

TARTU ÜLIKOOL
LOODUS- JA TÄPPISTEADUSTE VALDKOND
ÖKOLOOGIA JA MAATEADUSTE INSTITUUT
ZOOLOOGIA OSAKOND
ENTOMOLOOGIA ÕPPETOOL

Epp Valdaru

Metsaliblikate elupaigakasutust mõjutavad keskkonnafaktorid

Bakalaureusetöö

Juhendaja Mari-Liis Viljur, MSc

TARTU 2018

Infoleht

Liigirikkus on erinevate liikide esinemine teatud piirkonnas. Nii moodustavad metsaliblikad osa oma elupaiga liigirikkusest. Et teatud elupaigas oleks kõrge liigirikkus, peavad olema sealsed keskkonnafaktorid sobivad antud liikidele. Keskkonnafaktorid võivad olla liblikatele vajalikud ressursid nagu toidutaimed või elupaiga omadused nagu soojus ja valgus. Sobivate keskkonnafaktorite esinemist elupaigas saab mõjutada näiteks metsamajandamisega. Metsamajandamine on metsa kasvatamine, kasutamine ja ka metsa kaitse. Nii saab metsamajandamist tasakaalustades säilitada või tekitada sobivaid elupaigalaike metsaliblikatele. Antud bakalaureusetöö annab ülevaate, millised keskkonnafaktorid peavad koosluses esinema, et teatud kooslus oleks sobilik elupaik metsaliblikatele.

Species richness is the number of different species represented in a certain area. Forest butterflies are part of species richness within their habitat. For a high species richness environmental factors of a certain habitat have to be suitable for the species living there. Environmental factors that determine butterfly occurrence in a habitat can be necessary resources like hostplants or habitat characteristics like warmth and light. The occurrence of suitable environmental factors can be affected with forest management. Forest management is growing, using and also protecting a forest. Suitable habitat patches can be maintained or created by balancing different aspects of forest management. This bachelor thesis gives a review of the environmental factors that are necessary to make a habitat suitable for forest butterflies.

Sisukord

Infoleht.....	2
Sissejuhatus.....	4
1. Elupaiga tasemel faktorid	6
1.1 Rööviku toidutaimede levik ja arvukus	6
1.2 Taimestiku struktuur ja mikrokliima	7
1.3 Metsatüüp.....	10
1.4 Alternatiivsed elupaigad metsaliblikatele	11
2. Maastiku tasemel faktorid	15
3. Majandamine	18
4. Kliima	23
Kokkuvõte	24
The environmental factors that influence the habitat use of forest butterflies.....	26
Tänuavaldused	28
Kasutatud kirjandus	29
Lihtritsents.....	40

Sissejuhatus

Metsaliblikad on liblikaliigid, kelle eelistatud elupaigad asuvad metsamaastikus ning nende arvukus on seal suurim. Paljud sellised liigid on Eestis soodsas seisus, kuid mitte Kesk- ja Lääne-Euroopas, kus nende elupaigad on kahanemas. Põllumajandus on intensiivistunud killustades või asendades metsaala (Erhardt ja Thomas, 1991; van Swaay jt, 2011). Muutunud on ka metsakasutus ning seda vaid viimase saja aasta jooksul. Traditsioonilised metsamajandamise võtted on asendunud intensiivse majandamisega või on metsala asendatud puiduistandustega. Nii on muutnud neis esinevad kooslused, mistõttu on mitmed liigid nüüd ohustatud (Warren ja Bourn, 2011). Ohustatud liikide efektiivsemaks kaitseks on vajalik teada, millised keskkonnafaktorid ja mil määral päevaliblikate elupaigakasutust mõjutavad. Teatud keskkonnafaktorid ja nende koosinemine määravad ka liblikate liigilise koosseisu ja liigilise mitmekesisuse elupaigas.

On teada, et liblikaliikide esinemist koosluses mõjutab tugevalt röövikute toidutaimede olemasolu ja ohtrus (van Halder jt, 2015). Siiski pole see ainus faktor, mis teeb elupaiga päevaliblikatele sobivaks. Liblikaliigi püsijäämiseks koosluses peab leiduma ressursse kõigi elujärgude tarbeks. Lisaks röövikute toidutaimedele on vaja nektaritaimi valmikutele. Samuti on oluline elupaiga mikrokliima ja vajalike mikroelupaikade olemasolu, mida kasutatakse näiteks munemiseks, nii varjulisemaid piirkondi varjumiseks kui avatud alasid soojendamiseks (Dennis jt, 2016). Elupaiga keskkonnatingimused erinevad ka okas- ja lehtmetsas, kuna taimestik varieerub metsatüübiti (Õunap ja Tartes, 2014).

Lisaks elupaigasisestele keskkonnatingimustele mõjutavad koosluse liigilist ülesehitust ka elupaiga suurus, kuju ja paiknemine maastikus. On leitud, et suurtes elupaikades on kõrge liigirikkus ja isendite arvukus ning need toetavad populatsioonide püsimist rohkem kui väikesed elupaigad. Elupaiga kuju osas on leitud, et elupaigasuuruse suhtes tundlikud liigid surevad modifitseeritud kujuga elupaikades välja. Muutunud maakasutus Euroopas on paigutanud metsad erinevatesse maatriksitesse. Olenevalt maatriksist võib liigiline koosseis koosluses olla suuresti erinev (Soga jt, 2015; Yamaura jt, 2008).

Teades faktoreid, mis metsaliblikate elupaigakasutust mõjutavad, saab neist teadmistest lähtuda metsaliblikate jaoks optimaalse metsamajandamise planeerimisel. Kuna metsaliblikad vajavad heterogeenset elupaika, sõltub majandamisest palju. Eeldatavasti ei

sobi liblikatele liiga intensiivne majandamine, nagu seda on istandustes, ega ka metsade majandamata jätmise. Viimase puhul muutub elupaik liiga kinniseks ning mikrokliima muutub jahedamaks. Antud bakalaureusetöö annab kirjanduse analüüsi näol täpsema ülevaate metsaliblikatele sobivatest keskkonnafaktoritest, mis mõjutavad nende liikide esinemist ja arvukust elupaikades ning liigilist mitmekesisust. Töö keskendub päevaliblikatele, kes elavad boreaalsetes ja parasvöötme metsades.

1. Elupaiga tasemel faktorid

1.1 Rööviku toidutaimede levik ja arvukus

Nagu päevaliblikate hulgas üldiselt, nii on ka metsaliblikate seas liike, kes toituvad röövikuna ühel kindlal taimeliigil (monofaagid), liike, kes võivad toiduks tarvitada mitut samasse sugukonda kuuluvat taimeliiki (oligofaagid), kui ka liike, kelle toidutaimespekter ulatub üle mitme taimesugukonna (polüfaagid) (Õunap ja Tartes, 2014). Enamik päevaliblikaid on oligofaagid, olles seega toidutaimeliigi osas mõõdukalt valivad (Settele jt, 2009). Mitmed uurimused metsaliikidel kinnitavad ootuspäraselt, et liblika elupaigaeelistus sõltub olulisel määral toidutaimede olemasolust ja arvukusest. Näiteks Lindman jt (2018) leidsid, et suure-mosaiikliblika (*Euphydryas maturna*) esinemine kohalikus koosluses on tugevalt seotud liigi eelistatavate toidutaimede, hariliku saare (*Fraxinus excelsior*) arvukusega. Veelgi enam, saare rohkus oli oluliselt tähtsam suur-mosaiikliblika arvukuse seletamisel kui teised varasemalt olulisteks peetud elupaiga sobivuse näitajad - niiskus, metsaservade tihedus ja metsa vanus. Nii leidsid ka Streitberger jt (2012) oma uurimuses sõõrsilmiku (*Lopinga achine*) kohta, et rööviku toidutaimede olemasolu oli üks valmikute elupaigaeelistust määravatest faktoritest taimestiku struktuuri ja mikrokliima kõrval. Ehkki rööviku toidutaimedeks on leitud olevat mitmed lõikheinalised (*Cyperaceae*), loalised (*Juncaceae*) ja kõrrelised (*Poaceae*) (Bergman, 2000), osutus liblika põhiliseks toidutaimeks uurimispäikonnas tarn *Carex alba*, mille puhmad pakuvad munadele sobivalt niisket keskkonda ja on röövikutele kergesti ligipääsetavad. Liblikate rohkusega korreleerus positiivselt ka teise toidutaimede - aruluste *Brachypodium rupestre* esinemine koosluses. Valmikute arvukus oli positiivselt seotud toidutaimede katvusega (osakaal uurimisala pindalast) ning liblika munemisalade taimestiku struktuur leiti olevat samasugune kui valmikute eelistatud elupaikades.

Kuna röövikute toidutaimede küllaldane olemasolu on päevaliblikate püüasustuse tekkeks primaarse tähtsusega, on ka liblikate regionaalne levik olulisel määral seotud toidutaimede levikuga. Seda kinnitavad mitmed uuringud. Näiteks jalaka-kannustiib (*Satyrium w-album*) on Suurbritannias levinud metsades, kus kasvavad harilikud jalakad (*Ulmus glabra*) (Clarke jt, 2011). Liblikate toidutaimedekasutuses esinevad aga geograafilised variatsioonid. Nii on Soomes suur-mosaiikliblika peamiseks toidutaimedeks palu-härghein (*Melampyrum*

pratense) (Eliasson, 1991; Wahlberg, 1998), Eestis on aga leitud, et liblika esinemine koosluses ei ole seotud mitte palu-härgheina, vaid hariliku saare rohkusega (Lindman jt, 2018). Selleks, et uurida toidutaimelistust Eestis, kasvatasid Lindman jt (2018) suurmosaikliblikat laboris lisaks harilikule saarele ka teistel potentsiaalsetel toidutaimedel, mis piirkonnas esinevad: harilikul lodjapuul (*Viburnum opulus*) ja palu-härgheinal. Laborikatsed näitasid, et emased munesid kõigile neile taimedele ja nimetatud taimed toetasid ka röövikute arengut, aga palu-härgheinal oli röövikute kasv kõige aeglasem ja suremus kõrgeim. Harilik lodjapuu võib küll toidutaimena kasutusel olla, kuid on suhteliselt harvaesinev ja tõenäoliselt pole seetõttu liblika leviku seisukohast määrava tähtsusega.

Nagu üksikute liikide põhjal leitud võibki oletada, määrab röövikute toidutaimede esinemine ka metsaliblikate koosluse liigilise koosseisu (Thomas jt, 2001). On leitud, et röövikute toidutaimede liigiline koosseis mõjutab oluliselt metsaliblikate liigirikkust ja liigilist koosseisu, olles metsaliblikate elupaiga kvaliteedi määramisel esmatähtis (van Halder jt, 2015). Veel enam, alustaimestiku struktuuriga saab seletada erinevusi liblikate liigilises koosseisus, mida koosluse tüüp seletada ei suuda. Rööviku toidutaimede esinemine koosluses võib aga omakorda sõltuda näiteks mullastiku niiskusest (van Halder jt, 2008; Soga jt, 2015). Näiteks domineerib harilik sinihelmikas (*Molinia caerulea*) elupaikades, kus on kõrge mullaniiskus ning tema esinemine teatud piirkondade metsades on positiivselt seotud liikide aasasilmiku *Coenonympha oedippus*, uneliblika (*Heteropterus morpheus*) ja koerlibliklase *Minois dryas* esinemisega koosluses (van Halder jt, 2008).

1.2 Taimestiku struktuur ja mikrokliima

Lisaks toidule vajavad liblikad oma elutsükli jooksul mitmeid muidki ressursse - sh kohti, kus nukkuda ja talvituda ning sobivaid mikroklimaatilisi tingimusi. Seega mõjutab ka taimestiku ruumiline struktuur tugevalt teatud liblikaliikide esinemist koosluses (Dennis jt, 2016). Paljud metsaliblikad vajavad metsamaastiku avatud elemente, kus suuri puid ja põõsaid ning nende varje pole. Sellisteks võivad olla nt raiesmikud, noored istandused ja noorendikud, metsaservad ja -rajad (Clarke jt, 2011). Metsamaastiku avakooslused on metsaliblikatele olulised, kuna pakuvad nektaritaimi valmikutele ja sooja mikrokliimat nii valmikutele kui ka röövikutele (Bergman ja Landin, 2001; Fartmann, 2006; Freese jt,

2006). Lineaarsed avatud elemendid võivad toimida ka liikumiskoridoridena (van Halder jt, 2015).

Osa liblikaliike vajavad metsamaastiku avakooslusi rohkem kui teised. Näiteks suur-mosaikliblikas on avatud metsade spetsialist - esineb metsaservades, ja avatud aladel metsa sees (e.g. Kühnert, 1967; Settele jt, 1999; Wahlberg, 2001). Kesk-Euroopas on suur-mosaikliblikas sõltuv valgusküllastest hõredadest lehtmetsadest (Beneš jt, 2002; Konvicka jt, 2005; Weidemann, 1986). Liblika munemiseks eelistatud puud kasvavad tavaliselt päikeseküllastes piirkondades nagu avatud võrastikuga alad (Dolek jt, 2013; Freese jt, 2006; Weiss jt, 1988). Ajalooliselt on selliseid metsasid hooldatud madalmetsandusvõtetega, mille kasutamine vähenes oluliselt 20. sajandil (Pretscher ja Binot-Hafke, 2003). Nii on suur-mosaikliblika levik on eelmise sajandi jooksul Euroopas oluliselt vähenenud ning ta on lisatud ka IUCNi punasesse nimestikku kui ohustatud liik (Kudrna, 2002; Swaay ja Warren, 1999; van Swaay jt, 2010). Liblika olukord aga palju soodsam Kirde-Euroopas (Wahlberg, 2001) - näiteks Eestis - tänu siinsele metsamajandamisele, mis tekitab poolavatud kooslusi (Lindman jt, 2018).

Metsaliblikate munemispaijad peavad olema sooja mikrokliimaga (cf. Löffler jt, 2013; Stuhldreher jt, 2012). Nii esineb liigiti geograafilisi vaieruvusi munemispaijade eelistustes, kuna piirkonniti on elupaikades erinev taimestiku struktuur ja seega erinev mikrokliima. Tamme-kannustiib (*Satyrrium ilicis*) on laialdaselt levinud Lõuna ja Kesk-Euroopas ning Eestis jõuab ta oma levila põhjapiirile (Õunap ja Tartes, 2014). Ta eelistab elupaikadena nii avatud kooslusi, kui ka metsa. Seega võib teda tihti leida tammemetsades, mis on varajases suksessioonistaadiumis, raiesmikel, metsateedel või -servades. Maes jt (2014) viisid oma uurimuse läbi Belgias, kus tamme-kannustiiba leidub sageli metsades, mille läheduses on nõmmed või rohumaad. Valmikud olid arvukamad aladel, kus nektaritaimed olid varjatud ning nende läheduses olid kõrged tammepuud *Quercus*. Autorid oletasid, et kõrged tammepuud on neile olulised parteriotsingul, kuna seal leiti nii emaseid kui isaseid liblikaid kogunemas. Munemiseks eelistasid emased aga madalamaid tammesid, mis olid kõrgusega 50-150 cm ja paljude madalate okstega ning asusid lähimast metsaservast 12 m kaugusel. Puude kõrgus, kus liblikas sigib, erineb geograafiliselt - näiteks muneb tamme-kannustiib Austrias, Saksamaal ja Itaalias madalamatele puudele kui

Belgias (Koschuh ja Fauster, 2005; Koschuh ja Savas, 2004). Nektaritaimi sisaldav alustaimestik oli tammede ümbruses 10-15 cm kõrgune.

Liikidele, kes munevad maapinnale, on oluline mullapinna mikrokliima. Selline liik on näiteks sõõrsilmik, kelle puhul on leitud, et emased ei kinnita munasid toidutaimede lehtedele, vaid nad munevad maapinnale (Wiklund, 1984) lõikheinaliste puhmastesse. Mullapinna mikrokliimat mõjutab õhuniiskus - sõõrsilmiku munade normaalseks arenguks on vajalik kõrge õhuniiskus. Näiteks on laborikatsetega on näidatud, et munade hukkumise tõenäosus on väga kõrge, kui õhuniiskus on alla 80%. Seega on sõõrsilmiku munade arenguks looduses vajalik kõrge rohurinne, mis hoiab niiskust ja jahedust (Barkman ja Stoutjesdijk, 1992; Streitberger jt, 2012).

Lisaks sellele, et liikidel on erinevad nõudlused avatud alade rohkusele metsas, esineb ka liigisisest metsa avatuse eelistuse suhtes erinevusi sõltuvalt geograafilisest piirkonnast. Näiteks Eestis on sõõrsilmik on tüüpiline metsaliik, kes esineb valdavalt niisketes leht- ja segametsades ning on üks väheseid päevaliblikaid Eestis, kes eelistab lennata varjus. Päikeseküllastel aladel liigub ta vaid aeg-ajalt (Õunap ja Tartes, 2014). Ebert ja Rennwald (1991) leidsid aga, et Lõuna-Sakamaal eelistab sõõrsilmik elupaigana avatud ja valgusküllaseid metsi, mis on kõrge rohurindega. On leitud ka, et sõõrsilmiku elupaikadel Rootsis on võrreldes Tšehhiga võrastiku katvus suurem - kui Rootsis asustavad sõõrsilmikud metsi, kus puude ja põõsaste katvus oli umbes 80% (Bergman, 2001), siis Tšehhis oli sõõrsilmiku asustatud metsades keskmine võrastiku katvus umbes 60% (Konvicka jt, 2008). Võrastiku katvuse erinevus on arvatavasti tingitud sellest, et Tšehhi uurimispiirkonnas oli külm ja niiske mägikliima, kuid Rootsis oli uuritud piirkonnas soojem ja kuivem kliima (BayFORKLIM, 1996; Bergman, 2001; Konvicka jt, 2008). Seega saab järeldada, et sõõrsilmik kompenseerib elupaiga vähem sobivaid tingimusi asustades metsi, kus on väiksem võrastiku katvus ja lõunakaare suunalised künkad, et oleks võimalikult soe mikrokliima (Barkman ja Stoutjesdijk, 1992). Sarnast käitumist on täheldatud ka teistel liblikaliikidel (Thomas jt, 1998). Lisaks on sõõrsilmiku puhul on leitud, et ta eelistab elupaigana piirkondi, mis on madalamatel kõrgustel. Liblika munemispaike leiti peamiselt mõõduka kalde all olevatel küngastel, mis olid lõunakaare suunas ning sinna langes munade arengu ajal vähe päikesevalgust - 1.3-1.5 tundi päevas (Streitberger jt, 2012).

Metsalagendike tähtsust on täheldatud ka liikidel, kes eelistavad eluks varjulisemaid metsi nagu jalaka-kannustiib ja violett-siilaktiib (*Neozephyrus quercus*). Osad liigid nagu väikelumik (*Limenitis camilla*) ja rohetäpik (*Argynnis paphia*) sigivad suletud võrastikega metsade toidutaimedel, kuid kõik need liigid vajavad siiski avatud alasid metsakoosluses. Avatud piirkonnad on neile olulised nektari kogumiseks ja enda soojendamiseks (Clarke jt, 2011).

1.3 Metsatüüp

On teada, et Eestis on leht- ja segametsad päevaliblikate osas liigirikkamad kui okasmetsad, sest ühegi Eesti päevaliblikaliigi röövikud ei toitu okaspuudel ning ka alustaimestik on okasmetsades enamasti liigivaesem (Õunap ja Tartes, 2014). Lehtmetsad on kõige kõrgema metsaliblikate liigilise mitmekesisusega ka näiteks Suurbritannias (Clarke jt, 2011). Veel enam, van Halder jt (2008) näitasid oma töös, et väga suure metsapindalaga piirkond, ei tähenda otseselt suurt liigirikkust ja arvukust metsaliblikate poolest. Antud piirkonnas oli suur ala männimets või männimetsaistandus, kuid tüüpilisi metsaliblikaid leidis siiski peamiselt lehtmetsa fragmentides või männimetsadesse rajatud tuletõketes. Seega ei ole okasmetsad nii sobivad elupaigad metsaliblikatele kui lehtmetsad (Ebert ja Rennwald, 1991). Lehtmetsad pakuvad liblikatele röövikute toidutaimi näiteks laialeheliste puude näol (e.g. tamm *Quercus* ja violett-siilaktiib), mitmekesisemat rohurinnet nektaritaimede näol (e.g. kannike *Viola* ja rohetäpik) ning lehtmetsades on arvatavasti ka varieeruvam mikrokliima kui seda on näiteks männiistandustes (van Halder jt, 2008). Lisaks avatud piirkondadele lehtmetsades pakuvad varjulisemad alad sobivat elupaika mitmetele liikidele nagu rohetäpik ja väikelumik (Clarke jt, 2011; van Halder jt, 2011).

Taimestiku poolest erinevate metsatüüpide päevaliblikate liigilised koosseisud on mingil määral erinevad, aga esineb ka metsatüüpidevahelisi kattumisi (Clarke jt, 2011). Raiesmikke asustavate avamaastikuliblikate puhul on leitud, et metsa kasvukohatüübi niiskusrežiim seletab liblikatel liigilise koosseisu erinevusi erinevat tüüpi metsades (Viljur ja Teder, 2016). Autorid oletasid, et metsatüübi mõju vahendajaks oli siiski kasvukohatüübiti varieeruv taimestik. Metsa pinnase omaduste taimestiku poolt vahendatud mõju on näidatud ka metsaliblikate puhul - leiti, et liblikate liigiline koosseis ja

mitmekesisus olid tugevalt seotud alustaimestiku liigilise koosseisuga, mida omakorda mõjutab olulisel määral mulla niiskus (van Halder jt, 2008).

Kaldametsad (*riparian forests*) võivad olla olulisteks elupaikadeks metsaliblikatele piirkondades, kus maastik on inimõju tõttu palju muutunud. Van Halder jt (2015) leidsid, et metsaliblikaid esineb rohkem kaldametsades, kui fragmenteerunud lehtmetsades. Ehkki ka uuritud kaldametsad olid lehtmetsad, erines nende taimestik mingil määral teiste lehtmetsade taimestikust. Lisaks oli oluline erinevus metsade sidususes - teised lehtmetsad olid enam fragmenteerunud kui kaldametsad. Antud töös näidati, et isoleeritud lehtmetsafragmendid, mis on ümbritsetud istutatud okasmetsadest, ei suuda katta kõikide liblikate elutegevuse vajadusi. Näidati ka, et kaldametsad on tähtsad metsaliblikate kaitsel kliimasoojenemise kontekstis. Neist leiti rohkem madala temperatuuritaluvuse ja piiratud levialaga metsaliike, kui killustatud lehtmetsadest. Autorid järeldasid, et kaldametsi kaitses, saab kaitsta põhjapoolse areaaliga metsaliike nende levilate lõunaosades.

1.4 Alternatiivsed elupaigad metsaliblikatele

Kuna paljud metsaliigid on Euroopas ohustatud elupaikade kadumise tõttu, tuleks uurida ka neile sobivaid alternatiivseid elupaiku, et neid vajadusel kaitsta. Teatud tingimustel saaksid alternatiivsete elupaikadena toimida rohumaad ja viljapuuaiad (Joonis 1), mis on paljude loomarühmade osas leitud olevat ühed liigirikkaimad pool-looduslikud elupaigad Euroopas. Kõrge liigirikkus on tingitud madala intensiivsusega majandamisest (e.g. heinategu ja puuviljade koristamine), mis põhjustab mitmekesise taimestiku liigilise koosseisu ja struktuuri. Ernst, Tschardt ja Batáry (2017) viisid Saksamaal läbi uurimuse, kus nad uurisid, kuidas mõjutab selliste elupaikade liigirikkust nende majandamine või majandamata jätmine. Viljapuuaedasid iseloomustavad hõredalt paiknevad vanad kõrged viljapuud, mida ümbritseb liigirikas rohuline. Erinevalt intensiivselt majandatud puuviljaistandustest on viljapuuaedade puhul tegemist heterogeensetemate kooslustega (Myczko jt, 2013). Autorid leidsid, et viljapuuaedasid tuleks regulaarselt hooldada puude ja põõsaste harvendamisega, et elupaik oleks avatum ja seega esineks seal soojem mikrokliima. Lisaks peaks karjatamine või heinategu olema harv, et suureneks rööviku toidutaimede ja valmiku nektaritaimede arvukus. Nii püsib viljapuuaedades liblikate liigirikkus ja arvukus (Balmer ja Erhardt, 2018; Kesting jt, 2015) ning nad on sobivad

näiteks liikidele, keda seostatakse avatud aladega metsas või metsaäärtega [(e.g. rohusilmik (*Aphantopus hyperantus*)] (van Swaay jt, 2006). Rohumaadel leidsid autorid, et metsaliblikate arvukus kasvas nende niitmata jätmisega ning et see ei sõltunud maastikust, kus rohumaad asus. Selle põhjuseks on mikroelupaikade heterogeensuse kasv ja erinevas sukstsessioonistaadiumis olevate alade olemasolu (WallisDeVries jt, 2002). Järelikult, tundes metsaliblikate liigirikkust ja arvukust soodustavat viljapuuadade ja rohumaade majandamistüüpi, on võimalik tagada nende koosluste olulisus alternatiivsete elupaikadena.



Joonis 1. Õunapuuad (Emilian Robert Vicol, 2010)

Alternatiivse elupaigana saavad toimida ka hekid. Hekk on olemuselt pikk vöö, mis koosneb põõsastest ja üksikutest puudest ning ta eraldab ühte maa-ala teisest (Dowdeswell, 1987). Et pidada hekki liblikate elupaigaks, tuleb arvestada terve hekireaga ja seda vahetult ümbritseva maa-alaga (Joonis 2) (Dowdeswell, 1987; Lewis, 1969). Hekki saab elupaigana võrrelda metsaservaga. Hekkide mõju on uuritud Suurbritannias, kus nende olulisus kasvab, kuna sealsed päevaliblikate elupaigad - rohumaad ja madalmetsandatud metsad - katavad vaid väikese osa piirkonna pindalast ning hekke on leitud asustamas 64% kohalikest liblikaliikidest. Teades antud elupaigale sobivaid majandamisvõtteid saab tagada sealse liigirikkuse. Nii on näiteks leitud seos hekirea raiumise ja leek-kuldtiiva

(*Lycaena phlaeas*) arvukuse vähenemisega - liblika arvukus on vähenenud alates 1901. aastast 91% 35 km suurusel uurimisalal Põhja-Walesis hekirea vähenemise tõttu (Cowley jt, 1999). Hekid peaksid moodustama võrgustiku, et arvestada ilma ja päikesekiirguse suuna muutustega. Nende majandamine peaks arvestama hekke moodustavate põõstaste ja puude hooldamist, alustaimestiku hooldamist ja hekkide kõrval asuva maa-ala hooldamist. Dover ja Sparks (2000) leidsid, et 43% Suurbritannia liikidest tõenäoliselt sigivad hekkides, nende hulgas näiteks suur-kiirgliblikas (*Apatura iris*) ja varane kannikesetäpik (*Boloria euphrosyne*). Antud liikide röövikute toidutaimi leidub hekkide alustaimestikus, kuid kitsas hekk ei pruugi omada sobivaid mikrokliimaatilisi tingimusi (Sparks jt, 1994; Thomas ja Lewington, 1991). Siiski leidub hekkide alustaimestikus valmikutele nektaritaimi, seal leidub kohti enda soojendamiseks ning võimalik, et liblikad kasutavad hekke ka liikumiskoridoridena. Lisaks pakuvad hekid liblikatele tuulevarju. Liblikate arvukus sõltub geograafilisest asukohast ja elupaiga kvaliteedist, sest hekid on olemuselt erinevad: nad alluvad erinevatele keskkonna tingimustele, erinevale inimõjule (sh istutusviis ja taimede valik koosluses ning majandamisviis), nad on erineva vanusega ja nad on mõjutatud ka hekkide vahetult kõrval paiknevate alade kasutusviisist. Hekide kõrval paiknevate alade kasutus mõjutab liblikate arvukust hekkides suuresti. Nii on leitud, et hekkides, mis paiknevad rohumaade ja metsade kõrval, mida haritakse madala intensiivsusega, on suur liblikate arvukus ja liigirikkus (Rands ja Sotherton, 1986; Sparks ja Parish, 1995). Geograafiliselt väheneb liblikate arvukus liikudes põhja ja ida suunas (Dennis, 1992). Üheks metsaliigiks, kes hekki elupaigana kasutab, on näiteks kase-siilaktiib (*Thecla betulae*). Tegemist on liigiga, kelle arvukus on drastiliselt vähenenud põllumajanduse intensiivistumise ning sellega kaasneva erosiooni tõttu (Conrad jt, 2006; Swaay ja Warren, 1999). Merckx ja Berwaerts (2010) viisid läbi uurimuse kase-siilaktiiva kohta Põhja-Belgias, kus uuritavad hekid olid valitud intensiivselt haritud põldude ääres. Uurimuses selgus, et liblikas eelistab hekke, mis on osa ulatuslikust hekkide võrgustikus. Nagu metsade puhul, olid liblika arvukust määravateks faktoriteks nii röövikute toidutaimede esinemine kui ka elupaiga paiknemine maastikus. Nii esineb kase-siilaktiib hekkides, mis koosnevad laukapuust (*Prunus spinosa*), mis liblika röövikute toidutaimeks ning liblika arvukuse hindamisel munemispaijade järgi selgus, et kõige vähem munes kase-siilaktiib hekkide põhjasuunalisele küljele. Selle põhjenduseks on arvatavasti see, et sealsed mikrokliimaatilised tingimused on külmemad ning ei toeta röövikute kasvu. Ka eelistasid täiskasvanud liblikad lennata heki külgedel, kus oli soojem (Thomas, 1974). Liblikas eelistas enamasti hekke, mis olid lookleva äärega. Autorid põhjendasid seda samuti nii, et

sealsed mikroklimaatilised tingimused on sobivamad liblikale. Kase-siilaktiib on hea näide hekkide majandamise vajalikkusest, sest kuigi hekirea sobivust alternatiivse elupaigana on näidatud, on probleemne, et näiteks Suurbritannias vähenes nende pikkus aastatel 1984-1990 veerandi võrra ehk 120 000 km (Barr jt, 1991). Mõnede andmete järgi vähenes aastatel 1946-1974 nende pikkus lausa 230 000 km (Dowdeswell, 1987). Lisaks väheneb ka hekkide alustaimestiku mitmekesisus, kui hekkide kõrval paiknevaid põlde küntakse hekile liiga lähedalt ning ka hekkide kõrval paiknevatel põldudel kasutatavate herbitsiidide ja väetiste tõttu (Dover ja Sparks, 2000). Muutunud on ka hekkide hooldamisviis - kui varemalt hooldati hekke vahelduvate tsüklitena mitme aasta jooksul, siis nüüd toimub hooldus kord aastas mehaanilise trimmeriga. Trimmeriga hooldamine tõstab aga liblikate nagu kase-siilaktiibi (Thomas, 1974) suremust nii olulisel määral, et hekid võivad liikidele muutuda ökolõksudeks (Merckx ja Berwaerts, 2010).



Joonis 2. Ühendatud hekiread (Steve Daniels, 2009)

2. Maastiku tasemel faktorid

Erinevate liblikaliikide esinemist ja rohkust elupaigas ei mõjuta ainult elupaigasisesed omadused nagu rööviku toidutaimede olemasolu ja taimeestiku struktuur, vaid ka elupaiga paiknemine maastikus (Bergman jt, 2004; Mazerolle ja Villard, 1999; Stefanescu jt, 2004). Tuleb arvestada maastiku tasemel mõju avaldavate faktoritega nagu elupaiga suurus ja kuju ning millised on elupaika ümbritsevad maa-alad. Mitmed uurimused liblikaliikide ja maastiku faktorite kohta on uurinud koosluse suuruse ja eraldatuse mõju ning kasutanud nende seletamiseks saarte biogeograafia teooriat (McArthur ja Wilson, 1967) või metapopulatsioonide teooriat (Hanski, 1999). Mõlemad teooriad lähtuvad eeldusest, et liigile sobiv elupaik on ümbritsetud ebasobivast keskkonnast, moodustades maatriksi. Selline maatriks ei pruugi aga olla liigile täiesti ebasobiv. Mosaigi idee (*mosaic concept*) (Duelli, 1997; Wiens, 1995) kohaselt liikide arvukus hoopis kasvab, kui suureneb erinevate koosluste esinemine maatriksis, koosluste suurus, servaala pikkus ning looduslike ja poollooduslike alade osakaal (Duelli, 1997). Seda ideed toetab paljude liikide esinemine servaaladel ning see, et liblikad kasutavad ressursse erinevatest taimekooslustest (Dennis jt, 2006). Van Halder jt (2008) uurisid maastiku mõju liblikaliikide mitmekesisusele ja liigilisele koosseisule jälgides merimänniistanduste (*Pinus pinaster*) mõju, mis ümbritsesid kohalikke looduslikke kooslusi nagu männimetsad, lehtmetsad ja avatud alad. Antud männiistandustes oli intensiivne majandamine (Trichet jt, 1999) ning maastikus esinevad lehtmetsad paiknesid vaid jõgede kallastel või paiguti paari hektariliste laikudena. Avatud aladeks olid maastikus maisipõllud, männimetsade raiesmikud, tuletõkked ja elektriliinid. Tuletõketes oli liigiline mitmekesisus kõige kõrgem ning nii seal kui ka lehtmetsades esinesid liigid, mida ei leidu või leidub harva männimetsades. Kuigi männiistandustega ümbritsetud metsade maatriksi näol on tegemist metsa domineeritud maastikuga, siis metsaliblikaid leidis seal vähe ning enam esinesid lehtmetsades. Järelikult saab männiistanduste negatiivset mõju liblikate arvukusele vähendada, kui maatriksis esineb liblikatele sobivaid elupaigalaike nagu lehtmetsad.

Yamaura jt (2008) leidsid oma töös, et elupaigalaigud peaksid olema võimalikult suured ja võimalikult ringikujulised liikide parimaks säilimiseks. Nad lähtusid Diamond (1975) tööst, milles väideti, et kui elupaik on liiga piklik, püsivad liigid pigem elupaiga keskel, mistõttu kohalikud väljasuremised elupaiga kaugemates osades kasvavad. Lisaks suuremale liigirikkusele ja asustustihedusele (Eason, 1992; Eason ja Stamps, 1992)

väheneb ringikujulises elupaigas ka servaepekt (Ewers ja Didham, 2007; Laurance ja Yensen, 1991). Siiski võib ringikujuline elupaik omada negatiivset mõju populatsioonile seetõttu, et väheneb sisseränne, sest keerulise kujuga elupaik soodustab sisserännet (Haddad ja Baum, 1999; Pfenning jt, 2004). Kui sisseränne on põhjuseks, miks populatsioonis on suur liigirikkus, siis võib sel juhul olla ringikujuline elupaigalaik väiksema liigirikkusega. Varasemates uuringutes on leitud, et mitmete loomaliikide liigirikkus on tugevamalt mõjutatud elupaiga suurusel kui kujul (Bellamy jt, 1996; Blouin ja Connor, 1985). Ka Yamaura jt (2008) leidsid oma töös, et elupaiga suurus mõjutab positiivselt metsaliblikate liigirikkust ja veel enam, mõjutab liigirikkust palju rohkem kui elupaiga kuju. Ka looduskaitsealade puhul on täheldatud, et need peaksid olema nii suured kui võimalik (Diamond, 1975), sest suurtel aladel on kõrgem asustustihedus (Connor jt, 2000), liigirikkus (Blake ja Karr, 1987) ja väiksem väljasuremiste arv (Hanski, 1999). Nii aitavad suured alad säilitada kohalike koosluste püsivust (Hanski ja Ovaskainen, 2000). Yamaura jt (2008) uurimuses kasvas metsaliblikate liigirikkus elupaiga suurusel 50%. Siiski liblikaliigid, kes olid positiivselt mõjutatud elupaiga suurusel, olid ka positiivselt mõjutatud elupaiga ringikujulisusest. Ringikujuline elupaik suurendas metsaliblikate liigirikkust 27%. Kuue metsaliigi liigirikkus kasvas nii elupaiga suurusel kui ringse kuju tõttu. On täheldatud, et kui elupaiga pindala on suurem või elupaiga laike on rohkem, on kooslused mitmekesisemad ning neis elab rohkem erinevaid liike. Soga jt (2015) leidsid, et maastik, kus elupaigad on jagatud paljudeks väikesteks aladeks, on vähem sobivad metsaliblikatele kui elupaigad, mis on jagatud väheste suurte alade vahel ning metsaliblikate liigirikkus ja arvukus on positiivses seoses elupaiga suurusel, kuid negatiivselt mõjus elupaiga kuju keerulisus. Et hoida metsaliblikate liigitihedust, tuleks järelkult proovida tagada koosluste võimalikult suur ala ja ringikujulisus, sest metsaliblikatele ei sobi keeruka servaalaga elupaigad, kuna keerukas servaala jaotab elupaiga osadeks, mis vähendab liigitihedust elupaiga sees (Ewers ja Didham, 2007).

Van Halder jt (2015) ei leidnud elupaiga pindala ja eraldatuse mõju maastikus, kus elupaigalaike ümbritsevaks maatriksiks olid istutatud männimetsad. Elupaigalaikudeks olid lehtmetsafragmendid ning nende lokaalne kvaliteet seletas nii kõigi päevaliblikate kui ka metsaspetsialistide liigirikkust eraldi, samas kui maastiku tasemel faktorite olulist mõju ei ilmnenud. Tulemus oli mõnevõrra üllatav, sest päevaliblikate puhul on varasemalt näidatud elupaiga pindala ja sidususe olulist positiivset mõju liigirikkusele (Öckinger jt, 2010).

Üheks võimalikuks seletuseks võib pidada seda, et elupaigalaike ümbritsev maatriks, milleks oli istutatud männimets, tagas elupaigalaike piisava sidususe ja pakkus ka toiduressursse. Selle oletust toetavad ka varasemad uurimused, kus on leitud, et metsasem maastik on metsaliblikatele paremini läbitav kui intensiivselt majandatav põllumajandusmaastik (Chardon jt, 2003; Dover ja Settele, 2009) Sama kinnitas Maes jt (2014) uurimus, kus leiti, et tammemetsad, mis asuvad maatriksis koos okasmetsadega, olid liblikatele sobivamad, kui tammemetsad, mis asusid maatriksis koos põllumaadega. Ka Soga jt (2015) uurimusest saab järeldada, et elupaigalaike ümbritsev kooslus on oluline liblikate mõjutaja. Oma uurimuses näitasid nad elupaigalaike killustatuse negatiivset mõju liblikate arvukusele ja liigirikkusele. Metsaliblikate elupaigafragmendid olid killustatud linnastumise tõttu. Väikese pindalaga elupaikade fragmendid, mis ei ole omavahel ühendatud, mõjuvad metsaliblikatele negatiivselt, sest enamasti ei ületa nad ebasobivat ala maatriksis (e.g. Ries ja Debinski, 2001). Elupaikade killustatuse negatiivset mõju saab vähendada, kui elupaigad on omavahel ühendatud koridoridega moodustades elupaikade võrgustiku (Fischer ja Lindenmayer, 2007; Soga jt, 2015; Soga ja Koike, 2013).

Van Halder jt (2008) leidsid, et koosluste varieeruvust seletab ka servade rohkus (*edge density - the length of woodland edges within a landscape*). Näiteks kõrge servade rohkus mõjub positiivselt liikidele, kes kasutavad elupaigana istanduste äärealasid (Duelli, 1997). Servade rohkuse positiivne või negatiivne mõju ja sellega seotud elupaiga killustatus sõltub liigist ja maastiku tüübist, näiteks liigid, kes on seotud suurte sidusate metsamaastikega, on arvatavasti tundlikumad killustatusele.

Kuigi maastiku faktorid mõjutavad liblikakooslusi, selgus van Halder jt (2008) uurimuses, et maastiku faktorid üksi selgitavad koosluste erinevusi väga väikses ulatuses (6,7%), suurem osa maastiku efektist polnud eristatav väiksema skaalidest mõjudest ja elupaiga tüübi mõjust (maastiku efekti osakaal, mis polnud eristatav muudest mõjudest: 18%). Sellele võib olla mitu põhjendust. Olenevalt sellest, kuidas uurimus läbi viidi, võis elupaiga tüübi mõju varjata maastikust sõltuvaid faktoreid. Seda viga saab vähendada valides uurimuse tarbeks erinevates võrreldavates maastikes sarnast tüüpi elupaigad (Bergman jt, 2004).

3. Majandamine

Liblikate arvukuse langust on seostatud traditsiooniliste metsamajandusvõtete hülgamisega. Üheks selliseks traditsiooniliseks majandusvõtteks on madalmetsandus. Tänu madalmetsandusele on võimalik saavutada avatud võrastik metsas (Joonis 3), mis on liblikatele oluline (Bergman ja Kindvall, 2004; Konvicka ja Kuras, 1999; Van Swaay, 2002), sest nad vajavad avatud alasid enda soojendamiseks ning seal esineb ka mitmekesine alustaimestik (Dolek jt, 2013; Freese jt, 2006; Osbourne ja Redak, 2000). Koosluse liiga varjuliseks muutumise tõttu on mitmete metsaliikide arvukus Inglismaal langenud (Warren, 1993; Warren ja Key, 1991). Üheks liigiks, keda Inglismaal peetakse madalmetsandusest sõltuvaks, on näiteks varane kannikesetäpik, kes vajab oma elupaigas rööviku toidutaimede kannikese *Viola* esinemist päikeseküllastel aladel, et sinna muneda. Nektaritaimena vajab ta roomava akakapsa (*Ajuga reptans*) esinemist (Brereton jt, 1999), kuid kumbki taim ei saa koosluses esineda, kui kooslus muutub liiga varjuliseks, mis võib juhtuda peale madalmetsanduse hülgamist (Feber jt, 2001). On ka liike, kelle röövikud toituvad puhmastel ja puudel. Seega on majandamine, mis arvestab rohurinde mitmekesisuse säilitamisega, kus esinevad ka üksikud puhmad ja puud, kõige soodsam liblikate mitmekesisuse säilitamisele (van Halder jt, 2008). Ka seda saab saavutada madalmetsandusega.



Joonis 3. Madalmetsandusega majandatud mets (Evelyn Simak, 2009)

Madalmetsanduse puhul lõigatakse puud kändudeni, enamasti jäetakse mitu võrset, ja lastakse neil uuesti üles kasvada (Joonis 4). Seda korratakse tsüklitena. On täheldatud, et

tänu sellele kasvab puude elumus. Madalmetsanduse puhul on kogu metsaala jagatud kuni kolme hektari suurusteks osadeks ning erinevaid osi lõigatakse erineval ajal. Nii on metsas esindatud kogu aja erineva vanusega puud. Varemalt on kasutatud alustaimestiku harimiseks kariloomadega karjatamist. Inglismaal oli madalmetsandus tüüpiliseks metsamajandusvõtteks kuni 19. sajandini ning viimase 40 aasta jooksul on hakatud nägema ka selle looduskaitselisi võimalusi, sest ta tõstab alustaimestiku (Barkham, 1992) ning ka lindude mitmekesisust (Fuller, 1992). Inglismaal on isegi läbi viidud riiklikul tasemel madalmetsanduse programme, et taastada ohustatud liikide elupaikasad (Warren, 1996).



Joonis 4. Puutüvi peale lõikamist madalmetsandusega majandamisel (Clive Perrin, 2008)

Avatud alasid metsas võivad aidata säilitada ka metsikud ungulaadid (*Ungulata*) (Benes jt, 2006). Samas võib ungulaatide tegevus röövikute toidutaimede kasvu pärssida ja õiterohkust vähendada (Benes jt, 2006; Pollard ja Cooke, 1994). Seda, et arvukad herbivooridest ulukid, nt metskitsed (*Capreolus capreolus*) puuvõrsete kasvu pärssivad, on nimetatud ühe põhjusena, mis takistab madalmetsanduspraktika säilimist (Feber jt, 2001). Ka Inglismaal läbi viidud madalmetsandusprogrammi raames uuriti hirvede mõju metsa uuenemisele. Kaks aastat peale metsa lõikamist hinnati piirkondades alustaimestiku muutust ja liblike arvukust (Clarke, 1999). Alad, kus esinesid hirved tarastati. Leiti, et tarastatud aladel oli võrsete pikaajaline elumus parem, kuid kasv väga järsk. On metsaliblikaid, kellele sobib sigimiseks kõige paremini paariaastane mets. Selliste liikide esinemisel koosluses oleks tarbekas lubada hirvi piiratud aja jooksul lõigatud metsa, et vähendada võrsete järsku kasvu (Clarke, 1999), mis võib sellistele liikidele negatiivselt mõjuda. Taoliselt on võimalik saavutada suurem taimestiku mitmekesisus.

Inimtekkeliste avatud kooslustena on leitud toimivat ka lageraielangid. Kuigi lageraielangid erinevad suuresti looduslike häiringute tulemusena tekkinud avakooslustest (näiteks metsatulekahju tagajärjel), pole põhjust arvata, et lageraie osutub metsaliblikatele kindlasti kahjulikuks. Viljur ja Teder (2016) leidsid, et lageraie tulemusena tekkinud raiesmikel oli liblikate liigirikkus väga kõrge. Uuritud 35-l raiesmikul olid peaaegu kõik kohalikud metsaliigid esindatud - täheldati 93% kohalikest metsaliblikatest. Metsaliike oli ühel lageraie alal keskmiselt 6.4 ning seda 11st maksimumist. Sellegipoolest ei saa ka väita, et lageraie on metsaliblikate seisukohast sobivaim majandamismeetod, kuna raiete intensiivsuse mõju metsaliblikatele otseselt uuritud ei ole. Viljur ja Teder (2016) uuritud raiesmikud olid suhteliselt väiksed (1-3 ha), võimalik, et suuremate langid on metsaliblikatele siiski ebasoodsad. Samuti tekivad suuremate lankidega majandamise korral suuremad alad, kus puude vanus on ühetaoline. Suuremate raiesmike looduslik uuenemine on raskendatud ja see soosib metsade istutamist. Raiesmike kasulikkusele viitab ka Soomes läbi viidud uurimus. Kuussaari jt (2007) võrdlesid oma uurimistöös poollooduslikke rohumaid, põlluääri ja metsääri eelistavate liblikaliikide käekäiku põllumajandusmaastikus. Kuna uurimuse fookuses oli põllumajandusmaastik olid metsääri eelistavate klassifitseeritud kõik metsaliigid - uuritud maastikus leidis neid peamiselt vaid metsaservades. Nad leidsid, et poollooduslikke rohumaid asustavate liikide arvukus on vähenenud 60%, kuid muude avakoosluste liikide ja liikide, keda seostatakse metsäärtega, arvukus on tõusnud. Metsäärtega seotud liikide arvukuse tõusu seletasid autorid viimase 50 aasta jooksul toimunud maakasutuse muutustega - vähenenud on poollooduslike rohumaade pindala ning kasvanud on metsäärte ja raiesmike pindala. Selle põhjuseks on alates 1950ndates kasutusele võetud uued metsandusvõtted (Punntila jt, 2005), mis toodavad pidevalt juurde uusi raiesmikke ning seetõttu on olnud ka suur tõus avatud metsäärte, raiesmike ja metsateede arvukuses. Tänu sellele on leidub metsääri eelistavatele liblikatele rohkem sobiva mikrokliimaga elupaiku. Erinevalt Kesk- ja Lääne-Euroopa põllumajanduspiirkondadest on boreaalsetes piirkondades avatud metsääred ja põllud mosaiikselt põimitud (Virkkala jt, 2004). Nii on metsäärtega seostatud liigid, kes esinevad tavaliselt metsamaastikus, vähem mõjutatud põllumajandusvõtetest (Kuussaari jt, 2007). Samuti on Soomes kasvanud metsateede pindala üle 20 korra (Punntila jt, 2005), mis pakuvad metsäärtega seostatud liblikaliikidele suurt ja tihedat liikumiskoridoride võrgustikku, mis ühendavad erinevaid elupaiku.

Kuna istanduste pindala on ülemaailmselt kasvamas, näiteks Euroopas kasvas perioodil 1990-2005 puuistanduste pindala 8.6 miljonilt hektarilt 10.5 miljoni hektarini (FAO, 2007), on uuritud ka nende mõju metsaliblikatele (van Halder jt, 2008). Kuna istutatud metsad on looduslikult uuenevate metsadega võrreldes puude vanuse osas homogeensemad, pakuvad nad liblikatele sobivat elupaika vaid teatud ajahetkedel - erinevatel kasvuperioodidel saavad seal elada erinevad liigid. Kasvu alguses võivad istandused olla sobilikud varaseid suktsessioonistaadiume eelistavatele liikidele nagu näiteks väike-täpikpunnepea (*Pyrgus malvae*) ja varane kannikesetäpik, kellele leidub näiteks Suurbritannias elupaiku peamiselt vaid metsamaastikus. Hilisemas kasvujärgus muutub keskkond taolistele liikidele aga liiga varjuliseks ja istandus võib olla sobilik varjulist keskkonda paremini taluvatele liikidele nagu näiteks väikelumik. Vähem varjulist elupaika eelistavatele liikidele on sellises kasvujärgus istandustes ainukesteks sobivateks elupaikadeks istanduste äärealad, metsarajad ja muud avatud piirkonnad (Clarke jt, 2011). Van Halder jt (2008) näitasid oma uurimuses, et männiistandusse rajatud puuvabades tuletõketes oli päevaliblikate liigirikkus oluliselt kõrgem kui istanduses endas. Tuletõketes on liigirikkus arvatavasti suurem tänu mitmekesisemale rohurindele, mis pakub palju erinevaid nektaritaimi ja toidutaimi röövikutele. Tuletõkkeid majandati niitmiseiga iga kaheksa aasta tagant. Osaliselt tänu sellele kasvas liblikate mitmekesisus. Tuletõkete ja ka teiste istanduse avatud elementide (nt sihid) taimestiku mitmekesisust saab tõsta majandamise täiendamisega - kasutada erinevate niitmise intensiivustega süsteemi (Ferris ja Carter, 2000). Selliselt meenutab tuletõke rohkem looduslikku metsaserva ning alustaimestiku struktuur ja mitmekesisus kasvab. Sellegipoolest van Halder jt (2008) uurimiselal leidis metsaspetsialiste vähe nii tuletõketes kui männiistanduses võrreldes lehtmetsadega, mis olid metsaliblikatele peamiseks elupaikadeks. Kindlasti sõltub istutatud metsa väärtus elupaigana sellest, mis liiki puid kultiveeritakse. Juhul kui kohalikke puuliike eelistatakse võõrliikidele, võib toidutaimede kättesaadavus puudel toituvate liblikate jaoks suurened (Clarke jt, 2011). Ka juhul kui istandused on elupaigana sobimatud, võivad nad toimida levimiskoridoridena (van Halder jt, 2015).

Pinnase kuivendamine on küll olulisimaks ohuks märgaladega seotud liikidele, kuid on hinnatud madala kuni keskmise ohu allikaks ka metsaliblikate jaoks (van Swaay jt, 2006). Van Halder jt (2008) läbiviidud uurimuses Edela-Prantsusmaal täheldati, et erinevused alustaimestiku struktuuris, mis mõjutasid liblikate liigilist koosseisu, olid kõige tugevamalt seotud mullaniiskuse varieeruvusega. Seega tuleks metsamajandamisel arvestada

mullaniiskuse gradiendi säilitamisega, et säiliks liblikaliikide mitmekesisus oleks vajalik erineva niiskustasemega muldade olemasolu.

Metsaliblikaid, nt sõõrsilmikut, võib ohustada ka pinnase eutrofeerumine (Konvicka jt, 2008). Eutrofeerumise üheks põhjuseks on atmosfääri lämmastiku ladestumine, mille mõju liikide väljasuremisele tööstusriikides on näidanud mitmed uurimused (Bobbink jt, 1998; Maskell jt, 2010). Eutrofeerumist võivad aga mõjutada ka metsamajanduspraktikad, näiteks biomassi metsast eemaldamisega saab lämmastiku kogunemist vähendada (Konvicka jt, 2008). Liblikate jaoks optimaalsele metsamajandamisele lisab keerukust asjaolu, et võrastiku avatuse suurendamise tõttu muutunud valgustingimused ja maha jäänud raiejäätmed võivad eutrofeerumist kiirendada (Whigham, 2011). Seega tuleks näiteks sõõrsilmikule soodsate elupaikade kujundamisel ka biomassi eemaldamisele tähelepanu pöörata (Konvicka jt, 2008). Metsaliblikatele on lämmastiku hulga suurenemise mõju kaudne. Suurenenud vaba lämmastiku hulga tõttu hakkavad metsade rohurindes domineerima üksikud kõrge vastupanuvõimega taimed paljude madala konkurentsivõimega taimede arvelt (Gilliam, 2006). Seeläbi toimub metsa alustaimestiku homogeniseerumine. Eutrofeerumise tõttu võivad toidutaimed asenduda taimedega, mida röövik toiduks ei tarvita (Konvicka jt, 2008). Kuna liblikad sõltuvad kindlate toidutaimede esinemisest koosluses (Munguira jt, 2009) ja metapopulatsiooni struktuur on sõltuv mitmete sobivate elupaikade võrgustikust (Anthes jt, 2003; Thomas jt, 2001), ületab nende arvukuse langus suuresti teiste loomagruppide või soontaimede arvukuse langust (Thomas, 2005; Thomas jt, 2004).

Metsamajandamine on oluline, sest sellest sõltub liikide püsijäämine kooslustes, eriti ohustatud liikide. Näiteks on Euroopas ohustatud tamme-kannustiivale leidub Belgias arvatavalt 875 hektarit sobivat elupaika, kuid kuna enamuse sellest ei ole hooldatud, on ainult 212 hektarit sellest tegelikult tamme-kannustiiva poolt asustatav. Kuna liik sõltub nii väikeste kui suurte tammede esinemisest elupaigas, tuleks metsa hooldada nii, et esindatud oleksid erineva vanusega puud. Nii on elupaik mitmekesine ja esineb ka avatud alasid metsa siseselt (Blakesley ja Buckley, 2010), mida saab saavutada näiteks vähese metsasisese karjatamisega (Fichefet jt, 2011).

4. Kliima

Elurikkuse vähenemist ohustavad maakasutuse muutused, kuid lisaks on hiljuti hakanud seda ohustama ka kliimamuutused. Kuigi olles uus nähtus, on kliimamuutuste mõjud juba nähtavad ja mitmesugused (Parmesan, 2006; Parmesan jt, 1999; Walther jt, 2002), olles peamiselt dokumenteeritud erinevate loomaliikide, sh päevaliblike levilanihete näol. Paljudel liikidel on täheldatud levila liikumist pooluste suunas ja kõrgusgradiendil ülesmäge (Hickling jt, 2006; Hill jt, 1999; Parmesan jt, 1999). Enamus taanduva levilaga liike, on põhjapoolse levilaga ja mäestike liigid, sest nende elupaigad madalamatel kõrgustel, ei ole neile enam eluks sobivate tingimustega ning seega on vähenenud neile eluks sobivate elupaikade hulk (Franco jt, 2006; Wilson jt, 2005).

Streitberger jt (2012) leidsid, et sõõrsilmiku väljasuremise tõenäosus korreleerub negatiivselt temperatuuriga - sõõrsilmiku väljasuremise oht on suurim piirkondades, kus jaanuari keskmine temperatuur on kõrge. Saksamaal on sõõrsilmiku populatsioonid juba välja surnud piirkondades, kus on pehme kliima ja säilinud ainult piirkondades, kus on külmad talved. Siiski ei seletanud Streitberger jt (2012) uurimuses rakendatud talviseid temperatuure sisaldav mudel täielikult liblike väljasuremise tagamaid. Seetõttu järeldasid autorid, et pigem on piirkondlike väljasuremiste põhjuseks madalmetsandusvõtete hülgamine, kui kliima muutus. Kliima mõju metsaliblikele tuleks edasiselt täpsemalt uurida.

Kokkuvõte

Mitmed üleeuroopalised uurimistööd rõhutavad metsade kaitse olulisust, et kaitsa metsaliblikaid. Kuigi metsad on Kesk-Euroopas üheks domineerivaks elupaigatüübiks, on liigirikkus nendes vähenemas. Liigirikkuse vähenemine on arvatavasti seotud sellega, et metsa kasutus inimeste poolt on suuresti muutunud. Kui varemalt oli mets paik, kus kariloomi karjatada ja levinum oli madalmetsandus, siis tänapäeva Kesk-Euroopa metsad toimivad peamiselt istandustena puidu tootmiseks. Varem olid metsad heterogeensed ja avatud ning pakkusid seeläbi mitmekesisemat elupaika kui tänapäeval.

Ootuspäraselt selgus, et metsaliblikate arvukust ja liigilist koosseisu koosluses mõjutab rõõviku toidutaimede esinemine taimestikust teiste faktorite kõrval nagu mikrokliima, taimestiku struktuur ja avatud alade esinemine metsas ning metsa vanus. Metsaliblikatele sobivate avatud aladena saavad toimida näiteks raiesmikud, noored istandused ja noorendikud, metsaservad ja -rajad. Metsatüübina eelistavad metsaliblikad selgelt lehtmetsi okasmetsadele. Alternatiivsete elupaikadena saavad toimida kinni kasvavad rohumaad ja viljapuuaiad ning hekiread. Vähem uuritud keskkonnafaktoritest võib metsaliblikaid ohustada pinnase eutrofeerumine, mistõttu hakkavad metsade rohurindes domineerima üksikud kõrge vastupanuvõimega taimed ja toimub metsa alustaimestiku homogeniseerumine.

Lisaks eespool nimetatud elupaigasisestele tingimustele on metsaliblikate liigilise koosseisu ja arvukuse seletamisel olulised elupaigalaigu kuju ja suurus ning elupaigalaikude paiknemine maatriksis. Nii on näiteks leitud, et metsaliblikatele on sobivaim, kui nende elupaigalaigud on võimalikult suured ja ringikujulised. Samuti on olulised maatriksi omadused - on näidatud, et mida metsasem on maastik, seda paremini läbitav on see metsaliblikatele. Seda isegi juhul, kui maastikus domineeriv metsatüüp pole liblikatele elupaigaks sobiv. Niimoodi on elupaigalaigud piisavalt sidusad ning liblikatele leidub täiendavaid toiduresse. Elupaikade sidususe tagamine on oluline ka kliimamuutuste kontekstis.

Paljudes uurimustes toodi metsaliblikatele sobivaima majandamismeetodina välja madalmetsandust. Madalmetsandus on liblikatele sobiv seetõttu, et nii on võimalik saavutada avatud võrastik metsas ning seeläbi on metsas sobiv alustaimestik ja

mikrokliima. Madalmetsanduse kõrval saab avatumat metsakooslust saavutada ka näiteks lageraielankidega. Siiski vajab raiesmike mõju metsaliblikatele edasist uurimist, kuna raiete intensiivsuse mõju liblikatele otseselt uuritud ei ole.

The environmental factors that influence the habitat use of forest butterflies

Epp Valdaru

Summary

Many European-wide research papers emphasize the importance of environmental protection of forests for the conservation of forest butterflies. Although forests are a dominant habitat for many species in Central Europe, the species richness of forest is declining. This loss of species richness is possibly due to the major changes in forest use by humans. While in the past forests used to function as a place for grazing and coppice was widely common - nowadays the forests in Central Europe function mostly as plantations. Forests used to be more heterogeneous and open and thus provided a more versatile habitat.

As expected, the presence of hostplants was an important factor in explaining the abundance and species richness of forest butterflies besides other factors such as microclimate, vegetation structure, the presence of open areas within forests and forest age. Forest openings supporting forest butterflies can be clear-cuts, young plantations and young stands, forest edges and rides. Butterflies have a strong preference of deciduous forests over coniferous forests. Grasslands, orchard meadows and hedgerows can function as alternative habitats for forest butterflies. From amongst less studied environmental factors, eutrophication can be a threat for forest butterflies, as it results in the domination of few highly resistant plants and the homogenisation of undergrowth.

In addition to environmental conditions within a habitat patch, factors such as the shape, size and the arrangement of habitat patches within a matrix are also important in explaining the species composition and abundance of forest butterflies. For example, it has been found that it is most favourable if their habitat patches are as big and circular as possible. The nature of the matrix surrounding the habitat patch is also important – more forested matrix is more permeable for forest butterflies. This can be so even if the forest forming the matrix is unsuitable as habitat. Such matrix can provide connectivity of habitat patches and

extra food resources for butterflies. Sufficient habitat connectivity is also important in the context of climate change.

Several studies highlighted coppicing as a suitable form of forest management for forest butterflies. Coppicing is favourable for butterflies, because of creating an open canopy and therefore a suitable undergrowth and microclimate. Clearcutting may also create open elements into forest stands for forest butterflies, but the effect of clearcutting intensity on forest butterflies requires further studies.

Tänuavaldused

Soovin tänada südamest oma juhendajat Mari-Liis Viljurit, kelle suunamine ja kriitiline meel aitas töö valmimisele suuresti kaasa. Tänan ka oma pere toetuse eest.

Kasutatud kirjandus

Kirjanduse loend ja viitamine järgib rahvusvahelise ajakirja Forest Ecology and Management nõudeid viitamisele.

1. Anthes, N., Fartmann, T., Hermann, G., Kaule, G., 2003. Combining larval habitat quality and metapopulation structure – the key for successful management of pre-Alpine *Euphydryas aurinia* colonies. *J. Insect Conserv.* 7, 175–185.
2. Balmer, O., Erhardt, A., 2018. Consequences of Succession on Extensively Grazed Grasslands for Central European Butterfly Communities : Rethinking Conservation Practices. *Conserv. Biol.* 14, 746-757.
3. Barkham, J.P., 1992. The effects of coppicing and neglect on the performance of the perennial ground flora, in: *The Ecological Effects of Coppicing*. Chapman & Hall, London.
4. Barkman, J., Stoutjesdijk, P., 1992. Microclimate, vegetation and fauna. Opulus Press, Uppsala. Kaudne viide
5. Barr, C., Howard, D., Bunce, R., Gillespie, M., Hallam, C., 1991. Changes in Hedgerows in Britain between 1984 and 1990. Wallingford. Kaudne viide
6. BayFORKLIM, 1996. Klimaatlas von Bayern. Hanns Lindner Verlag, München. Kaudne viide
7. Bellamy, P.E., Hinsley, S.A., Newton, I., 1996. Factors influencing bird species numbers in small woods in south-east England. *J. Appl. Ecol.* 33, 249–262. Kaudne viide
8. Benes, J., Cizek, O., Dovala, J., Konvicka, M., 2006. Intensive game keeping, coppicing and butterflies: The story of Milovicky Wood, Czech Republic. *For. Ecol. Manage.* 237, 353–365. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.09.058>
9. Beneš, J., Konvicka, M., Dvorak, J., Fric, Z., Havelda, Z., Pavlicko, A., 2002. Butterflies of the Czech Republic: Distribution and Conservation I, II. SUM, Praha. Kaudne viide
10. Bergman, K.-O., Landin, J., 2001. Distribution of occupied and vacant sites and migration of *Lopinga achine* (Nymphalidae: Satyrinae) in a fragmented landscape. *Biol. Conserv.* 102, 183–190.

11. Bergman, K., 2001. Population dynamics and the importance of habitat management for conservation of the butterfly. *J. Appl. Ecol.* 38, 1303–1313.
12. Bergman, K., 2000. Oviposition , host plant choice and survival of a grass feeding butterfly , the Woodland Brown (*Lopinga achine*) (Nymphalidae : Satyrinae). *Survival (Lond)*. 35, 9–21.
13. Bergman, K.O., Askling, J., Ekberg, O., Ignell, H., Wahlman, H., Milberg, P., 2004. Landscape effects on butterfly assemblages in an agricultural region. *Ecography (Cop.)*. 27, 619–628.
14. Bergman, K.O., Kindvall, O., 2004. Population viability analysis of the butterfly *Lopinga achine* in a changing landscape in Sweden. *Ecography (Cop.)*. 27, 49–58.
15. Blake, J.G., Karr, J.R., 1987. Breeding birds of isolated woodlands: area and habitat relationships. *Ecology* 68, 1724–1734.
16. Blakesley, D., Buckley, G.P., 2010. *Managing your woodland for wildlife*. Pisces Publications, Newbury.
17. Blouin, M.S., Connor, E.F., 1985. Is there a best shape for nature reserves? *Biol. Conserv.* 32, 277–288.
18. Bobbink, R., Hornung, M., Roelofs, J.G.M., 1998. The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *J. Ecol.* 86, 717–738.
19. Brereton, T.M., Roberts, E., Warren, M.S., 1999. Action for the Pearl-bordered Fritillary. *Butterfly Conserv. Kaudne viide*
20. Chardon, J., Adriaensen, F., Matthysen, E., 2003. Incorporating landscape elements into a connectivity measure: a case study for the Speckled wood butterfly (*Pararge aegeria* L.). *Landscape Ecol.* 18, 561–573.
21. Clarke, S., Green, D.G., Bourn, N.A., Hoare, D.J., 2011. *Woodland Management for butterflies and moths: a best practice guide*. Butterfly Conservation, Wareham.
22. Clarke, S.A., 1999. Coppice for Butterflies Challenge Grant Scheme: Butterfly Monitoring Programme. Dorset. *Kaudne viiide*
23. Connor, E.F., Courtney, A.C., Yoder, J.M., 2000. Individuals-area relationships: the relationship between animal population density and area. *Ecology* 81, 734–748.
24. Conrad, K., Warren, M., Fox, R., Parsons, M., Woiwod, I., 2006. Rapid declines of common, widespread British moths provide evidence of an insect biodiversity crisis. *Biol. Conserv.* 132, 279–291. *Kaudne viide*
25. Cowley, M.J.R., Thomas, C.D., Thomas, J.A., Warren, M.S., 1999. Flight areas of

- British butterflies: assessing species status and decline. *Proc. R. Soc. London* 266, 1587–1592.
26. Dennis, R.L.H., 1992. *The Ecology of Butterflies in Britain*. Oxford Science Publications, Oxford. Kaudne viide
 27. Dennis, R.L.H., Shreeve, T.G., Van Dyck, H., 2006. Habitats and resources: the need for a resource-based definition to conserve butterflies. *Biodivers. Conserv.* 15, 1943–1966.
 28. Dennis, R.L.H., Shreeve, T.G., Van Dyck, H., 2003. Towards a Functional Resource-Based Concept for Habitat : A Butterfly Biology Viewpoint. *Oikos* 102, 417–426.
 29. Diamond, J.M., 1975. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biol. Conserv.* 7, 129–146. Kaudne viide
 30. Dolek, M., Freese-Hager, A., Geyer, A., Balletto, E., Bonelli, S., 2013. Multiple oviposition and larval feeding strategies in *Euphydryas maturna* (Linné, 1758) (Nymphalidae) at two disjoint European sites. *J. Insect Conserv.* 17, 357–366.
 31. Dover, J., Settele, J., 2009. The influences of landscape structure on butterfly distribution and movement: a review. *J. Insect Conserv.* 13, 3–27.
 32. Dover, J., Sparks, T., 2000. A review of the ecology of butterflies in British hedgerows. *J. Environ. Manage.* 60, 51–63. <https://doi.org/10.1006/jema.2000.0361>
 33. Dowdeswell, W.H., 1987. *Hedgerows and Verges*. Allen and Unwin, London. Kaudne viide
 34. Duelli, P., 1997. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: an approach at two different scales. *Agric. Ecosyst. Environ.* 62, 81–91. Kaudne viide
 35. Eason, P., 1992. Optimization of territory shape in heterogeneous habitats: a field study of the red-capped cardinal (*Paroaria gularis*). *J. Anim. Ecol.* 61, 411–424.
 36. Eason, P.K., Stamps, J.A., 1992. The effect of visibility on territory size and shape. *Behav. Ecol.* 2, 166–172.
 37. Ebert, G., Rennwald, E., 1991. *Die Schmetterlinge Baden-Württembergs. Band I: Tagfalter I*. Eugen Ulmer GmbH & Co, Stuttgart. Kaudne viide
 38. Eliasson, C., 1991. Occurrence and biology of *Euphydryas maturna* (Lepidoptera, Nymphalidae) in central Sweden. *Nor. Entomol. Tidsskr.* 112, 113–124.
 39. Erhardt, A., Thomas, J., 1991. Lepidoptera as Indicators of Change in the Semi-natural Grasslands of Lowland and Upland Europe, in: *The Conservation of Insects and Their Habitats*. Elsevier Inc, New York, pp. 213–236. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-181370-3.50015-4> Kaudne viide

40. Ernst, L.M., Tscharntke, T., Batáry, P., 2017. Grassland management in agricultural vs. forested landscapes drives butterfly and bird diversity. *Biol. Conserv.* 216, 51–59. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.09.027>
41. Ewers, R.M., Didham, R.K., 2007. The effect of fragment shape and species' sensitivity to habitat edges on animal population size. *Conserv. Biol.* 21, 926–936.
42. FAO, 2007. State of the World's Forests 2007. Rooma. Kaudne viide
43. Fartmann, T., 2006. Oviposition preferences, adjacency of old woodland and isolation explain the distribution of the Duke of Burgundy butterfly (*Hamearis lucina*) in calcareous grasslands in central Germany. *Ann. Zool. Fennici* 43, 335–347. Kaudne viide
44. Feber, R.E., Brereton, T.M., Warren, M.S., Oates, M., 2001. The impacts of deer on woodland butterflies: The good, the bad and the complex. *Forestry* 74, 271–276. <https://doi.org/10.1093/forestry/74.3.271>
45. Ferris, R., Carter, C., 2000. Managing rides, roadsides and edge habitats in lowland forests. *Comm Bull* 123, 1–78.
46. Fichet, V., 2011. Milieux ouverts forestiers, lisières et biodiversité. *Faune - Flore - Habitats* n7. Service Public de Wallonie. Gembloux. Kaudne viide
47. Fischer, J., Lindenmayer, D.B., 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 16, 265–280.
48. Franco, A.M.A., Hill, J.K., Kitschke, C., Collingham, Y.C., Roy, D.B., Fox, R., Huntley, B., Thomas, C.D., 2006. Impacts of climate warming and habitat loss on extinctions at species' low-latitude boundaries. *Glob. Chang. Biol.* 12, 1545–1553.
49. Freese, A., Benes, J., Bolz, R., Cizek, O., Dolek, M., Geyer, A., Gros, P., Konvicka, M., Liegl, A., Stettmer, C., 2006. Habitat use of the endangered butterfly *Euphydryas maturna* and forestry in Central Europe. *Anim. Conserv.* 9, 388–397. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2006.00045.x>
50. Fuller, R.J., 1992. Effects of coppice management on woodland breeding birds, in: *The Ecological Effects of Coppicing*. Chapman & Hall, London. Kaudne viide
51. Gilliam, F.S., 2006. Response of the herbaceous layer of forest ecosystems to excess nitrogen deposition. *J. Ecol.* 94, 1176–1191.
52. Haddad, N.M., Baum, K.A., 1999. An experimental test of corridor effects on butterfly densities. *Ecol. Appl.* 9, 623–633.
53. Hanski, I., 1999. *Metapopulation Ecology*, Oxford Series in Ecology and Evolution. Oxford University Press, Oxford. Kaudne viide

54. Hanski, I., Ovaskainen, O., 2000. The metapopulation capacity of a fragmented landscape. *Nature* 404, 755–758.
55. Hickling, R., Roy, D.B., Hill, J.K., Fox, R., Thomas, C.D., 2006. The distributions of a wide range of taxonomic groups are expanding polewards. *Glob. Chang. Biol.* 12, 450–455.
56. Hill, J.K., Thomas, C.D., Huntley, B., 1999. Climate and habitat availability determine 20th century changes in a butterfly's range margin. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 266, 1197–1206.
57. Kesting, S., Isselstein, J., Petersen-Schlapkohl, U.K., 2015. Humped-back shaped response of plant species richness to increasing shrub encroachment in calcareous grasslands. *Community Ecol.* 16, 189–195. <https://doi.org/10.1556/168.2015.16.2.6>
Kaudne viide
58. Konvicka, M., Cizek, O., Filipova, Z., Fric, Z., Benes, J., Krupka, M., 2005. For whom the bells toll: demography of the last population of the butterfly *Euphydryas maturna* in the Czech Republic. *Biologia (Bratisl)*. 60, 551–557.
59. Konvicka, M., Kuras, T., 1999. Population structure and the selection of oviposition sites of the endangered butterfly *Parnassius mnemosyne* (Lepidoptera: Papilionoidea) in the Litovelske Pomoravi, Czech Republic. *J. Insect Conserv.* 3, 211–223.
60. Konvicka, M., Novak, J., Benes, J., Fric, Z., Bradley, J., Keil, P., Hrccek, J., Chobot, K., Marhoul, P., 2008. The last population of the Woodland Brown butterfly (*Lopinga achine*) in the Czech Republic: Habitat use, demography and site management. *J. Insect Conserv.* 12, 549–560. <https://doi.org/10.1007/s10841-007-9087-4>
61. Koschuh, A., Fauster, R., 2005. Der Braune Eichen-Zipfelfalters *Satyrrium ilicis* (ESPER, 1779) (Lepidoptera: Lycaenidae) in der Steiermark (Österreich). *Beiträge zur Entomofaunistik* 6, 65–86. Kaudne viide
62. Koschuh, A., Savas, V., 2004. Eifunde vom Braunen Eichenzipfelfalter *Satyrrium ilicis* (ESPER, 1779) im Raum Graz (Steiermark, Österreich) (Lepidoptera: Lycaenidae). *Nachrichten des Entomol. Vereins Apollo, Neue Folge* 25, 155–158. Kaudne viide
63. Kudrna, O., 2002. The distribution atlas of European butterflies. *Oedippus* 20, 1–342. Kaudne viide
64. Kühnert, H., 1967. Der Eichen-Hainbuchenwald und seine Tagfalter. *Dtsch. Entomol. Zeitschrift* 77, 217–230. Kaudne viide
65. Kuussaari, M., Heliölä, J., Pöyry, J., Saarinen, K., 2007. Contrasting trends of butterfly species preferring semi-natural grasslands, field margins and forest edges in northern

- Europe. *J. Insect Conserv.* 11, 351–366. <https://doi.org/10.1007/s10841-006-9052-7>
66. Laurance, W.F., Yensen, E., 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. *Biol. Conserv.* 55, 77–92.
67. Lewis, T., 1969. The distribution of insects near a low hedgerow. *J. Appl. Ecol.* 6, 443–452. Kaudne viide
68. Lindman, L., Remm, J., Meister, H., Tammaru, T., 2018. Host plant and habitat preference of the endangered *Euphydryas maturna* (Lepidoptera: Nymphalidae): evidence from northern Europe. *Ecol. Entomol.* 43, 102–113. <https://doi.org/10.1111/een.12474>
69. Löffler, F., Stuhldreher, G., Fartmann, T., 2013. How much care does a shrub-feeding hairstreak butterfly, *Satyrrium spini* (Lepidoptera: Lycaenidae), need in calcareous grasslands? *Eur. J. Entomol.* 110, 145–152. Kaudne viide
70. Maes, D., Jacobs, I., Segers, N., Vanreusel, W., Van Daele, T., Laurijssens, G., Van Dyck, H., 2014. A resource-based conservation approach for an endangered ecotone species: the Ilex Hairstreak (*Satyrrium ilicis*) in Flanders (north Belgium). *J. Insect Conserv.* 18, 939–950. <https://doi.org/10.1007/s10841-014-9702-0>
71. Maskell, L.C., Smart, S.M., Bullock, J.M., Thompson, K., Stevens, C.J., 2010. Nitrogen deposition causes widespread loss of species richness in British habitats. *Glob. Chang. Biol.* 16, 671–679.
72. Mazerolle, M.J., Villard, M.A., 1999. Patch characteristics and landscape context as predictors of species presence and abundance: A review. *Ecoscience* 6, 117–124.
73. McArthur, R., Wilson, E., 1967. *The Theory of Island Biogeography*, First. ed. Princeton University Press, Princeton. Kaudne viide
74. Merckx, T., Berwaerts, K., 2010. What type of hedgerows do brown hairstreak (*Thecla betulae* L.) butterflies prefer? Implications for European agricultural landscape conservation. *Insect Conserv. Divers.* 3, 194–204. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2010.00088.x>
75. Munguira, M., García-Barros, E., Cano, J.M., 2009. *Butterfly herbivory and larval ecology, Ecology of Butterflies in Europe*. Cambridge University Press, Cambridge. Kaudne viide
76. Myczko, Ł., Rosin, Z.M., Skórka, P., Wylegała, P., Tobolka, M., Fliszkiewicz, M., Mizera, T., Tryjanowski, P., 2013. Effects of management intensity and orchard features on bird communities in winter. *Ecol. Res.* 28, 503–512. <https://doi.org/10.1007/s11284-013-1039-8> Kaudne viide

77. Öckinger, E., Schweiger, O., Crist, T., Debinski, D., Krauss, J., Kuussaari, M., Petersen, J., Pöyry, J., Settele, J., Summerville, K., Bommarco, R., 2010. Life history traits predict species responses to habitat area and isolation: a crosscontinental synthesis. *Ecol. Lett.* 13, 969–979.
78. Osbourne, K.H., Redak, R.A., 2000. Microhabitat conditions associated with the distribution of postdiapause larvae of *Euphydryas editha quino* (Lepidoptera: Nymphalidae). *Ann. Entomol. Soc. Am.* 93, 110–114.
79. Õunap, E., Tartes, U., 2014. Eesti päevaliblikad. Varrak, Tallinn.
80. Parmesan, C., 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 37, 637–669.
81. Parmesan, C., Ryrholm, N., Stefanescu, C., Hill, J.K., Thomas, C.D., Descimon, H., Huntley, B., Kaila, L., Kullberg, J., Tammaru, T., Tennent, W.J., Thomas, J.A., Warren, M., 1999. Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature* 399, 579–583.
82. Pfenning, B., Hovestadt, T., Poethke, H.J., 2004. The effect of patch constellation on the exchange of individuals between habitat islands. *Ecol. Modell.* 180, 515–522.
83. Pollard, E., Cooke, A., 1994. Impact of muntjac deer *Muntiacus reevesi* on egg-laying sites of the white admiral butterfly *Ladoga camilla* in a Cambridgeshire wood. *Biol. Conserv.* 70, 189–191.
84. Pretscher, P., Binot-Hafke, M., 2003. Prime Butterfly Areas in Europe: Priority Sites for Conservation. Ministry of Agriculture, Wageningen. Kaudne viide
85. Punttila, P., Virkkala, R., Auvinen, A.-P., Toivonen, H., Kaipainen, H., Söderman, G., Mannerkoski, I., 2005. Forests, in: Evaluation of the Finnish National Action Plan for Biodiversity. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. Kaudne viide
86. Rands, M.R.W., Sotherton, N.W., 1986. Pesticide use on cereal crops and changes in the abundance of butterflies on arable farmland in England. *Biol. Conserv.* 36, 71–82. Kaudne viide
87. Ries, L., Debinski, D.M., 2001. Butterfly responses to habitat edges in the highly fragmented prairies of Central Iowa. *J. Anim. Ecol.* 70, 840–852. Kaudne viide
88. Settele, J., Feldmann, R., Reinhardt, R., 1999. Die Tagfalter Deutschlands – Ein Handbuch für Freilandökologen, Umweltplaner und Naturschützer. Ulmer, Stuttgart. Kaudne viide
89. Settele, J., Shreeve, T., Konvička, M., Van Dyck, H., 2009. Ecology of butterflies in Europe. Cambridge University Press, Cambridge. Kaudne viide

90. Soga, M., Kawahara, T., Fukuyama, K., Sayama, K., Kato, T., Shimomura, M., Itoh, T., Yoshida, T., Ozaki, K., 2015. Landscape versus local factors shaping butterfly communities in fragmented landscapes: Does host plant diversity matter? *J. Insect Conserv.* 19, 781–790. <https://doi.org/10.1007/s10841-015-9799-9>
91. Soga, M., Koike, S., 2013. Patch isolation only matters for specialist butterflies but patch area affects both specialist and generalist species. *J. For. Res.* 18, 270–278.
92. Sparks, T.H., Parish, T., 1995. Factors affecting the abundance of butterflies in field boundaries in Swavesey fens, Cambridgeshire, UK. *Biol. Conserv.* 73, 221–227. Kaudne viide
93. Sparks, T.H., Porter, K., Greatorex-Davies, J.N., Hall, M.L., Marrs, R.H., 1994. The choice of oviposition sites in woodland by the duke of burgundy butterfly *Hamearis lucina* in England. *Biol. Conserv.* 70, 257–264.
94. Stefanescu, C., Herrando, S., Paramo, F., 2004. Butterfly species richness in the north-west Mediterranean basin: the role of natural and human-induced factors. *J. Biogeogr.* 31, 905–915.
95. Streitberger, M., Hermann, G., Kraus, W., Fartmann, T., 2012. Modern forest management and the decline of the Woodland Brown (*Lopinga achine*) in Central Europe. *For. Ecol. Manage.* 269, 239–248. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.12.028>
96. Stuhldreher, G., Villar, L., Fartmann, T., 2012. Inhabiting warm microhabitats and risk-spreading as strategies for survival of a phytophagous insect living in common pastures in the Pyrenees. *Eur. J. Entomol.* 109, 527–534.
97. Swaay, C. van, Warren, M., 1999. Red Data book of European butterflies (Rhopalocera). Council of Europe Publishing, Strasbourg.
98. Thomas, J., 1974. Factors influencing the numbers and distribution of the Brown Hairstreak, *Thecla betulae* L. (Lepidoptera, Lycaenidae) and the Black Hairstreak, *Strymonidia pruni* L. (Lepidoptera, Lycaenidae). University of Leicester. Kaudne viide
99. Thomas, J.A., 2005. Monitoring change in the abundance and distribution of insects using butterflies and other indicator groups. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* 360, 339–357.
100. Thomas, J.A., Bourn, N.A.D., Clarke, R.T., Stewart, K.E., Simcox, D.J., Pearman, G.S., Curtis, R., Goodger, B., 2001. The quality and isolation of habitat patches both determine where butterflies persist in fragmented landscapes. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 268, 1791–1796. <https://doi.org/10.1098/rspb.2001.1693>
101. Thomas, J.A., Lewington, R., 1991. *The Butterflies of Britain and Ireland*. Dorling

Kindersley, London. Kaudne viide

102. Thomas, J.A., Simcox, D.J., Wardlaw, J.C., Elmes, G.W., Hochberg, M.E., Clarke, R.T., 1998. Effects of latitude, altitude and climate on the habitat and conservation of the endangered butterfly *Maculinea arion* and its *Myrmica* ant hosts. *J. Insect Conserv.* 2, 39–46. <https://doi.org/doi:10.1023/A:1009640706218>
103. Thomas, J.A., Telfer, M.G., Roy, D.B., Preston, C.D., Greenwood, J.J.D., Asher, J., Fox, R., Clarke, R.T., Lawton, J.H., 2004. Comparative losses of British butterflies, birds, and plants and the global extinction crisis. *Sci.* 303, 1879–1881. 303, 1879–1881. Kaudne viide
104. Trichet, P., Jolivet, C., Arrouays, D., Loustau, D., Bert, D., Ranger, J., 1999. Le maintien de la fertilité des sols forestiers landais dans le cadre de la sylviculture intensive de pin maritime. *Etude Gest. des Sols* 6, 197–214. Kaudne viide
105. Van Halder, I., Barbaro, L., Corcket, E., Jactel, H., 2008. Importance of semi-natural habitats for the conservation of butterfly communities in landscapes dominated by pine plantations. *Biodivers. Conserv.* 17, 1149–1169. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9264-5>
106. van Halder, I., Barbaro, L., Jactel, H., 2011. Conserving butterflies in fragmented plantation forests: Are edge and interior habitats equally important? *J. Insect Conserv.* 15, 591–601. <https://doi.org/10.1007/s10841-010-9360-9>
107. van Halder, I., Barnagaud, J.Y., Jactel, H., Barbaro, L., 2015. Woodland habitat quality prevails over fragmentation for shaping butterfly diversity in deciduous forest remnants. *For. Ecol. Manage.* 357, 171–180. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.08.025>
108. van Swaay, C., Maes, D., Collins, S., Munguira, M.L., Šašić, M., Settele, J., Verovnik, R., Warren, M., Wiemers, M., Wynhoff, I., Cuttelod, A., 2010. European Red List of Butterflies. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
109. van Swaay, C., Warren, M., Lois, G., 2006. Biotope use and trends of European butterflies. *J. Insect Conserv.* 10, 189–209. <https://doi.org/10.1007/s10841-006-6293-4>
110. Van Swaay, C.A., 2002. The importance of calcareous grasslands for butterflies in Europe. *Biol. Conserv.* 104, 315–318.
111. Viljuri, M.L., Teder, T., 2016. Butterflies take advantage of contemporary forestry: Clear-cuts as temporary grasslands. *For. Ecol. Manage.* 376, 118–125. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.06.002>
112. Virkkala, R., Luoto, M., Rainio, K., 2004. Effects of landscape composition on

- farmland and red-listed birds in boreal agriculture-forest mosaics. *Ecography* (Cop.). 27, 273–284. Kaudne viide
113. Wahlberg, N., 2001. On the status of the scarce fritillary *Euphydryas maturna* (Lepidoptera : Nymphalidae) in Finland. *Entomol. Fenn.* 244–250.
114. Wahlberg, N., 1998. The life history and ecology of *Euphydryas maturna* (Nymphalidae: Melitaeini) in Finland. *Nota Lepidopterol.* 21, 154–169. Kaudne viide
115. WallisDeVries, M.F., Poschlod, P., Willems, J.H., 2002. Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: Integrating the requirements of flora and fauna. *Biol. Conserv.* 104, 265–273. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00191-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00191-4) Kaudne viide
116. Walther, G.R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T.J.C., Fromentin, J.-M., Hoegh-Guldberg, O., Bairlein, F., 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416, 389–395.
117. Warren, M.S., 1996. Giant step to save woodland butterflies: the Coppice for Butterflies Challenge. *Butterfly Conserv. News* 63, 18–20. Kaudne viide
118. Warren, M.S., 1993. A review of butterfly extinction in central southern Britain: I. Protection, evaluation and extinction on prime sites. *Biol. Conserv.* 64, 25–35. Kaudne viide
119. Warren, M.S., Bourn, N.A.D., 2011. Ten challenges for 2010 and beyond to conserve Lepidoptera in Europe. *J. Insect Conserv.* 15, 321–326. <https://doi.org/10.1007/s10841-010-9356-5>
120. Warren, M.S., Key, R.S., 1991. Woodlands: past, present and potential for insects. *The Conservation of Insects and Their Habitats.* Academic Press, London. Kaudne viide
121. Weidemann, H.J., 1986. Tagfalter 1. Entwicklung-Lebensweise. Neumann-Neudamm, Melsungen. Kaudne viide
122. Weiss, S.B., Murphy, D.D., White, R.R., 1988. Sun, slope and butterflies: topographic determinants of habitat quality for *Euphydryas editha*. *Ecology* 69, 1486–1469. Kaudne viide
123. Whigham, D.E., 2011. of Woodland Herbs in Temperate Ecology Deciduous Forests. *Rev. Lit. Arts Am.* 35, 583–621. <https://doi.org/10.2307/annurev.ecolsys.35.021103.30000022>
124. Wiens, J.A., 1995. Habitat fragmentation: island v landscape perspectives on bird conservation. *Ibis* (Lond. 1859). 137, 97–104. Kaudne viide

125. Wiklund, C., 1984. Egg-Laying Patterns in Butterflies in Relation to Their Phenology and the Visual Apparency and Abundance of Their Host Plants. *Oecologia* 63, 23–29.
Kaudne viide
126. Wilson, R.J., Gutiérrez, J., Martínez, D., Agudo, R., Monserrat, V.J., 2005. Changes to the elevational limits and extent of species ranges associated with climate change. *Ecol. Lett.* 8, 1138–1146.
127. Yamaura, Y., Kawahara, T., Iida, S., Ozaki, K., 2008. Relative importance of the area and shape of patches to the diversity of multiple taxa. *Conserv. Biol.* 22, 1513–1522.
<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01024.x>

Lihtlitsents

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Epp Valdaru

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose „Metsaliblikate elupaigakasutust mõjutavad keskkonnafaktorid“, mille juhendaja on Mari-Liis Viljur,
 - 1.1.reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;
 - 1.2.üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.
2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.
3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus, 22.05.2018