilla alueilla mallinnettiin käyttäen Presence-ohjelmaa (<http://mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>). Analyysi kertoo, onko liito-oravan säilymistodennäköisyys erilainen rajauspäätösten mukaisilla kohteilla kuin verrokkialueilla ja mitkä kohteen ominaisuudet (pinta-ala, puustotunnukset) mahdollisesti selittävät liito-oravan säilymistä. Presence-ohjelma on kehitetty MacKenzien ym. (2002) esittämän mallin pohjalta (Hines & MacKenzie 2009) kohdelajin asuttaman alueen osuuden tai vastaavasti todennäköisyyksien, että jokin paikka on asuttu, laskemiseksi. Kyseisen mallin avulla voidaan laskea malliin liitettyjen muuttujien suurin uskottavuus silloin, kun lajin havaitsemistodennäköisyys on alle yksi. Malli tarjoaa myös joustavan työkalun taustamuuttujien ja puuttuvien havaintojen huomioimiseen (MacKenzie ym. 2002, Hines & MacKenzie 2009).

Mallinnuksessa käytettiin yhden kauden mallia. Oletuksina mallinnuksessa on, että 1) kohdelajin asuttamat alueet säilyvät asuttuina koko tarkastelujakson ajan (huhti-toukokuu 2009), 2) kohdelajia ei määritetä virheellisesti alueella olevaksi, vaikka se todellisuudessa sieltä puuttuu, ja lajia ei välttämättä havaita, vaikka se olisi läsnä, sekä 3) lajin havaitseminen alueella ei riipu siitä havaitaanko laji jossakin muualla (MacKenzie ym. 2002). Kaikki nämä oletukset todennäköisesti täyttyvät liito-oravan tapauksessa, koska 1) laji on pitkäikäinen ja elää pysyvästi elinpiireillä lisääntymiskaudella (maalis-heinäkuu), 2) papanat ovat luotettava merkki läsnäolosta, mutta niiden havaitseminen maastossa voi olla epätäydellistä ja 3) kohteiden etäisyydet toisistaan ovat niin suuria, että havainnot koskevat eri yksilöitä.

Hines & MacKenzie (2009) huomauttavat yhden kauden mallin avainoletuksen olevan, että kaikki muuttajat ovat vakioita kaikilla paikoilla. Mallintamaton epäyhtenäisyys havaitsemistodennäköisyyksissä voi johtaa esimerkiksi asuttujen alueiden osuuden aliarvioimiseen (Hines & MacKenzie 2009, myös Bailey ym. 2004). Hines & MacKenzie (2009) huomauttavat myös, että malli olettaa tutkimuspaikkojen tilan lajitasolla ei yksilötasolla, joten yksilöt voivat liikkua tutkimuspaikoille/paikoilta jonkin verran sen vaikuttamatta tuloksiin.

Liito-oravan läsnäoloa kohteilla mallinnettiin kahdenlaisella luokituksella. Ensimmäisessä luokituksessa kohde katsottiin asutuksi, jos maastoinventoinnissa kohteelta löydettiin yksikin papana (siis jos papanoita ei löytynyt, liito-orava ei ollut läsnä, ja jos, papanoita löytyi, liito-orava oli läsnä). Toisessa luokituksessa kohde luokiteltiin asumattomaksi, mikäli papanoita ei ollut lainkaan tai niitä oli vähän, ja asutuksi, jos papanoita oli runsaasti tai paljon.

Kummassakin tapauksessa aineistoon sovitettiin neljä mallia, joilla tutkittiin riippuuko liito-oravan asutustodennäköisyys (psi) kohdetyypistä (kt), kohteen pinta-alasta (pa) tai näistä molemmista. Mallin valinnassa käytettiin Akaiken informaatiokriteeriä (AIC). Malli, jonka AIC-arvo on pienin, on parhaiten aineistoon sopiva (Burnham & Anderson 2002, Johnson & Omland 2004). Lisäksi laskettiin delta-AIC arvot, jolla mitataan kunkin mallin suhteellista hyvyyttä verrattuna parhaiten sopivaan malliin. Kullekin mallille laskettiin lisäksi Akaike paino (Akaike weight)

$$w = \frac{\exp[-0.5 * \delta AIC_c(i)]}{\sum [\exp(-0.5 * \delta AIC_c)]} \quad (1)$$

joka mittaa mallin hyvyyttä. Neljän mallin tapauksessa Akaike-painon odotusarvo on $\frac{1}{4}$, eli 0.25. Kummallekin muuttujalle (kt ja pa) laskettiin painoarvo laskemalla yhteen niiden

mallien Akaike painot, joissa kyseinen muuttuja esiintyy. Muuttujan painoarvo kertoo, kuinka suurella todennäköisyydellä se selittää tutkittua tekijää, eli tässä tapauksessa liito-oravan läsnäoloa. Oletuksena oli, että liito-oravan havaitsemistodennäköisyys silloin, kun kohde on asuttu, ei riipu kohdetyypistä tai kohteen pinta-alasta.

3 TULOKSET

Tutkimuskohteiden pinta-alat vaihtelivat 0.1 hehtaarista 2 hehtaariin, verrokkien ollessa selvästi isompia kuin rajauspäätösalueiden (Mann-Whitneyn U-testi, $U=33.0$, $p<0.001$) kuten taulukosta 1 voi havaita. Hehtaaria kohti laskettu puuston määrä vaihteli kohteilla vajaasta 200 m³/ha lähes 500 m³/ha, verrokkien ollessa hieman puustoisempia ($t(56)=-3.107$, $p=0.003$). Kuusen osuus rajauspäätösalueilla vaihteli 6.5–100.0 prosentin välillä ja verrokeilla välillä 14.3–90.0 prosenttia, mutta kuutiomäärissä ei ollut tilastollisesti merkitsevää eroa näiden kahden kohdetyypin välillä ($t(56)=0.147$, $p=0.884$). Vähimmillään kohteilla ei ollut ollenkaan lehtipuustoa, maksimimäärän ollessa rajausalueilla 70.0 prosenttia ja verrokeilla 61.9 prosenttia. Myöskään lehtipuuston hehtaarikohtaisessa kuutiomäärässä ei ollut tilastollisesti merkitsevää eroa kohdetyyppien välillä (Mann-Whitneyn U-testi, $U=312.0$, $p=0.091$).

Taulukko 1. Tutkimusalueiden keskimääräinen pinta-ala, puuston määrä hehtaaria kohti laskettuna sekä kuusen ja lehtipuuston osuudet pohjapinta-alasta.

Kohdetyyppi ja tunnusluvut	Pinta-ala (ha)	Puuston tilavuus (m ³ /ha)	Kuusen osuus (%)	Lehtipuuston osuus (%)
Rajaus (n=29)				
Keskiarvo	0.35	288	66.0	23.4
Keskihajonta	0.39	70	23.7	19.8
Mediaani	0.24	300	70.6	16.7
Minimi	0.10	140	6.5	0.0
Maksimi	2.00	420	100.0	70.0
Verrokki (n=29)				
Keskiarvo	1.55	346	54.2	26.3
Keskihajonta	0.45	72	18.4	17.5
Mediaani	1.50	330	54.5	25.0
Minimi	0.50	190	14.3	0.0
Maksimi	2.00	490	90.0	61.9

Papanoita havaittiin suurimmalta osalta kohteista; vain seitsemältä kohteelta papanoita ei havaittu. Rajauspäätösalueista papanoituja oli 26 ja verrokkialueista 25. Alueista yli puolella papanoita oli vähän. Molemmista kohdetyypeistä papanoita oli runsaasti tai paljon (toisin sanoen kymmeniä tai satoja) noin 35 prosentilla tutkimusalueista (kts. taulukko 2).

Taulukko 2. Tutkimuskohteiden jakautuminen eri luokkiin papanoiden runsauden (ei ole – yksittäisiä/muutamia – kymmeniä – satoja) mukaan jaoteltuna kumpikin kohdetyyppi erikseen.

Kohdetyyppi	Ei ole	Vähän	Runsaasti	Paljon	Yhteensä
Rajaus	3	16	6	4	29
Verrokki	4	15	4	6	29

Kohteilla havaituista papanoista määritettiin silmämääräisesti niiden tuoreus, ja kirjattiin ylös tuoreimpien papanoiden väri. Taulukosta 3 havaitaan, että kolmella kohteella (10,3 %) rajauspäättösalueista tuoreimmat papanat ovat olleet helakan keltaisia eli yksi-kaksi päivää vanhoja. Koska vain tuoreimpien papanoiden väri on kirjattu ylös, tarkoittaa tämä sitä, että kohteella on saattanut olla hyvinkin eri-ikäistä papanaa.

Taulukko 3. Rajauspäättös- ja verrokkialueiden osuudet tuoreimpien papanoiden mukaan jaoteltuna.

Kohdetyyppi	Ei ole	Helakan keltaisia	Keltaisia	Kellanruskeita	Ruskeita	Tummanruskeita	Yhteensä
Rajaus	3	3	11	10	1	1	29
Verrokki	4	2	15	5	3	0	29

Tutkimuskohteiden ympäristöt olivat metsäisiä siitä huolimatta, että ympäristö 200 metrin säteellä kohteesta oli talousmetsien, maatalousalueiden ja rakennetun maan mosaiikkia. Noin 70 prosentilla kohteista metsän osuus ympäröivillä alueella oli yli 50 prosenttia. Tässä tutkimuksessa mukana olleilta kohteilta liikkumismahdollisuudet laajemmalle vaikuttavat yleisesti ottaen hyviltä, toisin sanoen maisemarakenteeseen sisältyy puustoisia kaistaleita, joita pitkin lajin on mahdollista kulkea (taulukko 4).

Taulukko 4. Yhteenveto maisemarakenteesta tutkimuskohteiden ympäristössä.

Liikkumismahdollisuudet laajemmalle alueelle	Metsän peittävyys 200 metrin säteellä				Yhteensä
	≤ 25 %	26–50 %	51–75 %	> 75 %	
Rajaus					
Hyvät	1	8	16	1	26
Kohtalaiset	1	1	0	0	2
Huonot	1	0	0	0	1
<i>Yhteensä</i>	<i>3</i>	<i>9</i>	<i>16</i>	<i>1</i>	
Verrokki					
Hyvät	0	4	15	7	26
Kohtalaiset	0	2	1	0	3
Huonot	0	0	0	0	0
<i>Yhteensä</i>	<i>0</i>	<i>6</i>	<i>16</i>	<i>7</i>	

Ensimmäisen luokituksen mukaiseen aineistoon (missä kohde katsottiin asutuksi, jos maastoinventoinnissa kohteelta löydettiin yksikin papana) paras malli oli se, jossa liito-oravan läsnäoloon kohteella ei vaikuta kohteen tyyppi (kt) eikä kohteen pinta-ala (pa) (taulukko 5 kohta 1). Liki yhtä hyvä malli sisältää kohdetyypin liito-oravan läsnäoloa selittävänä tekijänä. Kohdetyypin painoarvo on kuitenkin vain noin 0.35 (2. ja 4. mallin Akaike-painojen summa) ja pinta-alan 0.21, joten on epätodennäköistä, että kohdetyyppien

välillä on eroja liito-oravan esiintymisessä tai että kohteen pinta-ala selittää liito-oravan esiintymistä.

Myös toisen luokittelutavan mukaiseen aineistoon sopi parhaiten malli, jossa liito-oravan läsnäoloon kohteella ei vaikuta kohteen pinta-ala eikä kohdetyyppi (taulukko 5 kohta 2). Kohdetyypin painoarvo on 0.27 ja pinta-alan 0.28. Kaikissa malleissa havaitsemistodennäköisyys, p , on vakio (p :n estimaatti on 0.43, s.e. 0.052).

Taulukko 5. Yhteenveto liito-oravan olemassaolo aineistoon sovitetuista malleista. Taulukossa ΔAIC kuvaa suhteellisia eroja AIC-arvoissa verrattuna parhaimmaksi arvoitettuun malliin; w on normalisoitu AIC-arvo; NPar on mallissa mukana olevien parametrien määrä; ja $-2l$ on kaksinkertainen negatiivinen suurin uskottavuus.

	malli	AIC	ΔAIC	w	NPar	$-2l$
1.	psi(.)	196.01	0.00	0.4455	2	192.0084
	psi(kt)	196.51	0.50	0.3469	3	190.5138
	psi(pa)	197.54	1.53	0.2073	3	191.5405
	psi(kt,pa)	210.57	14.56	0.0003	4	202.5726
2.	psi(.)	95.03	0.00	0.5229	2	91.0331
	psi(pa)	96.91	1.88	0.2043	3	90.9131
	psi(kt)	96.98	1.95	0.1973	3	90.9751
	psi(kt,pa)	98.90	3.87	0.0755	4	90.9030

4 TULOSTEN TARKASTELU

Tämän aineiston perusteella ei havaittu eroja rajauspäätösten mukaisien alueiden ja verrokkialueiden välillä. Liito-oravat näyttävät säilyvän rajauspäätösten mukaisilla kohteilla yhtä hyvin kuin vertailukohteilla, missä metsää ei ole käsitelty, tarkasteltaessa kohteita 1–5 vuotta hakkuiden suorittamisen jälkeen. Tämä tarkoittaa, että lyhyellä aikavälillä rajauspäätösten mukaiset alueet näyttävät olevan riittäviä tarkasteltaessa yksittäisten kohteiden/yksilöiden elinpiirien säilymistä. Rajauspäätösalueiden riittävydestä pidemmällä aikavälillä ei voida sanoa mitään tämän tutkimuksen perusteella. Populaatiotasolla tilanne voi olla toinen varsinkin, jos sopivien elinympäristöjen väheneminen jatkuu.

Lajisuojelelun näkökulmasta populaatioiden säilyminen elinvoimaisina on olennainen tekijä eikä se, mitä muutoksia yksittäisillä kohteilla tapahtuu lyhyellä aikavälillä. Nämä asiat ovat yhteydessä toisiinsa, mutta populaatiot voivat säilyä vain yksittäisten elinpiirien pysyessä asuttuina. Populaatiotason muutosten selvittämiseksi tarvitaan pitemmän aikavälin tarkastelua, jotta selviäisi miten tilanne rajauspäätösten mukaisilla alueilla ja niiden ympäristössä muuttuu. Lisäksi olisi tarkasteltava rajauspäätösalueiden toiminnallista merkitystä liito-oravan kannalta – pystyykö laji lisääntymään näillä alueilla vai käyttääkö se niitä vain kulkureitteinään sopivien elinympäristöjen välillä.

Wistabacka (2008) tarkasteli 13 rajauspäätösalueita Länsi-Suomen ympäristökeskuksen alueella (päätös annettu ennen maaliskuuta 2007), joista seitsemältä (54 %) ei löytynyt papanoita. Näiden kohteiden lisäksi maastotarkastus tehtiin 10 rajauskohteella (päätös annettu maaliskuu-joulukuussa 2007), joilta jokaiselta löytyi jälkiä liito-oravasta. Liito-oravan esiintymistiheys oli siis vanhoissa rajauskohteissa alhaisempi kuin uusissa, mikä voidaan tulkita siten, etteivät rajauspäätökset ole olleet riittäviä säilyttämään esiintymispaikka asuttuna. Länsi-Suomessa tehdyssä selvityksessä ei ollut

mukana verrokkikohteita, joten Wistbackan (2008) aineiston perusteella ei voida sanoa, onko liito-oravan säilyminen epätodennäköisempää rajauspäätösten mukaisilla kohteilla kuin liito-oravan esiintymispaikoilla keskimäärin. Tässä tutkimuksessa havaittiin, että kaiken kaikkiaan seitsemän kohdetta (3 rajauspäätöskohdetta ja 4 verrokkikohdetta) oli tyhjentynyt 1–5 vuodessa. Liito-oravan säilyminen rajauspäätösten mukaisilla alueilla näyttäisi olevan Keski-Suomen ympäristökeskuksen alueella varmempaa kuin Länsi-Suomen ympäristökeskuksen alueella (Wistbacka 2008). Keski-Suomessa tehdyt rajaukset ovat kooltaan suurempia kuin Länsi-Suomessa tehdyt rajaukset, mikä voi selittää eron alueiden välillä liito-oravan esiintymisen säilymisessä. Länsi-Suomessa 2004–2007 tehtyjen rajausten keskikoko on 0.18 hehtaaria (s.e. 0.28) ja mediaani 0.12 ha, kun Keski-Suomessa rajaukset ovat keskikooltaan 0.35 hehtaaria (s.e. 0.39) mediaanin ollessa 0.24 hehtaaria (Mann-Whitneyn U-testi, $U=157.5$, $n_1=25$, $n_2=29$, $p<0.001$).

Liito-oravan Suomen kannan koon arvioinnin mukaan lajin kanta on runsain Länsi-Suomen ympäristökeskuksen rannikkoalueella (arvioinnissa Pohjanmaa), missä kannankooksi on arvioitu 3.2 naarasta yhdellä neliökilometrillä metsämaata. Muualla Länsi-Suomen ympäristökeskuksen alueella kannankoon arvio on 1.2 naarasta yhdellä neliökilometrillä metsämaata. Keski-Suomessa liito-orava kannan kooksi on arvioitu 0.9 naarasta yhdellä neliökilometrillä metsämaata (Hanski 2006). Sopiikin kysyä, onko Länsi-Suomessa katsottu lajin yleisyydestä johtuen pienempien lisääntymis- ja levähdyspaikka rajausten riittävän liito-oravan säilymisen turvaamiseksi. Toisaalta suuremman kannan alueella luulisi esiintyvän voimakkaampaa kilpailua jäljellä olevien laadukkaiden elinympäristöjen "omistuksesta", mikä voisi puolestaan vaikuttaa heikentävästi lajin populaatiotasolla (kts. Begon ym. 1996). Mutta kannan ollessa tiheämpi, myös useampi mahdollinen lisääntymis- ja levähdyspaikka voinee päätyä rajatuksi ja näin paremmin huomioiduksi hakkuussa. Korkein hallinto-oikeus on toisaalta katsonut, ettei hävittämisen ja heikentämiskiellon voimassaolo riipu lajin kannan koosta tai siitä, mikä merkitys kyseisellä lisääntymis- ja levähdyspaikalla on lajin suojelutason tai kannan kehittymisen kannalta (KHO 38:2003, myös Wallgren 2003b).

Elinympäristölaikkujen yhtenäisyyden tärkeys lajien liikkumisen ja selviytymisen kannalta on havaittu useammassakin tutkimuksessa (esim. Hanski 1998, Taulman ym. 1998, Reunanen ym. 2000, Bonte ym. 2003, Hurme ym. 2007b). Reunanen ym. (2000) pitävät paikallista pirstoutumista haitallisempina liito-oravan (*P. volans*) kannalta kuin pirstoutumista suuremmassa mittakaavassa. Tässä tutkimuksessa mukana olleista rajauspäätösten mukaisista alueista suurimmalla osalla oli yli 10 metriä korkea metsä – tämän korkuisen metsän on todettu soveltuvan liito-oravan liikkumiseen (kts. Reunanen ym. 2000, Selonen ym. 2001, Hurme ym. 2007b) – aivan vieressä, ja pisinkin etäisyys oli vain 50 metriä. Kaikilla verrokkialueilla oli liikkumiseen soveltuvaa metsää aivan vieressä.

Ball & Goldingay (2008) tarkastelivat keinotekoisten kulkuyhteyksien sopivuutta pussikiitäjän (*Petaurus norfolcensis*) elinympäristölaikkujen yhdistämiseen. Heidän tulostensa mukaan puuttoman alueen poikki asetetut puupylväät mahdollistavat liitävien nisäkkäiden liikkumisen elinympäristölaikkujen välillä, eikä pylväiden tarvitse olla jatkuvassa käytössä, jotta yhteys oli tehokas. Myös liito-oravan (*P. volans*) on havaittu ylittävän laajojakin aukeita alueita, mikäli niillä on liikkumisen mahdollistavia puita yksittäin tai ryhminä (Hanski 1998, Selonen & Hanski 2004), myös pensaat kelpaavat liikkumiseen (Selonen & Hanski 2004). Tässä tutkimuksessa havaittiin, että avohakkuun yhteydessä suurimmalle osalle rajauspäätöskohteista (22 kohteelle) oli jätetty aukolle puita pystyyn kulkuyhteys- ja säästöpuiksi. Lisäksi lähes kaikilta rajauspäätöskohteilta oli hyvät liikkumismahdollisuudet laajemmalle alueelle. Selosen & Hanskin (2003) tulosten valossa näyttäisi siltä, että hoitometsien ja peltojen muodostamassa mosaiikissa elinympäristöjen

häviäminen on haitallisempaa liito-oravan populaatiomuutosten kannalta kuin lajin mahdollisuudet liikkua ympäristössään (myös Selonen ym. 2001).

Laikun koolla on havaittu olevan merkitystä liito-oravalle (*P. volans*). Selosen & Hanskin (2003) tutkimuksen mukaan pienemmiltä laikuilta poissiirtyminen oli todennäköisempää kuin suurelta laikulta. Tässä tutkimuksessa tarkasteltiin lajin esiintymistä kohteilla 2-5 vuotta sen jälkeen, kun kohde edellisen kerran oli havaittu asutuksi, kohteen pinta-alalla ei havaittu olevan vaikutusta liito-oravan esiintymiseen. Aiemmissa tutkimuksissa on arvioitu, että liito-oravayksilölle riittäisi yksi hehtaari hyvää elinympäristöä turvaamaan riittävän ravinnon ja suojan saanti (esim. Eronen 1990, Hurme ym. 2008, myös Mönkkönen ym. 1997, Hanski 1998). Tässä tutkimuksessa mukana olleet rajauspäätöskohteet olivat pääsääntöisesti huomattavasti alle yhden hehtaarin (keskikoko 0.35 hehtaaria), joten on oletettavaa, että rajauspäätökset muodostavat vain osan elinpiiristä ja että yhteydet ympäröiviin metsiin ovat olennaisen tärkeitä.

Tässä tutkimuksessa liito-oravan läsnäolo kohteilla varmennettiin papanoiden avulla. Liito-orava tutkimuksessa onkin yleistä käyttää papanoita lajin havaitsemiseksi alueella, koska hämääksiivisena lajina sen suora havaitseminen on vaikeaa (esim. Mönkkönen ym. 1997, Reunanen ym. 2000, 2002a, Hurme ym. 2005, 2008, Wistbacka 2008). Tämä epäsuora menetelmä osoittaa sen, että liito-orava hyödyntää kyseistä laikkua (Reunanen ym. 2002a), muttei kerro esimerkiksi lisääntymisestä tai yksilöiden määrästä (Hurme ym. 2005).

Papanoiden käyttämistä liito-oravan havaitsemiseen puoltaa se, että aikuiset liito-oravat asettuvat reviiirilleen ennen talven tuloa, eivätkä ne levittäydy uusille alueille lisääntymiskauden aikana (Selonen & Hanski 2004). Kevätlevittäytyminen on harvinaista (Selonen & Hanski 2004), mutta liito-orava koiraat ovat maaliskoukokuussa aktiivisempia liikkumaan kuin naaraat (Hanski ym. 2000). Naaraat ovat paikkauskollisempia, ja asuvat yleensä yhdessä laikussa sen sijaan, että asuttaisivat useita laikkuja kuten koiraat (Selonen ym. 2001). Papanoita kertyy paljon niille paikoille, joilla yksilöt viettävät aikaansa, kun taas liikkuvien yksilöiden reiteiltä löytyy vain muutamia papanoita (Hanski 2008). Papanat, joita havaittiin tämän tutkimuksen tutkimuskohteilta vain vähän, voivat olla liikkuvien yksilöiden jälkeensä jättämiä. Vaikka tällaiset kohteet asetettiin asumattomiksi toisessa mallinnuksessa, eroa rajauspäätös- ja verokkialueiden välillä ei havaittu.

Suunnittelun liito-oravan lisääntymis- ja levähdyspaikkojen osalta voi sanoa olevan pienipiirteistä, ja se ulottuu yleensä vain kunkin kohteen ympäristöön suunniteltujen hakkuiden vaikutusalueelle. Näin kohteet jäävät helposti erillisiksi laikuiksi, eikä niistä pystytä muodostamaan toiminnallista kokonaisuutta. Suurimmalta osalta tämän tutkimuksen rajauspäätöskohteista on tällä hetkellä hyvät kulkuyhteydet laajemmalle alueelle, mutta tilanne voi muuttua nopeastikin hakkuiden seurauksena. Eräänä syynä tähän on suunnittelun ja hakkuiden toteutumisen keskittyminen omistusyksikkö tasolle. Mikä sitten olisi sopiva suunnittelun mittakaava liito-oravan suojelemisen ja säilyttämisen kannalta, sillä nykyinen tilakohtainen suunnitteluhan ei tue riittävästi monimuotoisuuden säilymistä suuremmissa mittakaavassa. Tilakohtaisessa suunnittelussa keskitytään yhden maanomistajan omistamien metsien suunnitteluun huomioimatta lajien ekologisia tarpeita alueellisesti (Kurttila ym. 2002). Tähän ongelmaan ratkaisuna voisi olla alue-ekologinen suunnittelu, jonka avulla voitaisiin kiinnittää erityistä huomiota uhanalaisiin tai vaarantuneisiin lajeihin (Kangas ym. 2000). Kurttila ym. (2002) toteavat, että suuremman mittakaavan suunnittelussa avainasemassa ovat sellaiset metsänomistajat, jotka arvottavat monimuotoisuuden säilyttämisen korkeammalle ja ovat valmiita panostamaan siihen taloudellisten kysymysten sijasta.

Aluetasonsuunnittelun tärkeys on nostettu esiin useassa tutkimuksessa (esim. Reunanen ym. 2002b, Hurme ym. 2007a, 2008). Se voisikin osaltaan olla hyödyksi liito-oravakannan pienenemisen hillitsemiseksi. Aluetason suunnittelun avulla voitaisiin huomioida sopivien elinympäristöjen säilyminen ja niiden yhtenäisyys samalla kun taloudellinen toiminta mahdollistetaan (Taulman ym. 1998, Kangas ym. 2000, Reunanen ym. 2002b, Hurme ym. 2007a, 2008). Kuitenkin kuviotason metsäsuunnittelun on havaittu sopivan liito-oravan kannalta tarkasteltuna. Syynä tähän lienee se, että metsätaloudellisia toimenpiteitä ja lajin ekologisia vaatimuksia voidaan tarkastella samassa mittakaavassa (Hurme ym. 2005).

Liito-orava säilymisen turvaamiseksi tarvitaan lisää tutkimustietoa lisääntymis- ja levähdyspaikkojen toiminnallisen merkityksen säilymisestä. Tämä tarkastelu tulisi olla pitkäkestoista ja se tulisi ulottaa koko maahan. Tällä hetkellä liito-oravan lisääntymis- ja levähdyspaikkoja koskeva tarkastelu lienee tehty vain Länsi-Suomessa (Wistbacka 2008) ja Keski-Suomessa. Vasta sitten, kun pitemmän aikajakson tietoa rajauspäästösten mukaisten alueiden merkityksestä on saatu, voidaan paremmin pohtia niiden riittävyttä lajin kannalta ja sitä, miten suojelua (lainsäädännöllisestikin) olisi mahdollisesti kehitettävä lajin säilymisen turvaamiseksi. Mielenkiinnolla jäämme odottamaan, mikä on korkeimman hallinto-oikeuden kanta lisääntymis- ja levähdyspaikan ulottuvuuteen. Ratkaisu määrittäne myös sitä, miten laajaksi tulevat rajaukset tulee tehdä.

KIITOKSET

Haluan kiittää ohjaajiani Mikko Mönkköstä ja Leila Suvantolaa kärsivällisyydestä ja asiantuntevasta opastuksesta. Lisäksi haluan osoittaa kiitokseni Metsämiesten Säätiölle, jolta saamani apuraha mahdollisti maastotöiden toteuttamisen.

KIRJALLISUUS

- Anonyymi. 2003. Liito-oravan lisääntymis- ja levähdyspaikkojen määrittäminen ja turvaaminen metsien käytössä. Maa- ja metsätalousministeriö Dnro 3713/430/2003 & Ympäristöministeriö Dnro YM4/501/2003.
- Anonyymi 2005. Täsmennyksiä liito-oravapäätöksiä koskeviin ohjeistuksiin. Ympäristöministeriö 31.5.2005.
- Bailey, L. L., Simons, T. R. & Pollack, K. H. 2004. Estimating site occupancy and species detection probability parameters for terrestrial salamanders. *Ecological Applications* 14(3): 692-702.
- Ball, T.M. & Goldingay, R.L. 2008. Can wooden poles be used to reconnect habitat for a gliding mammal. *Landscape and Urban Planning* 87: 140-146.
- Begon, M., Harper, J. L. & Townsend, C. R. 1996. *Ecology: individuals, populations and communities*. Third edition. Oxford, Blackwell Science. XII + 1068 s.
- Bonte, D., Lens, L., Maelfait, J.-P., Hoffmann, M. & Kuijken, E. 2003. Patch quality and connectivity influence spatial dynamics in dune wolfspider. *Oecologia* 135: 227-233.
- Burnham, K. P. & Anderson, D. R. 2002. *Model selection and multimodel inference. A practical information – theoretic approach*. Second edition. Springer Science. 167 s.
- Environmental Directorate General of the European Commission. 2007. Guidance document on the strict protection of animal species of Community interest under the Habitats Directive 92/43/EEC. Löytyy osoitteesta:
http://ec.europa.eu/environment/nature/conservation/species/guidance/index_en.htm
(luettu 25.4.2008).
- Eronen, P. 1990. Liito-oravan (*Pteromys volans*) elinympäristöt: tyyppiryhmittely, suosituimmuus ja valintaan vaikuttavat tekijät. Pro gradu -tutkielma. Jyväskylän yliopisto. 54 s.
- Eronen, P. 1996. Liito-oravan (*Pteromys volans*) elinympäristöt Etelä- ja Keski-Suomessa ja niiden riittävyys ja sopivuus lajille. Teoksessa Liito-oravatyöryhmä. Liito-orava Suomessa. Maailman Luonnon Säätiön WWF Suomen Rahaston Raportteja Nro 8. s. 42-53.
- Haila, Y. 1994. Preserving ecological diversity in boreal forests: ecological bakround, research, and management. *Ann. Zool. Fennici* 31: 203-217.
- Hallituksen esitys eduskunnalle luonnonsuojelulainsäädännön uudistamiseksi, HE 79/1996.
- Hanski, I. K. 1998. Home ranges and habitat use in the declining flying squirrel *Pteromys volans* in managed forests. *Wildlife Biology* 4:33-46.
- Hanski, I. K. 2008. The difficulty of getting accurate and precise estimates of population size: a response to Sulkava et al. *Annales Zoologici Fennici* 45: 536-538.
- Hanski, I. K. 2006. Liito-oravan *Pteromys volans* Suomen kannan koon arviointi. Raportti, Ympäristöministeriö, Helsinki. 35 s.
- Hanski, I. K., Stevens, P. C., Ihalempiä, P. & Selonen, V. 2000. Home-range size, movements, and nest-site use in the Siberian flying squirrel, *Pteromys volans*. *Journal of Mammalogy* 81(3): 798-809.
- Hanski, I. K., Henttonen, H., Liukko, U.-M., Meriluoto, M. & Mäkelä, A. 2001. Liito-oravan (*Pteromys volans*) biologia ja suojelu Suomessa. Suomen ympäristö 459. Ympäristöministeriö. 130 s.

- Hines, J. & MacKenzie, D. I. 2009. Program Presence help file. <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/doc/presence/presence.html> Luettu 23.7.2009.
- Hokkanen, H., Törmälä, T. & Vuorinen, H. 1982. Decline of the flying squirrel *Pteromys volans* L. populations in Finland. *Biological Conservation* 23:273-284.
- Hollo, E. J. 2004a. Ympäristönsuojelu- ja luonnonsuojeluoikeus. Talentum, Helsinki. XXIII + 499 s.
- Hollo, E. J. 2004b. Ympäristöoikeuden perusteet. Helsinki. X, 213 s.
- Hurme, E., Kurttila, M., Mönkkönen, M., Heinonen, T. & Pukkala, T. 2007a. Maintenance of flying squirrel habitat and timber harvest: a site-specific spatial model in forest planning calculations. *Landscape Ecology* 22: 243-256.
- Hurme, E., Mönkkönen, M., Reunanen, P., Nikula, A. & Nivala, V. 2008. Temporal patch occupancy dynamics of the Siberian flying squirrel in a boreal forest landscape. *Ecography* 31: 469-476.
- Hurme, E., Reunanen, P., Mönkkönen, M., Nikula, A., Nivala, V. & Oksanen, J. 2007b. Local habitat patch pattern of the Siberian flying squirrel in a managed boreal forest landscape. *Ecography* 30: 277-287.
- Hurme, E., Mönkkönen, M., Nikula, A., Nivala, V., Reunanen, P., Heikkinen, T. & Ukkola, M. 2005. Building and evaluating predictive occupancy models for the Siberian flying squirrel using forest planning data. *Forest Ecology and Management* 216: 241-256.
- Johnson, J. B. & Omland, K. S. 2004. Model selection in ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution* 19: 101-108.
- Kangas, P. & Korhonen, H. 2005. Liito-oravan huomioon ottaminen kaavoituksessa. Ympäristöministeriö, Dnro YM/1/501/2005. 16 s.
- Kangas, J., Store, R., Leskinen, P. & Mehtäsalo, L. 2000. Improving the quality of landscape ecological forest planning by utilising advanced decision-support tools. *Forest Ecology and Management* 132: 157-171.
- Korkeimman hallinto-oikeuden ratkaisu vuosikirjanumero 38 annettu 25.6.2003.
- Korkeimman hallinto-oikeuden ratkaisu taltionumero 1541 annettu 25.6.2003.
- Korkeimman hallinto-oikeuden ratkaisu vuosikirjanumero 59 annettu 3.9.2007.
- Korkeimman hallinto-oikeuden ratkaisu vuosikirjanumero 38 annettu 8.4.2009.
- Kiviniemi, M. 2004. Metsäoikeus. Metsälehti Kustannus, Hämeenlinna. 840 s.
- Kuusiniemi, K. 1996. Biodiversiteetin suojelu ja ympäristöoikeus. *Lakimies* 7:1010-1018.
- Kurttila, M., Uutera, J., Mykrä, S., Kurki, S. & Pukkala, T. 2002. Decreasing the fragmentation of old forests in landscapes involving multiple ownership in Finland: economic, social and ecological consequences. *Forest Ecology and Management* 166: 69-84.
- Luonnonsuojeluasetus 160/1997.
- Luonnonsuojelulaki 1096/1996.
- Luonnontieteellinen keskusmuseo, Helsingin yliopisto. 2009. Nisäkkäiden suomenkielisten nimien nimistöhaaku. www.luomus.fi/nisakkaat/. Luettu 21.7.2009.
- Maa-aineslaki 555/1981.
- Maankäyttö- ja rakennuslaki 132/1999.
- MacKenzie D. I., Nichols, J. D., Lachman, G. B., Droege, S., Royle, J. A. & Langtimm, C. A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83(8): 2248-2255.

- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Royle, J. A., Pollock, K. H., Bailey, L. L. & Hines, J. E. 2006. Occupancy estimation and modeling. Inferring patterns and dynamics of species occurrence. Elsevier Academic Press. 324 s.
- Mannerkoski, I. & Rytteri, T. (toim.) 2007. Eliölajien uhanalaisuuden arviointi – Maailman luonnonsuojeluliiton (IUCN) ohjeet. Ympäristöopas, Suomen Ympäristökeskus, Helsinki. 143 s.
- Marttila, V., Heikkilä, H., Hellas, K., Liukko, U.-M., Malmberg, O., Merisaari, H., Salminen, P. & Laanikari, J. 2002. Liito-oravatyöryhmän 2002 raportti. Työryhmämuistio MMM 2002:21.
- Metsälaki 1093/1996.
- Metsästyslaki 615/1993.
- Mäkelä, A. 1996. Perustietoja liito-oravasta. Teoksessa Pöntinen, B. Liito-oravan metsä. Suomen Luonnonsuojelun Tuki Oy.
- Mönkkönen, M., Reunanen, P., Nikula, A., Inkeröinen, J. & Forsman, J. 1997. Landscape characteristics associated with the occurrence of the flying squirrel *Pteromys volans* in old-growth forests of northern Finland. *Ecography* 20: 634-642.
- Neuvoston direktiivi 79/409/ETY luonnonvaraisten lintujen suojelusta (lintudirektiivi).
- Neuvoston direktiivi 92/43/ETY luontotyyppien sekä luonnonvaraisen eläimistön ja kasviston suojelusta (luontodirektiivi).
- Rassi, P., Alanen, A., Kanerva, T. & Mannerkoski, I. (toim.) 2001. Suomen lajien uhanalaisuus 2000. Helsinki. 432 s.
- Reunanen, P., Mönkkönen, M. & Nikula, A. 2000. Managing boreal forest landscapes for flying squirrels. *Conservation Biology* 14: 218-226.
- Reunanen, P., Mönkkönen, M. & Nikula, A. 2002a. Habitat requirements of the Siberian flying squirrel in northern Finland: comparing field survey and remote sensing data. *Ann. Zool. Fennici* 39:7-20.
- Reunanen, P., Nikula, A., Mönkkönen, M., Hurme, E. & Nivala, V. 2002b. Predicting occupancy for the Siberian flying squirrel in old-growth forest patches. *Ecological Applications* 12: 1188-1198.
- Reunanen, P. 2006. Liito-orava lainsäädännössä – ekologis-juridinen näkökulma laji-suojeluun. *Ympäristöjuridiikka* 1: 34-63.
- Rizkalla, C.E. & Swihart, R.K. 2007. Explaining movement decisions of forest rodents in fragmented landscapes. *Biological Conservation* 140: 339-348.
- Selonen, V. & Hanski, I. K. 2003. Movements of the flying squirrel *Pteromys volans* in corridors and in matrix habitat. *Ecography* 26:641-651.
- Selonen, V. & Hanski, I. K. 2004. Young flying squirrels (*Pteromys volans*) dispersing in fragmented forests. *Behavioral Ecology* 15: 564-571.
- Selonen, V., Hanski, I. K. & Stevens, P. C. 2001. Space use of the Siberian flying squirrel *Pteromys volans* in fragmented forest landscapes. *Ecography* 24:588-600.
- Similä, J. 1997. Luonnonsuojelulaki. Kauppakaari, Lakimiesliiton kustannus, Helsinki. 289 s.
- Suvantola, L. 2004. Vaaran vyöhykkeellä – luonnonsuojelun ja ympäristönkäytön konkurensista. *Oikeustiede – Jurisprudentia XXXVII. Suomalaisen lakimiesyhdistyksen vuosikirja*, s. 437-508.
- Suvantola, L. 2005. Älä kieltäydy kahdesti – luonnonsuojelulain 53.1 §:n mukaisista korvauksista. *Ympäristöjuridiikka* 2: 49-75.

- Suvantola, L. 2006. Kuoleman katse – ympäristönkäytön luontovaikutusten selvittämismallisuus. *Lakimies* 4: 560-585.
- Suvantola, L., Pasanen, A.-M. & Pesonen, L. 2006. Luonnonsuojelun korvausjärjestelmä. Suomen ympäristö 9. Ympäristöministeriö, Helsinki. 106 s.
- Taulman, J.F., Smith, K.G. & Thill, R.E. 1998. Demographic and behavioral responses of southern flying squirrels to experimental logging in Arkansas. *Ecological Applications* 8(4): 1144-1155.
- Tolvanen, J. P. 1998. Maankäytön luonnonsuojelullinen sääntely. Kauppakaari, Lakimiesliiton kustannus, Helsinki. LXII + 461 s.
- Tolvanen, J. P. 1999. LSL 49.1 §:n soveltamisesta – erityisesti Konikallion liito-oravaesiintymän näkökulmasta. *Ympäristöjuridiikka* 1:63-80.
- Valtion ympäristöhallinto. 2007. Lajit, joilla on suojeluohjelma. www.ymparisto.fi > luonnonsuojelu > lajien suojelu > uhanalaiset lajit > lajit, joilla on suojeluohjelma. Luettu 25.9.2008.
- Vuorisalo, T. & Laihonen, P. 2000. Biodiversity conservation in the north: history of habitat and species protection in Finland. *Ann. Zool. Fennici* 37: 281-297.
- Wallgren, M. 2003a. KHO:n vuosikirjaratkaisu 2002:78 (liito-orava ja yleiskaavoitus). Oikeustapauskommentaari. Edita. 7 s.
- Wallgren, M. 2003b. KHO:n vuosikirjaratkaisu 2003:38 (luonnonsuojelulain mukainen lajisuojelu ja hakkuut) Oikeustapauskommentaari. Edita. 9 s.
- Wistbacka, R. 2008. Utvärdering av avgränsningar av flygekorrens föröknings- och rastplatser på basen av naturskyddslagen 49 § år 2004-2007 i Västra Finland. *Natur och Miljö*. 45 s.