



Eira Ainalinpää^a

Viheralueet: pölyttäjähönteisten turva vai tuho? – Kimalaisen kasvikäynnit eri tavoin hoidetuissa elinympäristöissä

Green areas: save havens or peril for pollinators? – Bumblebee flower visits in differently managed habitats

The disappearance of pollinating insects has increased people's interest in protecting them. Ideas of green economy have informed images of optimal habitats for plant-pollinator interactions. In Finland, long-term scientific habitat researches of pollinating insects have only produced little information for the pollinator discussion. This long-term, multi-method research observes the interaction of bumblebees with various man-made environments and their plants. The article reports the results of field studies conducted in 2019 and 2020 and also raises ethical issues concerning the methods of insect research from the perspective of strong sustainability thinking.

Keywords: bumblebees, habitat, pollinator plant, conservation, sustainability research

Johdanto

Lukuisat ihmisvaikutukset elinympäristöjen eri ominaisuuksiin ovat herättäneet huolen myös pölyttäjähönteisten selviämisen (Potts *ym.* 2016). Keskiössä ovat olleet etenkin ravintokasvien tehokkaimmat pölyttäjät, mesipistiäiset, ja näistä muun muassa kimalaiset (*Bombus*-suku). Vihertalous pyrkii suoraan vaikuttamaan pölyttäjähönteisten hyvinvointiin, mutta samalla myös kasvattamaan myyntiä, tarjoamalla kuluttajille niin kutsuttuja mehiläis-, kimalais- tai perhoskasveja. Mediassa käytetään hoidetun ja hoitamattoman elinympäristön jaottelua, jolla viitataan viheralueiden ylläpitotapoihin ja rakenteisiin. Tämä jaottelu ja käsitteet eivät kuitenkaan ole kovin yksiselitteisiä. Jotta kimalaisten hyvinvointiin voitaisiin mahdollisimman laajasti ja merkittävästi vaikuttaa, olisi löydettävä tarkempia yhteyksiä kimalaisten kasvikäynteihin ja ymmärrettävä elinympäristön eri tekijöiden yhteisvaikutuksia pölyttäjähönteisille.

Tarkastelen kirjoituksessani maaseudulla ja kaupungissa sijaitsevien erilaisten viheralueiden vaikutuksia kimalaisten esiintymiseen ja pölyttäjäkasveihin. Kysymys pölyttäjähönteisten elinympäristöistä on ajankohtainen lajikatojen yleistyessä ja pohdittaessa

^a Maantieteen tutkimusyksikkö, Oulun yliopisto, eirain@gmail.com

resurssien suuntausta suojeleuun ja lajistotutkimukseen (IPBES 2019). Näin ollen pohdin, millaisia haasteita erilaiset elinympäristöt tuovat kimalaisseurantaan ja pitäisikö pölyttäjähyönteistutkimuksen käytäntöjä parantaa tutkimuseettisistä syistä.

Pölyttäjikasvi on yleisesti vihertaloudessa käytetty termi kukkiville kasveille, joissa käy runsaasti lentäviä pölyttäjähönteisiä. Luonnontieteissä kasvi ja pölyttäjähönteiset näyttäytyvät useammin erillisinä puhuttaessa pölytysprosessista. Kasveilla lisääntyminen ei ole yksistään riippuvainen eläimistä vaan käytössä on myös suvutonta ja suvullista lisääntymistä. Putkilokasvien koppisiemenisillä lajeilla suvulliseen lisääntymiseen vaikuttavat myös kukkarakenne ja ulkoiset tekijät, kuten tuuli. Kukintojen määrällä on yhteys siemenmääriin ja tuoksuilla houkutellaan pölyttäjiä. Noin kymmenen prosenttia maapallon siemenkasveista hoitaa pölytyksen tuulen avulla. Hävikin varalta kasveilla on myös ylimääräistä siitepölytuotantoa. (Salonen 2006, 100).

Eläimistä kasvien pölyttäjinä toimivat etenkin selkärangattomat hönteiset, joista merkittävimpiin on luettu mesipistiäiset, kukkakärpäset ja perhoset. Lisäksi esimerkiksi kovakuoriaiset ja muutkin kaksisiipiset ovat tärkeitä pölyttäjiä. Pölyttäjähönteisille kukkien siitepöly tarjoaa muun muassa proteiineja, öljyjä ja tärkkelystä (Salonen 2006, 101; Castilla 2017). Kukkien mesiäisissä oleva mesi koostuu pääasiassa sokereista, jonka määrä vaihtelee kasvin iän, populaation ja joskus myös emi- ja hedekasviyksilöiden kesken. Medessä tuoksu toimii myös kimalaisille houkuttimena. Toisinaan myös kirvojen mesikaste voi päätyä kimalaisten keräilykohteeksi (Parkkinen *ym.* 2018, 33–35). Tutkimuksissa peltojen ja teiden pientareiden kasvillisuuden vaikutukset ovat sekä positiivisia että negatiivisia monille pölyttäjähönteisille (vrt. Vainio & Kumpulainen 2019; Salokannel 2005; Saarinen *ym.* 2006).

Kimalaisten siitepölyn ja meden keruumatkoja ohjaavat useat tekijät. Jo kimalaisen oma ruumiin rakenne, kuten kielen (*proboscis*) pituus vaikuttaa kasvilajin valintaan (Pekkarinen & Teräs 1977, 7; Mitchell 2009; Castilla 2017). Syvätorviset kukinnot ovat useammin pitkän imukärsän omaavien kimalaisten suosiossa ja laakeat kukinnot lyhytimukärsäisten kimalaisten. Toisaalta kimalaisen oppimiskyky auttaa lajia selviytymään kukkavierailujen haasteista. Kukkatorveen reiän puremalla osa lyhytimukärsäisistä kimalaisista pystyy hyödyntämään myös syvätorvisia kukintoja. Ravinnonhakureissujen ja kokemuksen karttumisen myötä myötä, mahdollistuvat kimalaisen kohtalaisen järjestelmälliset käynnit kukinnoissa. Näkö- ja hajuaistit ohjaavat kukintojen valintoja. Kimalaisilla on havaittu myös niin sanottua kukkauskollisuutta, jos kasvit erottautuvat selkeästi ominaisuuksiltaan ympäristöstä. Tässä voi olla kuitenkin eroja saman pesän yksilöillä ja usein suosikkikasvilajissa vierailun ohessa tapahtuu käyntejä muissakin kukissa. Näin yhden kasvilajin ravinnon ehtyessä tilalle löytyy siten helpommin uusi kasvi. Joskus lajien toisilleen jättämät tuoksumerkit ja kukintojen muoto ohjaavat kukinnoissa liikkumista. (Cooley *ym.* 2008; Parkkinen *ym.* 2018, 37–44). Vuorokauden aikana kimalaisten kasvikäyntejä tapahtuu aamusta iltaan. Esimerkiksi kesällä 2019 kimalaisten lentoajat puutarhakasveilla maaseutuympäristössä sijoituivat kello 8–22 väliselle ajalle. Useita kasvikäyntejä tapahtui myös myöhemmin illalla. (Ainalinpää 2020, 108–109).

Eri eliöiden elinympäristöt eli habitaatit pohjautuvat elollisen ja elottoman luonnon olosuhteisiin, jotka nykyisin ovat monin tavoin ihmisen muokkaamia. Elinympäristön pirstoutuminen heijastuu edelleen populaatioiden pirstoutumiseen. Elinympäristön rakenteille on ominaista kerroksellisuus ja vaihtelevuus. Laajempaan makrohabitaattiin voi sisältyä pienempiä mikrohabitaatteja. Eri lajeilla on tietyt vaatimukset elinympäristölleen, jolloin osa voi olla tarkasti erikoistuneita ja osa joustavia elinympäristönsä suhteen. Elinolojen sopivuus ei kuitenkaan yksistään takaa lajin esiintymistä paikassaan. Lajin on kyettävä leviämään paikkaansa. Myös alkuperäisen populaation koon oltava riittävän suuri. Lisäksi etäisyys ympäristölaikkuun ja sen koko vaikuttavat alueille levittäytymisiin. Kun laji asettuu paikkaansa, sen on vastattava sekä populaation sisäiseen että populaatioiden väliseen kilpailuun resursseista. (Hanski 1998, 221–223, 233–285, 319–320, 367–368;

Hanski 2007, 27–72). Mitä suurempi ympäristön monimuotoisuus on, sitä enemmän siellä myös on lajien ekologisia lokeroita (Salo *ym.* 2007, 87, 91).

Elinympäristön yhteydessä puhutaan usein myös biotoopeista eli luontotyypeistä, jotka tietyt ympäristötekijät ja eliöstö muodostavat. Yleensä siihen luetaan yhden lajin elinympäristö, mutta se voi viitata myös lajiyhteisön elinympäristöön. Biotoopeilla on siten omalaisensa lajisto, kuten esimerkiksi paahdeympäristöillä on. Uhanalaisuusarvioinneissa käsitteitä ”luontotyyppi” ja ”luontotyyppien yhdistelmät” pidetään suojelun kannalta käyttökelpoisimpina. Jälkimmäinen käsite mahdollistaa suojeluun paikan toiminnallisen puolen, kuten ajalliset kehitysmuutokset metsissä, soilla tai dyynialueilla (Hanski 2007, 19; Kontula & Raunio 2018, 13).

Monien muiden eliöiden rinnalla pölyttäjähönteisten elinympäristöt niin kaupungeissa kuin maaseudulla ovat muuttuneet voimakkaasti eri puolilla maailmaa ihmistoiminnan seurauksena ja vaativat usein suojelutoimia. Suomessa elinympäristöjen ja niiden lajeihin vaikutetaan useilla lakisäätteisillä keinoilla, joita ovat muun muassa luonnonsuojelulaki, ympäristölaki, maankäyttö- ja rakennuslaki, vesilaki, metsälaki ja laki kasvinsuojeluaineista (Finlex 2021). Suomen luonnon eliölajeista 12 % ja luontotyypeistä 48 % on uhanalaisia (Kontula & Raunio 2018; Hyvärinen *ym.* 2019). Luontotyyppien suojelu on yhteydessä maisemarakenteisiin ja niiden säilymiseen. Ajallisesti maiseman piirteet ovat vaihtelevia johtuen luontaisista prosesseista ja ihmisen aiheuttamista maankäyttötoimista. (Heikkilä 2001, 5–16; Hanski 2007, 38–44; Komulainen 2012, 9–10, 24, 218–219). Maaseudulla etenkin perinnebiotoopit ja kaupungeissa rakennetut kulttuuriympäristön biotoopit ovat lajien monimuotoisuuden säilymisen kannalta tärkeitä alueita (Ympäristöministeriö 2020). Suomen perinnebiotooppeihin kuuluvista luontotyypeistä on tullut uhanalaisia, sillä niiden pinta-alasta 90 % on hävinnyt (Suomen ympäristökeskus 2020). Etenkin perinnebiotooppien häviäminen on edistänyt myös pölyttäjähönteisten katoa (Sánchez-Bayo & Wyckhuys 2019). Useat hönteiset myös tarvitsevat eri kehitysvaiheissa erityyppistä ympäristöä (Hanski 2007, 41).

Biodiversiteettiä voidaan tutkia monin tavoin tekniikka-avusteisista etämenetelmistä ja laboratoriotutkimuksista aina konkreettisiin maastotutkimuksiin asti tai näiden yhdistelminä (Vihervaara *ym.* 2019, 16–27). Hönteislajien runsauksien ja käyttäytymisen selvitykseen autenttisessa elinympäristössä käytetään usein maastossa linja- ja pistelaskentoja (Horppila 2011, 39; Centre for Ecology and Hydrology 2016; Suomen pistiäistyöryhmä 2016). Kerättyjä tietoja voidaan hyödyntää selvittäessä lajien uhanalaisuutta ja suojelutarpeita. Hönteisten pitkäaikaisimpiin seurantoihin ja linjalaskentametodin käyttäjiin Suomessa lukeutuvat esimerkiksi Suomen ympäristökeskuksen päiväperhosten seurannat sekä Ahvenanmaalla täpläverkkoperhosten metapopulaation pitkäaikaisseuranta (Hiisivuori 2018; Suomen ympäristökeskus 2021). Myös tämä tutkimus käyttää kyseisiä metodeja.

Tutkimuksen tavoitteet

Maapalloa uhkaavat monimuotoisuuden häviäminen ja ilmastonmuutos ovat luoneet painetta kehittää monitieteistä lähestymistä ja biologisen tutkimustiedon avaamista laajemmalle yleisölle (vrt. Hanski 2007, 259–263; Soini 2017; Lummaa *ym.* 2020). Tässä tutkimuksessa pyrin osaltani vastaamaan aikakautemme kestävyyshaasteeseen tuomalla luonnontieteellisen hönteistutkimuksen rinnalle kestävyystutkimuksellisen otteen. Tutkimusalueiden maankäyttömuotojen kautta tutkimus on sidoksissa myös erilaisiin kulttuuriisiin näkökulmiin. Tutkimusta tarvitaan pölyttäjähönteisten suojelun edistämiseen ja niitä koskevan tietouden levittämiseen sekä kestävyystutkimuksen rakenteen kehittämiseen Suomessa.

Tämän artikkelin tutkimuskysymykset voi tiivistää seuraavasti:

1. Missä määrin erilaiset viheralueet ovat merkityksellisiä ja suojelevia kimalaisille?
2. Millaisia ominaisuuksia ja näkökulmia kuuluu pölyttäjikasvi-käsitteeseen?
3. Luovatko eri elinympäristöt kimalaisseurantaan haasteita ja eettisten ohjeiden päivitystarvetta?

Tutkimus on toteutettu seuraamalla vuosina 2019–2020 kimalaisten kasvikäyntejä eri tavoin hoidetuilla viheralueilla. Näihin sisältyy erilaisia puutarhoja sekä pelto- ja metsäalueita. Havainnoinnissa on käytetty sekä piste- että linjalaskentamenetelmiä. Tutkimus kuuluu myös elämysidonnaisen tutkimusgenren piiriin, jolla pyritään vahvaan kestäväen kehityksen ajatteluun. Siinä luontoa ei pyritä hallitsemaan vaan suojelemaan. Toimivuusarviointiin sisältyy huomioita sekä paikalliselta että globaalitasolta (Pearce & Atkinson 1993; Ott 2003, 59–64; Salonen & Bardy 2015, 10). Monitieteiset lähestymistavat voivat tällöin olla hyödyllisiä, kun tuttuihin teemoihin tuo uusia näkökulmia (Heikurinen 2014, 15; Ainalinpää 2019). Huolimatta kestäväen kehityksen jo 30-vuotisesta taipaleesta Suomessa kestävyystutkimus ottaa yhä ensiaskeleitaan, ja käsite ”elämysidonnaisuus” tutkijan elämään sidottuna ja reflektioivana tutkimusotteena on harvinaista (Soini 2017; Ainalinpää 2019). Käytännössä elämysidonnaisuus näyttäytyy tässä tutkimuksessa tutkimusalueiden sitoutumisena pölyttäjähönteisten pitkäaikaisseurantoihin, yhdistämällä kulttuurista ja luonnontieteellistä tutkimustoimintaa, huomioimalla ympäristön- ja luonnonsuojelun yleistavoitteita, sekä pohtimalla luonnontieteellisten tutkimusmenetelmien eettisiä kehittämistarpeita ja tutkijan eettistä vastuuta.

Artikkeli etenee johdannon jälkeen esittelemällä tutkimuksen toteutuspaikat ja -ajankohdat, aineiston ja menetelmät. Tämän jälkeen tulevat tulokset ja niiden tarkastelu pohdintoineen. Käyn ensin läpi pistelaskentojen tuloksia ja esitän yksityiskohtaisemman kimalaiskäyntien tarkastelun kahdelle yrttikasville. Tämän jälkeen käsittelen kimalaisten linjalaskentaseurantoja. Tulosten tarkasteluun otetuissa pohdinnoissa yhdistän luonnontieteellisiin tuloksiin laajempaa alueellista ja yhteiskunnallista tarkastelua. Tarkastelu etenee alussa esitettyjen tutkimuskysymysten järjestyksessä lähtien pölyttäjikasvin käsitteestä ja viheralueiden maankäytön vaikutuksista lajistoon. Näitä seuraavat menetelmien arviointi ja eettisekologiset pohdinnat elämysidonnaisen tutkimuksen suhteen. Lopuksi johtopäätökset kokoavat tutkimuksen oleellimmat huomiot.

Menetelmät, tutkimusalueet ja ajankohdat

Tutkimusalueet sijaitsevat Pohjois-Pohjanmaalla ja Keski-Suomessa. Mukaan valikoitui sekä yksityisiä että julkisia ympäristöjä, joissa kasvillisuutta oli ihmisen toimesta käsitelty eri tavoin tai paikkaan ei kohdistunut toimenpiteitä kasvukauden aikana. Pistelaskennoissa elinympäristötyyppeinä tarkasteltiin puutarhoja sekä havumetsän ja peltotien piennaralueita. Linjalaskentareitit sisälsivät elinympäristölohkoja kolmesta viiteen kappaletta, joissa mukana oli tuoreen ja kuivan kangasmetsän sisäisiä ja näiden viereisiä alueita sekä rämealue. Näihin toivat variaatioita kasvupaikan suhteen maaston muodot ja kasvillisuuden ikärakenne. Linjaston pituus oli 200 metriä.

Pistelaskentapaikkojen hoitoaste jaoteltiin kolmeen pääryhmään: hoidettuihin, hieman hoidettuihin ja hoitamattomiin alueisiin. Tämän jaottelun laatiminen on nykyisin haastavaa, sillä laajasti ajateltuna luonto on ihmisen käsittelemää erämaa-alueita myöten. Ilman ja veden kiertovirtaukset siirtävät erilaisia ravinne- ja saastevaikutuksia paikkojen välillä. Tässä tutkimuksessa on keskitytty viherympäristöjen yleisten hoitotoimien vaikutuksien selvittämiseen. Hoidetut alueet ovat tutkimuksessa puutarha-alueita, joissa tehdään kevästä syksyyn useita hoitotoimenpiteitä ravinne-, vesi- ja lajikiilpailutasapainon osalta. Hoitomenetelmien ekologisuudella viitataan tekstissä puutarhanhoitomenetelmien kasvinsuojeluaineiden käyttöön. Haapaveden Taidearborumilla kasvinsuojeluaineita ei käytetä lainkaan. Oulun ja Haapaveden julkiset puutarhat ovat ilmeisesti osittain

luonnonmukaisia, jolloin tiettyjä kasvinsuojeluvälineitä käytetään paikoitellen. Esimerkiksi Oulun puutarhalla kesällä 2020 ilmoitettiin kyltein käytettävän kasvinsuojeluvälineitä joissakin kohdissa. Tiedusteluihin kasvinsuojeluvälineistä paikan ylläpitäjät eivät kuitenkaan antaneet tarkennuksia, joten torjunta-aineiden tarkempaa laatua ja määrää ei voitu varmistaa. Verrokkiaineistoissa hieman hoitamattomilla alueilla niittämistöimenpiteitä oli yhdestä kahteen kertaan kesässä. Myrkkymateriaalien käytöstä johtuvista kasvikuolemista ei alueilla ollut havaintoja. Täysin hoitamattomilla alueilla ei tutkimusaikana tehty mitään hoitotoimenpiteitä. Pistelaskentapaikoista kolme lukeutui hieman hoidettuihin alueisiin ja kuusi hoitamattomiin alueisiin. Hoitamattomista kohteista neljä sijaitsi Haapaveden Taidearboriumilla.

Suurin osa kimalaishavainnoista on kerätty Haapavedellä sijaitsevalta eläviä kasvitaideteoksia sisältävältä puutarha- ja koivumetsikköiseltä Taidearborium-alueelta. Kesällä 2019 pistelaskennan havaintokertoja kertyi yhteensä 67 sen hoidetulta alueelta yhden neliömetrin tutkimusruudulta. Kumpanakin kesänä oli mukana kahdeksan eri kasvilajia, joiden havaintokerrat kohdistettiin eri kasvukauden osiin kasvilajin kukintahuipun ajoittumisen mukaan. Vuosittain kasveissa oli neljä samaa lajia ja neljä eri lajeja, joten yhteensä kimalaisvierailuja seurattiin 12 kasvilajilla. Kasvilajirudussa oli molempina tutkimusvuosina mukana sinikukkainen iisoppi (*Hyssopus officinalis*), punakukkainen mäkimeirami (*Origanum vulgare*), nukkapähkämö (*Stachys byzantina*) ja kangasajuruoho (*Thymus serpyllum*). Lisäksi vuosina 2019 mukana olivat valkoapila (*Trifolium repens*), pallerolaukka (*Allium spaerocephalon*), aitohunajakukka (*Phacelia tanacetifolia*), sitruuna-ajuruoho (*Thymus x citriodorus*) ja 2020 valkeakukkainen isomaksaruoho (*Sedum telephium*), valkeakukkainen mäkimeirami (*Origanum vulgare*), sinikukkainen tähkätädyke (*Veronica spicata* ”Nana”), punakukkainen isomaksaruoho (*Sedum telephium* ”Herbsfreude”). Taidearboriumin pistelaskennoissa ei ollut vuonna 2019 mukana hoitamattomia kohteita.

Kesällä 2020 pistelaskentoja Taidearboriumilla tehtiin 120 kertaa hoidetulta alueella ja sen hoitamattomilta paikoilta suoritettiin yhteensä 83 pistelaskentakertaa 25 neliömetrin tutkimusruudulta. Kesällä 2019 pistelaskentoja hoidetulta alueelta oli 67, mutta hoitamattomia tarkastelukohteita ei tuolloin ollut laskennallisesti mukana, vaan tutkimustarvetta arvioitiin satunnaishavainnoin. Yhteensä kaikkia pistelaskentoja molempina tutkimusvuosina tehtiin 297 kertaa, joista Taidearboriumilta kertyi 270 ja muilta verrokkialueilta 27 laskentaa. Linjalaskentoja puolestaan tehtiin molempina tutkimusvuosina kaikkiaan yhteensä 68. Näistä Taidearboriumin hoidetun alueen osuus oli yhteensä 43 laskentakertaa, joista 38 otettiin kesällä 2020 ja viisi kesällä 2019. Taidearboriumin verrokkialueilta linjalaskentoja tehtiin 25.

Hoitamattomat paikat Taidearboriumilla jakautuivat neljään eri tarkastelulohkoon paikan valoisuuden, kasvilajien ja kosteusolosuhteiden mukaan. Nämä hoitamattomat kohteet Taidearboriumilla olivat valoisa, paahtaisen lämmin ja kuiva A-alue, puolivarjainen B-alue, varjoisa ja kosteahko C-alue ja puolivarjainen kuivahko D-alue. Olosuhteiden arviointi perustui 18.8., 19.8., 21.8. ja 3.9. vuonna 2020 tehtyihin alueen ilman ja maälämpötilojen sekä valoisuuden ja varjoisuuden vuorokausimittauksiin ja kartoitukseen. Kosteus arvioitiin edellisistä suureista ja paikan kosteuden yleishavainnoista. Piste- ja linjalaskenta-aineiston kerääminen samalta alueelta mahdollisti arvioida laskentatapojen erojen vaikutuksia tuloksiin. Sekä hoidetun että hoitamattomien alueiden havainnointi samalla puutarha-alueella pyrki tuomaan esiin mahdolliset paikan pienialaiset fysikaaliset vaihtelevuudet ja niiden vaikutukset kimalaisiin. Näin pyrittiin etsimään osaltaan vastauksia siihen, miten tarkkaa tai epätarkkaa on puhua pölyttäjien yhteydessä hoidetuista ja hoitamattomista puutarhoista. Myös jo alussa hieman hoidetuksi todettu peltotien reunan havaintokohde otettiin tutkimukseen mukaan tuomaan tietoa kasvupaikan hoitoasteen vaikutuksista kimalaismääriin.

Taidearboriumin ulkopuolelta pistelaskennan hoitamattomiksi luokiteltuja verrokkiaineistoja oli kaksi (E- ja F -alueet) sekä kolme hieman hoidettua aluetta (G- ja H-alueet sekä peltotien reuna) (kts. kuva 1). Niistä otettiin resurssien niukkuuden ja etäisyyksien vuoksi pistelaskentoja vähemmän eli yhteensä 18 havaintokertaa. Kaikki verrokkialueet

sijaitsivat Pohjois-Pohjanmaalla, H-alueutta lukuun ottamatta, joka havainnoitiin Keski-Suomesta Unescon kulttuuriperintökohteen Petäjaveden Vanhan kirkon pihalta. Pihan kohdassa kasvoi niittykasvillisuutta ja se oli valikoitu hoitamattomaksi pihakohteeksi kesän 2020 valtakunnallisten ”pörräistalkoiden” hengessä. Hoitamaton E-alue sisälsi kaksi havainnointipaikkaa ja ne toivat tietoa metsän primäärivaiheen sukkession vaikutuksista kimalaisiin. F-alue oli autiotalon piha-alue, joka syksyyn 2020 asti oli ollut ihmisen koskemattomana useamman vuosikymmenen. Sen tulokset kertovat eräänlaisesta puutarhan luontaisesta sukkessiosta ja vaikutuksista edelleen kimalaisiin.

Taidearboretumin ulkopuolisia linjalaskennan verrokkiaineistoja laskettiin 24 havaintokertaa Haapavedeltä ja Pyhännältä kesinä 2019 ja 2020. Näistä Haapaveden linjasto sijoittui tuoreeseen kangasmetsään (elinympäristölohko 2, mustikkatyyppin ryhmä) ja sen viereisille tienpiennaralueille (elinympäristölohkot 1 ja 3). Pyhännän linjastolla vain yksi elinympäristölohko sijoittui tuoreen kangasmetsän läheiselle tien pientareelle (elinympäristölohko 4, mustikkatyyppin ryhmä) ja kolme oli kuivan kangasmetsän läheisellä tien pientareella (elinympäristölohkot 1, 2, 3, variksenmarja-kanervatyyppin ryhmä) ja yksi suometsässä (elinympäristölohko 5, räme). Metsätyyppin arviointi perustui Kuusipalon (1996) mukaiseen metsä- ja kasvupaikkatyyppiijaotteluun. Linjastojen elinympäristölohkot valittiin siten, että ne sijoituivat samojen metsätyyppien läheisyyteen, mutta maaston muodot, kasvillisuuden ikärakenne ja pohjakasvillisuus tekivät lohkoista erillisiä tarkastelukohteita. Tällä elinympäristöjen lohkovalintatavalla pyrittiin saamaan esiin paikan mahdollisia pieniäkin vaihteluita kimalaismäärissä. Yleensä linjalaskennoissa suositetaan pitkäköjiä linjastoja, joissa on laajoja ja selkeästi erillisiä elinympäristölohkoja.

Kimalaisten kartoituksen pohjana hyödynnettiin sekä linja- että pistelaskennan standardimenetelmiä, joita muun muassa Suomen ympäristökeskus suosittaa käytettäväksi (Heliölä 2020, 2). Kimalaisten linjalaskentatapa perustuu päiväperhosten linjalaskentamenetelmään (Pollard 1977; Heliölä *ym.* 2010; Heliölä 2020, 2). Pistelaskennassa tutkimusruudun kokosuositus on yleensä 25 neliometriä ja tarkastelu tehdään vakioidun 15 minuutin ajan kuluessa. Paikoittain hyönteismäärien runsaus, nopealiikkeisyys ja äänellinen samankaltaisuus voivat vaikeuttaa laskennan suorittamista huomattavasti joissakin elinympäristöissä. Tämän vuoksi varmistin laskennan validiutta ottamalla hoidetuilla puutarha-alueilla kolminkertaisen otannan keskiarvoja, mikäli kimalaisia oli paljon ja mukana lenteli esimerkiksi mehiläisiä tai surrikärpäsiä. Lisäksi kaikilla hoidetuilla alueilla ja yhdellä Oulun julkisen puutarhan hoitamattomalla alueella pienensin pistelaskennan tutkimusruudun kokoa yhteen neliometriin. Muissa se oli 25 neliometriä. Pienempiä tutkimusruutuja on Suomessa käytetty aiemmin muun muassa tutkittaessa metsämarjojen ja pölyttäjähönteisten yhteyksiä toisiinsa (Metlan tiedote 8.4.2009). Ulkomaisissa kimalaistutkimuksissa pienempien tutkimusruutujen käyttö on ollut hyväksyttävää tarkasteltaessa useampia tutkimusruutuja ja toistettaessa laskentoja (Centre of Ecology and Hydrology 2016, 24).

Taidearboretumilta on saatavilla tutkimuskäyttöön mikroilmastollista tukiaineistoa lämpötilojen ja sadannan osalta, joita alueelta on kerätty vuodesta 2014 alkaen. Lisäksi paikalla on tehty myös muita kimalaisten ja kasvien vuorovaikutustutkimuksia vuodesta 2016 alkaen. Päiväperhosten linjalaskentoja ja kolmikertaotantoja on tehty vuodesta 2015 alkaen ja päiväperhosten maakontakteja on tilastoitu vuodesta 2017 alkaen. (Ainalinpää 2019; 2020a; 2020b). Tähän tutkimukseen kasvilajeissa seurattiin myös kokonaiskukintojen määrää ja kasvukaudellista ajoittumista suhteessa kimalaisten esiintymiseen.

Aineiston validius

Pölyttäjähönteisten aineistojen analyysia varten tarvitaan riittävästi havaintoaineistoa. Erilaisia pölyttäjäkasvi-käsitteitä, kuten kimalaiskasvi, mehiläiskasvi ja perhoskasvi, näkee nykyisin yhä kasvavassa määrin käytettävän vihermarkkinoinnissa. Ne näyttäisivätkin osin perustuvan

erilaisiin luontoharrastajien ja tutkijoiden satunnaishavaintoihin. Näissä ei ole aina osoitettu järjestelmällistä havainnointia, paikan fysikaalisten olosuhteiden vaikutuksia havaintoihin tai niin sanotun magneettihypoteesin osallisuutta tuloksiin. Magneettihypoteesissa vierekkäisten naapurikasvien yhteisvaikutus huomioidaan pölytykseen (Salonen 2006, 125–126). Taidearboretumilta kertyvän kimalaisten kasvikäyntien havaintoaineiston keruuvaiheessa alueella kasvoi lähes 500 kasvilajia, joiden kukintamääriä seurattiin kasvukauden kuluessa. Tutkittavien kasvilajien naapurikasveilla oli siten myös mahdollisuus houkuttaa pölyttäjiä tutkimusalueelle. Naapurivaikutuksella ei liene silti suurta merkitystä, jos tutkittavat kasvit osoittautuvat itsessään erinomaisiksi pölyttäjien houkuttelijoiksi. Osalla kasvilajeja oli myös eri ikäisiä kasvuryhmiä. Runsas kasvitarjonta kuitenkin toi kimalaisille mahdollisuuden valita mieleisimpiä kasvilajeja ja huomioida eri ikäisiä yksilöitä.

Taidearboretumin alfadiversiteettihavaintoaineiston rinnalla kerättiin eri alueilta vertailuaineistoa. Havainnoita tehtiin kahdelta vuodelta. Kimalaislukumäärät vastaavanlaisiin tutkimuksiin verrattuna olivat Taidearboretumilla pohjoisesta sijainnista huolimatta suuria. Esimerkiksi vuonna 2020 Taidearboretumin linjalaskennassa havaittiin 4867 kimalaisyksilöä 38 havaintokerralla ja kesällä 2019 havaittiin 417 kimalaisyksilöä viidellä havaintokerralla vain yhdeltä havaintolinjastolta. Muissa kimalaistutkimuksissa Paukkunen (2020, 13) on havainnut Etelä-Suomesta kookkaammilta kasvitieteellisiltä puutarhoilta Helsingin Kaisaniemestä 1348 kimalaisyksilöä vuosina 2018–2019 ja Kumpulasta yhteensä 439 yksilöä vuonna 2016. Suomen ympäristökeskuksen 70 vapaachtoisen ja 13 viranomaisen yhteishavaintolinjastoilta havainnoitiin koko Suomen alueelta 8691 kimalaisyksilöä vuonna 2019 (Heliölä 2020, 6).

Taidearboretumin merkitys validina havaintoaineistopaikkana liittyy lisäksi sen kestäväen kehityksen tavoitteiseen luonnonsuojelutoimintoihin ja ekologisiin kasvien hoitomenetelmiin, monipuoliseen kasvilajistoon ja pölyttäjähyönteisten pitkäaikaisseurantaan, joita tilastoidaan ja julkistetaan. Vuonna 2019 metsäalueiden linjalaskenta-aineistot osallistuivat Suomen ympäristökeskuksen koordinoimaan valtakunnalliseen kimalaisseurantaan. Paikan sitoutuminen suojelutoimintaan ja monitieteiseen tutkimiseen on kuvattu väitöskirjassa *Kasvitaitteen ekologiset ulottuvuudet* (Ainalinpää 2019) ja tietokirjassa *Kohiti hiljaista suojelua* (Ainalinpää 2020b). Sijainti keskellä pohjoista maaseudun haja-asutusalueita mahdollistaa alueelliset vertailut kaupunkiympäristöihin. Vuosina 2020–2022 Taidearboretumilla on myös affiliaattiyhteistyötä Oulun yliopistoon.

Koska Taidearboretumilla puutarhaosan kasveista osa kasvaa monimuotoisissa elävissä kasvitaideteoksissa, oli tutkimusta varten hoidetulla alueella mietittävä pistelaskennoissa neliömetrin tutkimusruutu-käsite uudelleen muutamissa kasvi-istutuksissa. Tämä tarkoitti käytännössä sitä, että kasvilajiryhmän neliömetrin suuruisen tarkastelupinta-alaehdon oli täytyttävä havainnointihetkellä riippumatta alueen teosmuodosta. Neliometri saattoi siten koostua kahdesta puolen neliömetrin suorakaiteen muotoisesta suikaleesta, jotka kasvoivat rinnakkain ja muodostivat yhtenäisen kasvilajiryhmän. Riippumatta pistelaskentaruudun muodosta (perinteinen neliö tai kahdesta suorakaideruudusta koostuva) siinä tuli olla korkea peittävyys havainnoitavan kasvilajin osalta (noin 95–100 %). Riittäväällä peittävyysprosentin huomioimisella pienennettiin mahdollisuutta, että naapurikasvit vaikuttaisivat liikaa tuloksiin.

Havainnoinnin suoritti aina sama henkilö, joten lajituntemus oli aina samalla tasolla. Tutkimuksella ei ollut ulkopuolisia rahoituksia, vaan tutkimus on tehty yleishyödyllisessä tarkoituksessa. Tämä vähensi tilastollisten menetelmien käyttöä ja verrokkialueiden määrää. Toisaalta näin ollen tutkimus ei altistunut taloudellisille intressinäkökulmille. Taidearboretumin sitoutuminen ekologiseen ja kestäväen elämäsidonnaiseen tutkimukseen on vaikuttanut lajitunnistukseen liittyvään hyönteisten pyydystämismenetelmään. Havainnointihetkellä ei käytetty eettisistä syistä haaveja, myrkkypyydyksiä tai hyönteisten purkittamista. Tämä vaikeutti toisinaan pölyttäjähyönteisten lajitasolle tunnistamista, mutta tässä yhteydessä keskityttiin määrälliseen havainnointiin. Lajin tunnistamista tuki tarvittaessa valokuvaus, jolloin hyönteislaji, kasvi ja osin myös olosuhteet tallentuivat muistikortille

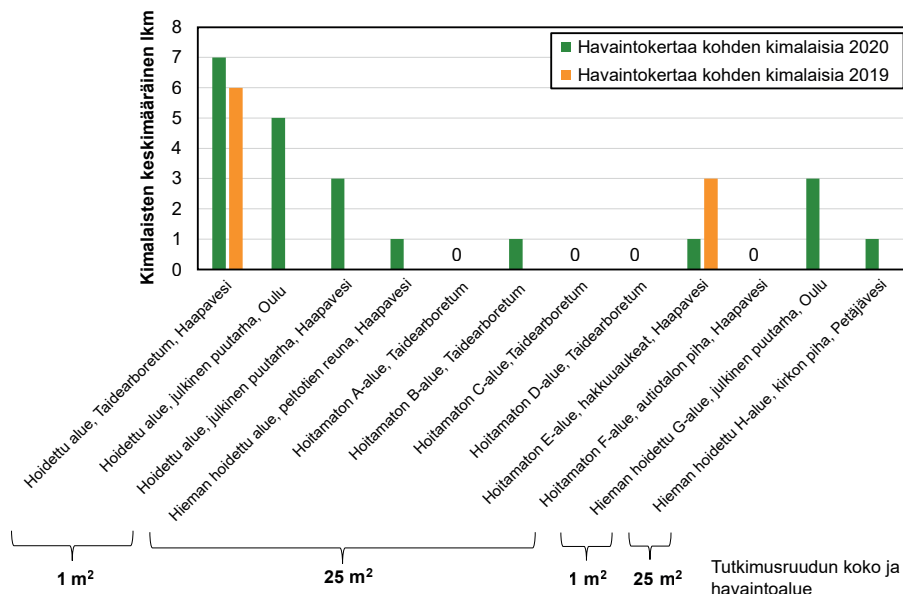
päivästietojen kera. On myös huomattava, että kimalaiset oleilevat usein mieleisen ravintokasvin löydettyään pitkäänkin samoilla paikoilla, jolloin niiden tunnistamiseen jää aikaa ilman pyydystämistään.

Tulokset ja pohtiva tarkastelu

Kimalaisten kasvikäynnit pistelaskentojen tuloksien valossa

Pistelaskennoissa Taidearboretumin hoidetuilla alueilla kimalaisten lukumäärät havaintokertaa kohden olivat selkeästi suurempia alueen hieman hoidettuihin ja hoitamattomiin paikkoihin nähden kesinä 2019 ja 2020 (kuva 1). Tutkimusvuosina 2019 ja 2020 Taidearboretumin hoidetulla alueella havaintokertaa kohden kimalaisia oli keskimäärin kuudesta seitsemään yksilöä neliometrillä, ja hoitamattomilla paikoilla (A, B, C, D) nolasta yhteen kimalaista 25 neliometrillä. Vertailupaikoilla kaupunkien hoidetuissa julkisissa puutarhoissa kimalaisia oli keskimäärin kolmesta viiteen yksilöä havaintokertaa kohden. Sitä, että vaikuttiko torjunta-aineiden käyttö tulokseen, on mahdotonta todistaa puuttuvien tarkempien lisätietojen vuoksi. Laskenta-ajankohdat kasvukaudella ja sääolosuhteet olivat kuitenkin samoja. Verrokkialueilta ei ollut myöskään saatavilla paikkakohtaisia kimalaisten vuorokausiseurantoja, joten optimaalisin laskenta-ajankohta määrittyi yleisten laskenta-ajankohatasuositusten mukaan. Toisaalta laskenta-ajan pidentyminen useamman otannan myötä tasapainotti havainto-olosuhteita eri paikoilla.

Hoitamattomilla ja hieman hoidetuilla verrokkialueilla E-, F-, ja H-alueilla kesällä 2020 kimalaisten määrät havaintokertaa kohden jäivät keskimäärin nolasta yhteen kimalaista. Kimalaisia oli niillä selkeästi vähemmän kuin puutarhojen hoidetuilla alueilla. Taidearboretumin hoitamattomien alueiden kesken erot eivät olleet suuria, vaikka niiden olosuhteet poikkesivat jonkin verran valoisuudeltaan, kosteudeltaan ja lämpötiloiltaan toisistaan. Kasvilajeja näillä hoitamattomilla alueilla oli 13 (A), 6 (B), 12 (C) ja 15 (D) lajia



Kuva 1. Pistelaskennan laskentaruutujen kimalaisten keskimääräiset lukumäärät havaintokertaa kohden eri tavoin hoidetuissa elinympäristöissä kesällä 2019 ja 2020.

Figure 1. Results of focal floral observation. Bars show the average number of Bumblebees per observation in differently managed habitats in summer 2019 and 2020.

(taulukko 1). Suurin osa näistä kukki laskentahetkillä. Noin puolet näistä kuului yleisesti niin kutsuttuihin hyviin kimalaiskasveihin (vrt. Pekkarinen & Teräs 1977). Kyseiset lajit eivät kuitenkaan riittäneet houkuttamaan runsain määrin kimalaisia paikalle, vaan kimalaiset suuntasivat ravinnonhaun läheiselle hoidetulle puutarhan osalle.

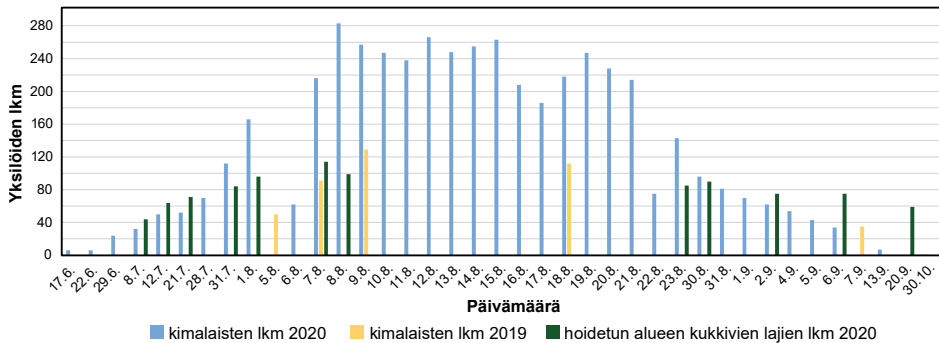
Hoitamattomista alueista hakkuuaukean (E-alue) kimalaismäärät vuonna 2019 ja Oulun julkisen puutarhan hieman hoitamaton alue (G-alue) olivat lähimpänä hoidettujen puutarhojen kimalaismäärien tasoa. Hakkuuaukealla oli runsaasti maitohorsmaa valtalajina ja Oulun julkisen puutarhan hieman hoitamattomalla alueella kukki moni kasvilaji yhtäaikaaisesti, joihin sisältyi siitepöly- ja mesirikkaita lajeja.

Kesällä 2020 yksilömäärä pistelaskennassa oli 776 yksilöä ja kesällä 2019 yhteensä 393 yksilöä. Havaintokertojen määrä vaikutti hieman lukumäärien vertailuun, sillä kesällä 2019 oli 67 havaintokertaa ja 2020 kesällä 120. Toisaalta kesän 2019 havainnointi tehtiin parhaimpina kukinta-aikana. Tulokset olivat samansuuntaiset riippumatta siitä, suoritettiin laskennat useampien päivien aikana tai saman päivän aikana useampana otantana. Laskentahetken sääolosuhteet olivat samankaltaisia ja ajoittuivat päiväsaikaan. Tietyllä paikalla kimalaisten yksilömääriin vaikuttaa paljolti myös paikan parhain kukintahetki (kuva 2). Taidearboretumilla se on keskimäärin ajoittunut eri vuosina heinäkuun lopulta elokuun lopulle. Näin oli myös kesällä 2020, jolloin paikan runsain kukinta-aika ajoittui samoihin aikoihin kimalaisten runsaiden esiintymismäärien kanssa (kuva 2).

Kasvilaji / -suku	HOITAMATON ALUE ja sen elinympäristön kuvaus:			
	A	B	C	D
Niittynätkelmä. <i>Lathyrus pratensis</i> .	A			
Puna-apila. <i>Trifolium pratense</i> .	A			
Valkoapila. <i>Trifolium repens</i> .	A			D
Keltanojen suku. <i>Hieracium</i> .	A	B		D
Timotei. <i>Phleum pratense</i> .	A	B	C	D
Siankärsämö. <i>Achillea millefolium</i> .	A	B	C	D
Ojakärsämö. <i>Achillea ptarmica</i> .	A	B	C	D
Puna-ailakki. <i>Silene dioica</i> .	A		C	D
Hiirenvirna. <i>Vicia cracca</i> .	A		C	D
Haapa (taimi). <i>Populus tremula</i> .	A			
Hieskoivu (taimi). <i>Betula pubescens</i> .	A			
Pajujen suku (taimi). <i>Salix</i> .	A			
Vadelma. <i>Rubus idaeus</i> .	A			
Maitohorsma. <i>Epilobium angustifolium</i> .		B	C	D
Kumina. <i>Carum carvi</i> .		B		
Nokkonen. <i>Urtica dioica</i> .			C	
Päivänkakkara. <i>Leucanthemum vulgare</i> .			C	
Heinätahtimö. <i>Stellaria graminea</i> .			C	D
Niittyleinikki. <i>Ranunculus acris</i> .			C	D
Poimulehti. <i>Alchemilla vulgaris</i> .			C	D
Pietaryrtti. <i>Tanacetum vulgare</i> .			C	
Ahosuolaheinä. <i>Rumex acetocella</i> .				D
Aitovirna. <i>Vicia sepium</i> .				D
Voikukka. <i>Taraxacum officinale</i> .				D
Karhea pillike. <i>Galeopsis tetrahit</i> .				D

Taulukko 1. Taidearboretumin hoitamattomien alueiden kasvilajit ja niiden esiintymisen suhteessa alueen erilaisiin kasvupaikkoihin kesällä 2020.

Table 1. Occurrence of plant-species in non-managed habitats in Art arboretum Haapavesi in summer 2020.



Kuva 2. Kimalaisten ja kasvilajien yhtäaikainen esiintyminen ja ajoittuminen linjalaskennoissa Haapaveden Taidearboretumilla kesinä 2019 ja 2020. Siniset ja keltaiset pylväät indikoivat kimalaisten yksilömääriä ja vihreät pylväät hoidetun alueen kukkivien kasvien yhteislukumäärää.

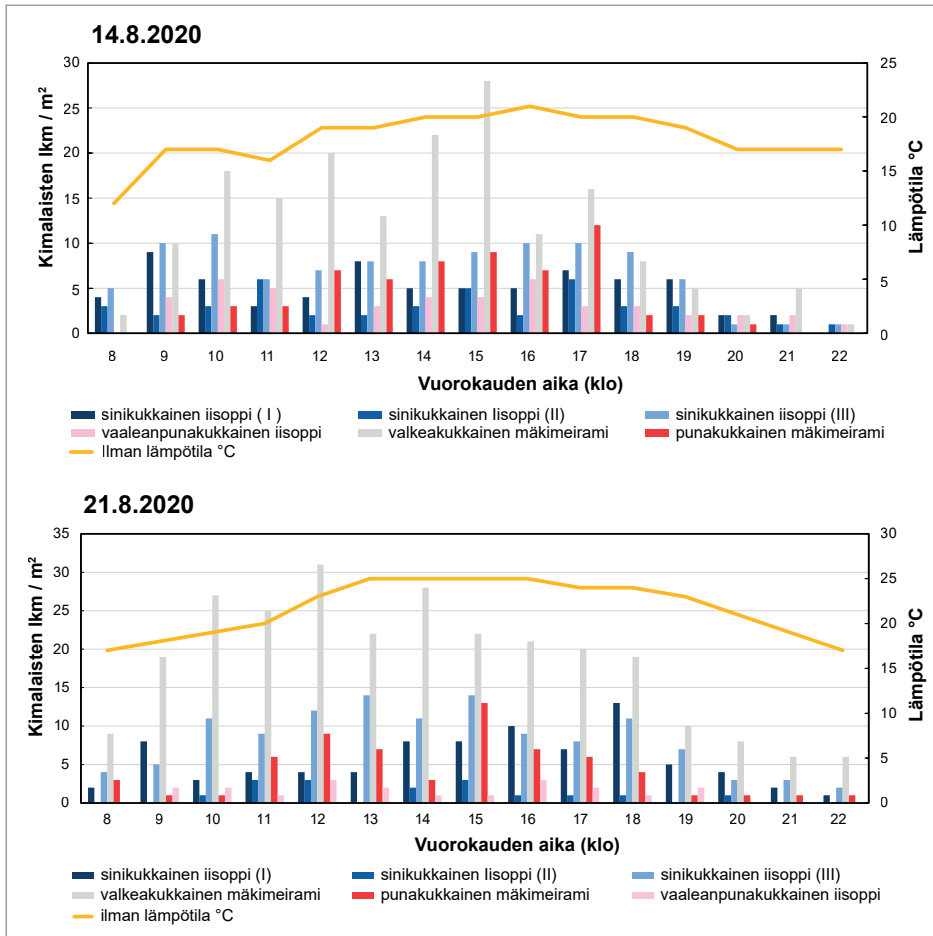
Figure 2. Results of Beewalk survey. Bars indicate the number of individual Bumblebees in summer 2019 and 2020 and flowering plant species in summer 2020 in Art arboretum Haapavesi.

Kasvin ja kasvupaikan ominaisuuksien yhteydet kimalaiskäynteihin yrttikasveilla

Kasvien iän ja värien yhteyksiä kimalaisten kasvikäynteihin tarkasteltiin vuorokausi-seurannoissa Haapaveden Taidearboretumilla kesällä 2020 iisopin (*Hyssopus officinalis*) ja mäkimeirammin (*Origanum vulgare*) osalta (kuva 3). Havainnointi tehtiin pistelaskentana neliometriä kohden ja kimalaisten koko vuorokauden lentoajan suhteen, lajien runsaimman kukintavaiheen aikoihin 14. ja 21. elokuuta 2020. Tässä vaiheessa molemmilla lajeilla kukinnot olivat yhtäaikaaisesti runsaana auki, mikä tasapainotti lajien vertailua. Iisoppeja oli tarkastelussa mukana eri ikäisissä 2-, 3-, 4- ja 5-vuotiaiden ryhminä, jotta kasvin iän vaikutusta kimalaiskäynteihin voitiin arvioida. Iisopin kukinnoissa tarkasteltiin myös kahden värin vaikutuksia kukkakäynteihin: sinisen ja vaaleanpunaisen (2-vuotiaan) kukinnon. Mäkimeiramilla huomioitiin valkoisen ja punaviolettin värin vaikutuksia kimalaisten kukkakäynteihin. Mäkimeiramikasvustot olivat Taidearboretumilla kesällä 2020 pääasiassa 6-vuotiaita, mutta joukossa oli yli 10 vuotta vanhoja punaviolettikukkaisia kasvuryhmiä. Lisäksi seurattiin ilman lämpötilan muutoksia. Iisopin ja mäkimeirammin otokset ovat osa laajempaa Taidearboretumin 18 kasvilajin kimalaisten kasvikäyntiseurantaa, joiden tuloksia ei ole vielä julkistettu.

Kuvan kolme kaaviota osoittavat, että samalla kasvilla ja samalla alueella eri-ikäisissä iisoppikasvustoissa vieräilee usein eri määrä kimalaisia. Kimalaisia kävi eniten keskimäärin havaintokertaa kohden kolmevuotiaalla iisoppikasvustolla (7–8 yksilöä) ja toiseksi eniten neljävuotiaalla iisopilla (5–6 yksilöä) neliometriä kohden. Vähiten kimalaisten kasvikäyntejä kertyi vaaleanpunakukkaisen iisopin nuorimpaan kaksivuotiaaseen kasvustoon ja sinikukkaiseen vanhimpaan viisivuotiaaseen kasvustoon. Näissä keskimäärin havaintokertaa kohden oli vain yhdestä kolmeen kimalaista.

Vaikka kolmevuotiaalla sinisellä iisopilla kasvikäyntejä oli runsaasti, oli sen kokonaislukumäärä 14. elokuun otoksissa 102 yksilöä ja maksimiotos runsaimmillaan 11 yksilöä. 21. elokuun otoksissa oli vastaavasti 123 yksilöä ja maksimiotos 14 yksilöä neliometrillä. Tämä oli vain noin puolet valkeakukintoisen mäkimeirammin kimalaiskäynneistä. Valkealla mäkimeiramilla kävi 14. elokuuta 172 yksilöä ja maksimi oli 28 kimalaista neliometrillä. Suurin käyntimäärä tuli 21. elokuuta, jolloin kimalaisvierailuja laskettiin 273 yksilöä ja maksimiotos oli 31 kimalaista neliometrillä. Punaviolettin mäkimeirammin kimalaiskäynnit olivat valkeakukintoista mäkimeiramia selkeästi vähäisempiä ja lähempänä iisopin nuorien ja vanhojen kasvustojen määriä. Havaintokertaan suhteutettuna kimalaisia kävi



Kuva 3. Kimalaiskäynnit eri ikäisillä iisoppikasvustoilla (I = 4-vuotiaita, II = 5-vuotiaita, III = 3-vuotiaita ja vaaleanpunainen iisoppi 2-vuotiaita kasvustoja) ja eri värisillä mäkimeiramin kukinnoilla Taidearboretumilla kesällä 2020.

Figure 3. Bumblebee's flower-visiting in different ages of *Hyssopus officinalis* (I = 4 years old, II = 5 years and III = 3 years), 2 years old *Hyssopus officinalis roseus* and *Origanum vulgare* with white and red flowers in Art-Arboretum in the summer 2020.

tutkimusaikoina valkeakukkaisessa mäkimeiramissa keskimäärin 12–18 kimalaista ja punakukkaisessa mäkimeiramissa neljä kimalaista neliometriä kohden.

Kimalaisten erilaisia kasvikäyntimääriä samoilla kasvilajeilla näyttäisi osin siis ohjailevan kasvivyksilön ikä. Iisopilla kasvusto heikkenee selkeästi 5–6-vuotiaana. Silmännähtävä kokoon ja kukkamäärään liittyvä hyvä elinvoimaisuus ajoittuu 2–4 ikävuoteen. Todennäköisesti juuri 3–4 ikävuoden tienoilla iisopin koko kasvin elinvoimaisuus ajoittuu yksin kasvin meden ja siitepölyn runsaimman tuotannon sekä voimakkaimman tuoksuerityksen kanssa. Tämä ohjanee kimalaisen kasvivierailuja. Kukintoryhmän peittävydessä ei ollut eroja, jotka olisivat voineet vaikuttaa tulokseen.

Tulokset yleisiin käsityksiin värien houkuttelevuudesta olivat osin yhteneviä sinisen ja punaisen sävyjen osalta, eli ne houkuttelevat kimalaisia iisopin ja mäkimeiramin tapauksissa paljon. Yleiskäsityksiin valkean värin huonosta houkuttelevuudesta kimalaisille ei saatu yhtenevää näyttöä mäkimeiramin osalta. Valkea väri ei vähentänyt kasvikäyntejä ainakaan mäkimeiramilla, sillä jokin toinen ominaisuus, kuten hajun houkuttavuus kompensoi sitä.

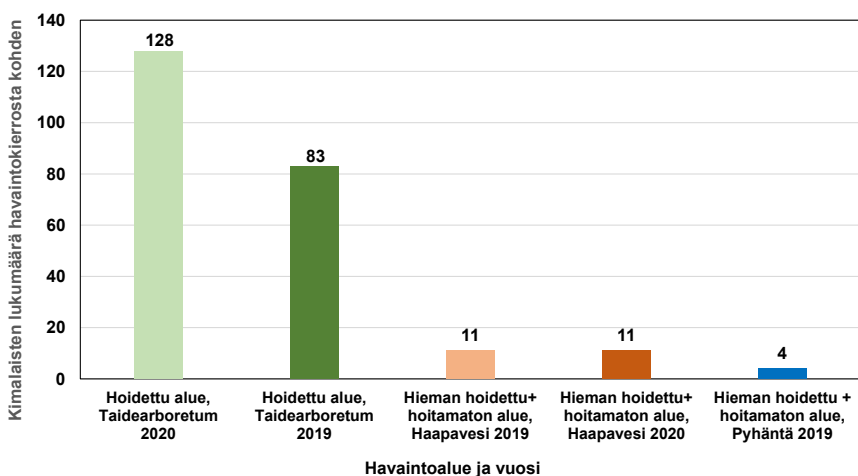
Yksittäisen pienen kukkakoon huonompaa houkustustehoa puolestaan korvasi kukkien ryhmittyminen isommaksi kukinnoksi ja kasvuston laaja peittävyys kasvupaikalla.

Kasvupaikan fysikaaliset tekijät vaikuttivat todennäköisesti yrttikasveista erittyviin tuoksuihin voimistavasti, sillä mittausaikoina sää oli helteinen ja tyyni. Lämmössä eeteriset hajut voimistuvat ja tuuleton mikroilmasto ei hajaannuta tuoksuja etämmälle tai vaikeuta kimalaisen lennon ohjautuvuutta. Kukintojen lämpötilan nousulla on todettu joskus olevan vaikutusta tuoksujen erittämiseen ja pölyttäjien houkuttamiseen (Salonen 2006, 114–115). Tämä vaihtoehto lienee kuitenkin epätodennäköinen tutkimusalueella. Taidearboretumilla aiemmissa päiväperhosten maakontaktitutkimuksissa on todettu hiekkamaaperän olevan iisopin kukkien lämpötilaa korkeampi esimerkiksi I ja II-iisoppikasvuston kohdalla (vrt. Ainalinpää 2020a). Tällöin kasvilla ei ole tarvetta nostaa lämpötilaansa hellesäässä ja maasta kohoavan lisälämmön vuoksi. Sen sijaan hieman varjoisemmassa III iisoppikasvustoissa tämä olisi voinut olla mahdollista, mutta asiaa ei mitattu.

Kimalaisten kasvikäynnit linjalaskentojen tuloksien valossa

Linjalaskennoissa kimalaisten lukumäärät nousevat suuremmiksi johtuen laajemmasta tarkastelupinta-alasta. Linjalaskennan tuloksena 38 havaintokerralla Taidearboretumilta laskettiin 2020 kesällä 4867 yksilöä, jolloin havaintokertaan kohden havaittiin 128 yksilöä (kuvat 2 ja 4). Tulokset ovat yhteneviä suhteessa pistelaskennoilla saatuihin tuloksiin. Vertailtaessa kuvia 2 ja 4 voidaan havaita, että myös linjalaskennoin havainnoituna hoidetut puutarha-alueet ovat kimalaisten lukumääriltään selkeästi runsaslukuisempia verrattuna hieman hoidettuihin ja hoitamattomien kasvillisuusalueiden kimalaislukumääriin nähden.

Linjalaskentakaavioiden 2 ja 4–6 yhteistarkastelu osoittaa ihmisen toimilla olevan vaikutusta kimalaisten lukumääriin ympäristöissä. Puutarhoissa ihmisen vaikutus näyttäisi olevan myönteinen kimalaislajiin kimalaisten osalta, etenkin jos paikan hoitotoimenpiteet ovat luonnonmukaisia, kasvimäärä on runsas ja kasvilajeilla on hyvä meden tuotto. Kasvin medentuottoa puolestaan säätelevät paikan fysikaaliset kasvuolosuhteet, kuten kuivuus (Carroll *ym.* 2001). Vaikka hoidetut ja hoitamattomat kasvupaikat olisivat samankaltaisia kasvien runsauden ja monipuolisuuden osalta, on mahdollista etenkin kuivissa



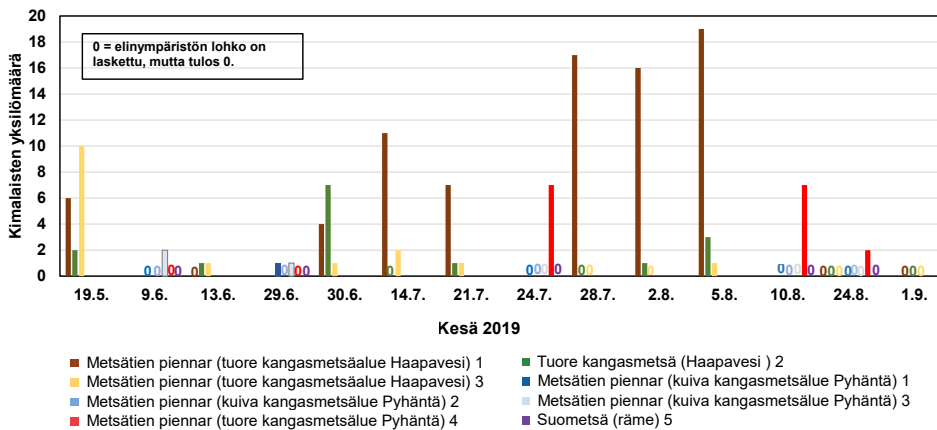
Kuva 4. Kimalaisten keskimääräinen lukumäärä linjalaskentakierrosta kohden Haapaveden ja Pyhännän tutkimusalueilla kesinä 2019 ja 2020.

Figure 4. Results of Beewalk survey. Bars show the average number of bumblebees in differently managed habitats in Haapavesi and Pyhäntä in summer 2019 and 2020.

elinympäristöissä ja vähäsaiteisina kesinä, että hoidetun puutarhan kastelutasapainon ylläpito tuo esiin eroja paikkojen kasvien meden ja siitepölyn tuottamiseen. Hoitamattomilla alueilla olevien kasvilajien määrä ja yhtäaikainen kukintamäärä oli myös kasvukauden aikana hoidettuja alueita vähäisempää, mikä saattoi vähentää kimalaisvierailuja.

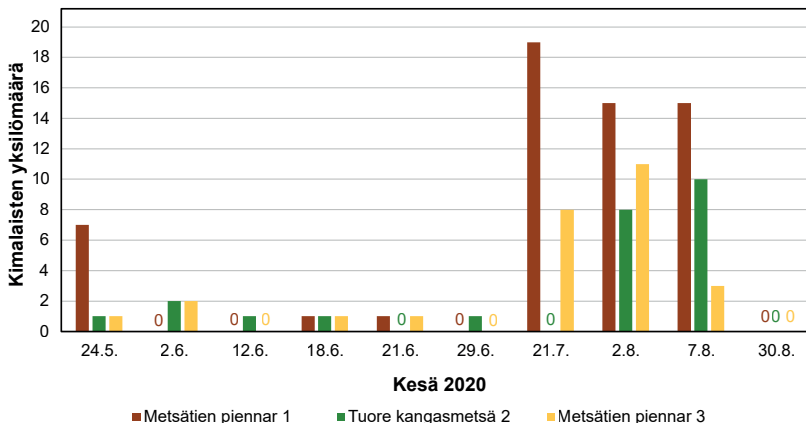
Kuvien 5 ja 6 tuoreen ja kuivan kangasmetsän läheiset piennaralueiden elinympäristölohkot ovat hieman hoidettua kasvillisuusaluetta. Ne niitettiin kerran kesässä. Rämekasvillisuuden alue kuuluu hoitamattomaan alueeseen, johon ei kohdistunut ihmisen käsittelyä lainkaan. Alueelta havainnointiin peltokimalaisia (*Bombus pascuorum*), kivikkokimalaisia (*B. lapidarius*), pensaskimalaisia (*B. pratorum*), kartanokimalaisia (*B. hypnorum*), mantukimalaisia (*B. lucorum*) ja tarhakimalaisia (*B. hortorum*).

Metsäalueiden linjalaskenta-aineistoista näkyi pistelaskentojen mukaisesti kimalaisten lukumäärien selkeä vaihtelu maastossa samalla havaintoalueella lyhyillä etäisyyksillä.



Kuva 5. Linjalaskennalla havainnointujen kimalaisten lukumäärät tuoreen ja kuivan kangasmetsän sekä suometsän elinympäristölohkoissa Haapavedellä ja Pyhäntällä kesällä 2019.

Figure 5. Results of Beewalk survey. Bars show the number of individual bumblebees in habitats of moist and dry forest and swamp in Haapavesi and Pyhäntä in the summer 2019.



Kuva 6. Linjalaskennalla havainnointujen kimalaisten lukumäärät tuoreen kangasmetsäalueen elinympäristölohkoilla Haapavedellä kesällä 2020.

Figure 6. Results of Beewalk survey. Bars show the number of individual bumblebees in habitats of the moist forest in Haapavesi in summer 2020.

Sekä 2019 että 2020 havaintovuosien aineistot osoittavat, että kimalaisten lukumäärissä Haapavedellä tuoreen kangasmetsän metsätien pientareilla oli eroavaisuutta kahden viereisen elinympäristölohkon kohdalla (kuvat 5 ja 6). Maaston pieni korkeusero muodosti paikallisesti ilmeisesti hieman erilaiset kosteusolosuhteet maaperään ja toi niiden myötä pieniä eroja kasvilajistoon. Maaston alemmassa osassa (metsätien piennar 3) kasvoi enemmän suo-, koiran- ja karhunputkea sekä runsaasti monenlaista heinää. Lisäksi sen viereisessä ojassa kosteutta riitti läpi koko kesän, toisin kuin ylempänä maastossa metsätien pientareeseen (1) rajoittuvassa ojassa. Metsätien piennar (1) ylempänä maastossa kasvoi runsaammin matalampia putkilokasveja kuin alempi metsätien piennaralue kolme. Karhunputkien ja suoputkien kasvu ilmentää usein maaperän kosteutta (Väänänen 1995). Maaston korkeammalla kohdalla kulkevalla linjaston elinympäristölohkolla kimalaisia oli havaintokertaa kohden keskimäärin 6–8 yksilöä eli hieman enemmän kuin alavammalla alueella, jossa niitä oli havaintokertaa kohden 0–3 yksilöä. Kartasta katsottuna korkeusero ei näytä merkittävältä, joten linjalaskentalohkon olisi voinut ilman maastokäyntiä laskea yhdeksi ja samaksi elinympäristölohkoksi.

Kuvista 5 ja 6 voi nähdä kimalaismäärien metsätien piennaralueilla myötäilevän metsän sisäosien kimalaismääriä alkukesästä heinäkuun lopulle asti. Molemmissa elinympäristölohkoissa on samaan aikaan kimalaisia joko vähän tai paljon. Alkukesällä ero voi selkeämmin olla yhteydessä elinympäristölohkojen kasvillisuuden eri kukintavaiheisiin. Lukumäärällisesti erot kasvavat elinympäristölohkojen kesken eniten loppukesästä. Loppukesän kimalaismäärien kasvun taustalla lienee osaltaan kimalaispesien rappeutuminen. Parkkisen *ym.* (2018, 14, 22, 25) mukaan pesän rappeutuessa, vanhan kuningattaren kuollessa ja uuden poistuessa talvehtimaan muualle, lähtevät koiraat ja työläiset ulos pesistä. Kimalaisten määrien perussäätelyn taustalla on uusien kimalaissukupolvien synty ja vanhojen sukupolvien siirtymiset pesien ulkopuolelle. Lisäksi kimalaispesissä käytävät keskinäiset valtataistelut, ravinnon riittävyys, lentosää, pedot, loiset ja tuholaiistorjunta vaikuttavat määriin. Eri lajeilla keväiset lento-ohjelmat voivat vaihdella, johon muun muassa pesien syvyydellä maassa on merkitystä. Pohjois-Suomessa kimalaisten on havaittu lähtevän liikkeelle myöhemmin ja lähellä pajujen kukinta-aikaa.

Myös tässä tutkimuksessa kevään kimalaisten ensihavainnot ajoittuivat pajun kukinta-aikoihin. Taidearboretumin elinympäristössä ensihavainnot kimalaisista saadaan yleensä muutamia jo huhtikuun alussa parhaimpina pajun kukinta-aikana ja ennen varsinaisten linjalaskentojen aloituksia. Tuoreen kangasmetsän alueilla sen sijaan lumen pitempi viipymä ja maaperän kylmyys ilmeisesti hidastavat pesistä lähtöä ja kimalaiskuningattaria on liikkeellä vasta toukokuun puolivälistä alkaen pajun kukinnan loppuvaiheessa.

Kuvat 5 ja 6 paljastavat myös sen, että metsäisellä alueella varjoisuusolosuhteiden muuttuminen alkukesään nähden ei vaikuta kimalaisten liikkumiseen kovinkaan paljon. Elinympäristölohkon 2 tuoreen kangasmetsän sisäosassa, jossa aluskasvillisuus on varjossa koko kesän, kimalaisten lentoajoissa on samankaltaisuutta valoisampien tienpientareiden lentoaikoihin nähden. Varjoisuudesta huolimatta kimalaismäärät kasvavat tuoreen kangasmetsän sisällä loppukesällä. Pistelaskennan Taidearboretumin kimalaisten lukumäärät osoittivat samansuuntaista tulosta: kimalaisia käy vähemmän varjoisilla elinympäristöillä, mutta kaikkiin aukeampiin ja valoisampiin paikkoihin nähden erot eivät aina ole suuria. Tällöin juuri paikan hoitovaikutukset tekevät kasveista ehkä otollisempia käyntikohteita kimalaisille, kuten aiemmin totesin. Kimalainen vierailee varjossakin elävillä kasveilla, mutta se ei ilmeisesti ole niiden ykköspölyttäjähöynteinen. Myös Metlan (2009) tutkimuksissa saatiin saman suuntaisia tuloksia, joiden mukaan kimalaiset pölyttivät niukasti mustikkaa metsässä kontukimalaislajia lukuun ottamatta. Kimalaista pidetään yleensä mustikan tärkeimpänä pölyttäjänä, joka ei kuitenkaan tee vaihtolämpöisenä höynteisenä pölytlentoja viileällä säällä (Luontoportti 2021). Metsien sisäosissa pölytyksessä lieneekin muilla pölyttäjillä ja tuulipölytteisyydellä kasveille isompi merkitys.

Kasvillisuuden ominaisuudet heijastuivat kimalaisten lukumääriin kuivan ja tuoreen

kangasmetsän sekä niiden läheisten alueiden osalta. Kimalaismäärät sekä Haapaveden että Pyhännän tutkimuslinjastoilla olivat suurempia tuoreen kangasmetsän alueilla kuin kuivan kangasmetsän alueilla. Erot eivät näillä tutkimuspaikoilla tasoittuneet edes yhdellä kimalaisille mieleisellä alueen kasvilajilla, kuten kanervalla, jonka oletin olevan merkittävä noin kymmenen vuotta aiempien yleishavaintojeni perusteella. Kun kimalaisille ei ole tarjolla selkeästi määrällisesti runsasta tai muutoin houkuttavaa mesi- ja siitepölypaikkaa, se voi tyytyä keräilemään tasapuolisemmin ravintoa paikan eri kasvilajeista. Tällöin pölyttäjäkasvin sijaan olisikin ehkä mielekkäämpi puhua kokonaisen kasvupaikan suotuisuudesta pölytykselle, toisin sanoen pölyttäjäkasvielin ympäristöstä. Råme-elin ympäristössä, jossa suopursu kasvoi valtalajina, kimalaisia ei havaittu lainkaan laskennoissa. Tämä näyttäisi vahvistavan aiempia tutkimustietoja, joissa Parkkisen *ym.* (2018, 34) mukaan suopursun meden myrkyllisyyden epäillään vähentävän suopursuissa käyntejä.

Viheralueiden maankäyttö kimalaisen kasvikäyntien suuntaajana

Maaseudun viljelyalueilla pitkäaikaiset kesannot ja kukkakaistat oikein valikoiduilla pölyttäjäkasveilla tehostavat pölytystä (Korpela 2014). Suomen viljelyalueille toivotaan tulevaisuudessa ympäristöviranomaisten taholta pinta-alaltaan laajempia monimuotoisuuspeltoja ja -kaistoja (Hyvönen *ym.* 2020, 5–6). Samaan aikaan kuitenkin peltoalueilta pyritään laajentamaan salaojituksilla, jolloin pientareita häviää. Tässä on siten ristiriitaisuutta. Toisaalta, olipa kyseessä kukkakaista tai vanhan ojan piennar, ei sen merkitys pölyttäjille parane, jos samaan aikaan viljelyksillä tehdään myrkytyksiä, jotka ilmavirroissa leviävät kaista- ja piennaralueille.

Tutkimuksessa hieman hoidetun peltotienreunan kimalaismäärät jäivät pieniksi ja olivat vähäisiä suhteessa hoidettuihin puutarha-alueisiin. Hieman hoidetun peltotienreunan pienempiin kimalaismääriin vaikuttivat todennäköisesti niukempi kukkiva kasvilajisto ja mahdollisesti lähipeltoilta leviävät kasvinsuojeluaineiden ilmavirtaukset. Myös piennaralueaineiston otoskertojen pienempi määrä vaikutti tuloksiin.

Taidearboretumin sijainnin aktiiviviljelyalueiden keskellä olisi voinut olettaa pienentävän sen kimalaismääriä huomattavasti. Näin ei kuitenkaan ollut ja kimalaismäärät sen hoidetuissa osissa olivat laskennoissa runsaita verrokkialueisiin nähden. Paikan mikroilmasto sekä ravinto- ja pesäpaikkamahdollisuudet tarjoavat mahdollisesti optimaalisen elinympäristölaikun kimalaispopulaatiolle. Taidearboretumin puutarhaosa on suojassa viljelypeltojen kasvinsuojeluaineilta koivumetsikön ja osittaisen pajukasvuston vuoksi. Mikroilmasto puolestaan on noin kaksi astetta ympäristöään lämpimämpi, ja koivumetsikköön jääneet useat vanhat avopellonajat tarjoavat pesäpaikkoja. Puutarhan kasvilajisto sisältää runsaasti monentyyppisiä ravintokohteita koko kesäkaudelle, eivätkä kasvien luonnonmukaiset hoitotoimenpiteet aiheuta myrkytysvaaraa. Toisaalta lähialueen muutamat peltojen vanhat avo-ojat toimivat kimalaisille pesäpaikkoina ja pajut kevätravintona kimalaiskuningattarille. Hieman samankaltaista optimaalisten pienalueiden vaikutuksia on huomattu osalle päiväperhoslajeja. Uusimmissa laajemmissa tutkimuksissa on oletettu lämpimään soputuille päiväperhosille niin sanottujen ”askelkivialueiden” helpottavan elinympäristömuutoksiin sopeutumisessa (Fourcade 2021). Ehkäpä myös Taidearboretumin elinympäristölaikku muodostaa osin vastaavanlaisen merkityksen kimalaisille ja auttaa varautumisessa muuttuviin olosuhteisiin. Tämä vaatisi kuitenkin lisää monivuotisia tutkimuksia.

Maaseudun ja kaupunkiympäristöjen keskinäisestä paremmuudesta kimalaisten elinympäristöinä on vaikea tarkalleen sanoa, sillä muun muassa puutarhaympäristöjen merkityksien tutkimukset kimalaispopulaatioille ovat vasta aluillaan. Taidearboretuminkin tutkimukset lukeutuvat pioneeriselvityksiin. Maatalouden tehostumisen arvioidaan tasoittaneen eroja kaupunkiympäristöihin nähden. Esimerkiksi Iso-Britanniassa kaupungeissa kontukimalaisella on maaseutuverrokkialueisiin nähden enemmän jälkeläistuotantoa kuin maaseutualueilla, jota on selitetty muun muassa myrkkyaiteiden eri pitoisuuksilla ja

puistokasvillisuuden monipuolisuudella (Samuelson 2018; Lämsä *ym.* 2018; Powney 2019). Yhdysvalloista puolestaan on havaittu mehiläislajeja, jotka menestyvät kaupungeissakin hyvin (Graham 2018). Taidearboretumin tulosten valossa avautuu näihin laajempiin tutkimuksiin osatulkintaa. Pienelläkin yhtenäisellä alueella elinympäristöolosuhteet voivat vaihdella huomattavasti mikroilmaston ja kasvillisuuden myötä, jolloin tietyt tutkimusalueelta voi jo kymmenen metrin etäisyydellä tulla hyvinkin erilaisia lajimäärätuloksia. Näin ollen aluetyyppiä kohden kimalaisseurannoissa tarvittaisiinkin hyvin tiheää havaintoverkkoa ja useita otoksia, jotta todellinen lajistotilanne varmistuisi.

Pölyttäjälinympäristöjen tukemiseen tarvitaan monia muita keinoja monipuolisten puutarhojen lisäksi. Pölyttäjänäkökulmasta maaseudun kaikkia peltoalueita ei saisi salaojittaa ja piennaralueiden kokoon ja laatuun tulisi kiinnittää huomiota. Esimerkiksi perinnebiotooppien ylläpitoa, niittypeltoja ja monimuotoisuuskaistoja tulisi lisätä (Hyvönen *ym.* 2020, 73). Myös torjunta-aineiden käytössä ja pientareiden niittoajankohdissa tarvitaan tarkempaa rajaamista (vrt. Powney *ym.* 2019; Anttila 2019). Maaseudun muuttuessa tulevaisuudessa yhä enemmän yhteiskunnan energiantuottajaksi, suurten ja lukuisten tuuli- ja aurinkoenergiavoimalapuistojen myötä, tarvitaan enemmän perinteisemmän maaseutumaiseman ja maankäytön suojaamista aluesuunnittelussa ja kaavoituksessa. Pölyttäjähönteisten tarpeet tulisi ottaa niissäkin huomioon. Eri elinympäristötekijöiden yhteisvaikutuksia ei voida koskaan täysin sulkea pois pölyttäjäkadon syistä. Kaupunkeihin nähden perinteisempi maaseutu ympäristö on ollut ”keidas” kimalaisille, puhtaamman ilmanlaadun sekä ravinnon ja pesäpaikkojen osalta. Kimalaisnäkökulmasta maaseutu ympäristö ei saisikaan liikaa kaupunkimaistua.

Kimalaislajin elinympäristön tukemisessa keinopesät eli hyönteishotellit eivät myöskään toimi, koska moni *Bombus*-suvun laji pesii luontaisissa maakoloissa. Tosin maahan asennettuja pesäjäljitelmiä kutsutaan toisinaan keinopesiksi (Parkkinen 2018, 166–167). Keinopesät soveltuvat vain osalle pistiäislajeja (Leinonen & Paukkunen 2018). Tieteelliset näytöt keinopesien hyödyllisyydestä ovat edelleen vähäisiä ja ristiriitaisia. Jotkut kritisoivat niitä esimerkiksi loisten ja tautiriskien osalta ja toiset näkevät nämä haittatekijät monimuotoisena osana luontoa ja keinopesädynamiikkaa (vrt. Vairimaa 2005; Bailes *ym.* 2018; Leinonen & Paukkunen 2018). Riippuukin lajeista ja monista eri elinolosuhteista, koituvatko loiset eduksi vai haitaksi isäntälajilleen (Hanski 1998, 336–344). Hetkelliset pörräiskampanjat tarvitsevat rinnalleen muutoksia kulutustapoihin ja laajempaa maankäyttötoimien suojelullista säätelyä.

Tutkimuksessa hoidettujen puutarha-alueiden kimalaismäärät olivat selkeästi korkeampia hoitamattomiin puutarhan kohtiin tai muihin hieman tai selkeästi hoitamattomiin alueisiin nähden. Synn löytäminen on haastavaa, koska ne ovat kimalaisyhteiskunnan sisäisiä ja lisäksi monin tavoin ulkoisten tekijöiden säätelemiä. Fysikaaliset tekijät, kuten paikan varjoisuus, eivät ole merkittävä syy kimalaisten kasvievierailujen vähyteen, sillä hoitamattomien paikkojen vertailuissa oli mukana myös puolivarjoisia ja valoisia paikkoja. Näissä kimalaismäärät olivat kaikissa vähäisiä. Sen sijaan viheralueen hoitotoimenpiteen laadulla näyttäisi olevan merkitystä kimalaisten esiintymiseen. Hoidon laatu voi vaikuttaa kasvin elinvoimaisuuteen ja ohjata siten edelleen mesivarantoja. Luonnonmukaisesti hoidettu puutarha voi tarjota kimalaisille määrällisesti enemmän ja laadullisesti terveellisempää ravintoa.

Pölyttäjäkasvista pölyttäjäkasvielinympäristöön

Jos elinympäristöstä puuttuvat tietyt mesi- ja siitepölykasvustot, kimalainen tekee kasvievierailuja useammin eri kasvilajeilla. Tällöin ei voida helposti osoittaa kimalaisen mieltyneen johonkin tiettyyn kasviin, vaan pikemminkin suosivan kokonaista elinympäristöä, pölyttäjäkasvielinympäristöä. Lajinsuojelun tulevaisuuden kannalta käsite ”pölyttäjäkasvielinympäristö” saattaisi olla hyödyllisempi käsite myös julkiseen käyttöön, sillä se kiinnittäisi viheralueiden ylläpitäjissä huomion yhtä kasvilajia

laajempaan ekologiseen näkökulmaan. Yksittäiset pölyttäjäkasvit ei juurikaan voi taata kimalaispopulaation selviytymistä alueella, vaan tarvitaan monipuolisen puutarhakenteen ja sen lähiympäristön vaalimista. Hyvästäkään pölyttäjäkasvilajista ei puutarhassakaan ole isompaa hyötyä, jos sen läheisyydessä käytetään myrkkijä. Kasvinsuojeluaineet sekoittavat monilla mesipistiäislajeilla elimistöä vaikuttaen niiden suuntavaistoon ja edelleen ravinnon hankintaan sekä pahimmassa tapauksessa tappavat elion (vrt. Smith *ym.* 2020; Lämsä *ym.* 2018). Monivuotisissa suomalaisissa tutkimuksissa on saatu viitteitä siitä, että päiväperhosille luomuviljelyalueiden reunaympäristöt olisivat osoittautuneet useimmille lajeille elämää tukeviksi elinympäristöiksi ja metsän avohakkuisiin rajoittuvat reunaelinympäristöt puolestaan olisivat selviytymistä heikentäviä alueita (Saarinen & Jantunen 2003, 1–10).

Puhe pölyttäjäkasveista ja nimeäminen esimerkiksi kimalaiskasviksi voivat toisinaan johtaa harhaan. Pölytystapahtumaan osallisuvat yhdessä tai erikseen monet hyönteiset ja isommatkin eläimet, tuulen ja joskus vedenkin ohella. Kyse ei ole siis yhdestä lajista. Toisekseen, osalle kimalaisten saman suvun eri lajille ei aina kelpaa samat kasvilajit pölytettäväiksi ja yksilöerot kasvimieltymyksissä ovat mahdollisia. Kasvi puolestaan voi houkuttaa pölyttäjähönteisiä eriasteisesti eri ikävaiheessaan kukintojen määrän ja medentuotto-ominaisuuksien muutoksen myötä, mitä ilmeni iisopilla tässä tutkimuksessa. Lisäksi paikan mikroilmastolliset ominaisuudet ja satunnaiset sääilmiöt voivat säädellä kimalaisten kasvikäyntejä. Kimalaismäärien kukkavierailuihin heijastuu lisäksi paikallisten populaatioiden koko, jota säätelevät alueella olevat pesäpaikat ja lajienvälinen kilpailu. Satunnaisempaa häiriötä voi ilmetä lajistoa kohdanneista kesäaikaisista taudeista tai runsastuneista saalistajalajien määristä.

Vaikka puutarhoilla näyttäisi olevan positiivinen vaikutus kimalaisten selviytymiselle, on erilaisten viheralueiden kokonaismerkityksessä vielä tutkittavaa laajemmassa mittakaavassa. Ehkä ne jäävät pieniksi keitaiksi muiden elinympäristöjen muuttuessa ja kadotessa sekä lisääntyvän maa-aineskäytön ja muuttuvan ilmaston myötä. Puutarhat lienevät vain pieni lisäaika ihmiselle rationalisoida ja kuunnella huolellisemmin toistenkin lajien tarpeita muuttaessaan eri elinympäristöjä.

Elinympäristön vaihtelevuus ja kimalaisseuranta

Kimalaistuloksia ei voi suoraan yleistää muiden pölyttäjähönteisten käyttäytymiseen. Eroja kasvievierailuissa on jo kimalaislajien välillä. Tulokset tukevat näkökulmaa, että alueiden kimalaislaskentoja suunniteltaessa havainnoitsijan on kiinnitettävä huomiota kasvien kasvunopeuteen kasvukauden aikana ja ajoitettava myös sen mukaan laskentansa. Tällöin paikkakohtaiset kimalaisten maksimilukumäärät nousisivat esille selkeämmin. Nykyisissä linja- ja pistelaskentaohjeistuksissa painotus on enemmän sääolosuhteissa, mikä sekin on tärkeää, vaikkakin kimalaisia on kohtuullisesti lennossa vaimella sateella.

Kimalaismäärissä näyttäisi olevan runsasta vaihtelua saman alueen eri paikoissa hyvinkin suppealla alueella. Jos havaintokertoja ei voida ajoittaa tarkasti kukinta-aikoihin, on kimalaisten linjalaskentareitin pituuden oltava riittävän pitkä ja pistelaskennassa tarvitaan toistoja ja useampia havaintopaikkoja. Toisaalta kukinnoiltaan monilajinen ja runsas ympäristö voi antaa lyhyemmälläkin reittivalinnoilla ja vähäisemmälläkin toistoilla kohtuullisen kattavan kuvan alueen kimalaistilanteesta, jos myös muut havainto-olosuhteiden ehdot täyttyvät. Puutarhoissa kimalaisten lukumäärät voivat nousta laskentakertaa kohden korkeiksi johtuen kukintamaksimiin ajoitetusta laskennasta. Tämä auttaa paikallisen populaation maksimirunsauden selvittämisessä. Tällöin pistelaskenta pienellä neliömetrialueella voi tuloksen kannalta olla validimpi vaihtoehto helpottaessaan ajoittain nopealiikkeisten kimalaisten seuranta. Toisaalta on huomattava, että hyvillä mesikasvipaikoilla kimalaiset liikkuvat hitaammin ja ovat helpommin havainnoitavissa. Resurssien salliessa piste- ja linjalaskennan yhteiskäyttö tuo varmennetumpaa lajistotietoa, mutta se vaatii enemmän kenttätutkimusaikaa.

Tarkasteltavaan elinympäristölohkoon tai -tyyppiin voi sisältyä useampia kasvillisuuden variaatiota, joita luovat fyysikaalisen ympäristön kosteus, valoisuus ja mikroilmasto. Tarkasteltaessa ihmisen runsaasti muokkaamia elinympäristöjä, myös hoidetun ja hoitamattoman ympäristön määrittely on eduksi. Hieman hoidetuilla ja hoitamattomilla elinympäristöillä luontainenkin sukkessio voi vaikuttaa jossakin vaiheessa kasvillisuuteen ja sen myötä lajivuorovaikutussuhteisiin, kuten tutkimuksen autiotalon pihalla ja hakkuuaukealla havaittiin. Tarkkoja yleisohjeita hoitoasteen luokitteluun on vaikea muodostaa, sillä alueen hoitoaste voi olla moninainen. Hoidettu, hieman hoidettu ja hoitamaton saattavat sijaita rinnakkain. Tällöin tapauskohtainen hoitotason kuvailu tuo käsityksen paikan variaatioista. Elinympäristön kasvillisuuden rakenteet tulisi huomioida maastossa huolella valikoitaessa optimaalisia linjalaskentareittejä tai pistelaskentapaikkoja, sillä pienet mutta oleelliset kasvien vaihtelut eivät aina näy kartoilla.

Elinympäristötutkimuksesta elämäsidonnaiseen kestävyystutkimukseen

Hyönteistutkimuksessa ja -harrastuksissa näkee harvakseltaan puhuttavan eettisestä tutkimustavasta. Perusteluja ei useinkaan nähdä tarpeellisina, koska selkärangattomien eläinten ja etenkin hyönteisten määrä on suuri eliökunnassa. Viime vuosina vahvistuneet käsitykset hyönteisten lajikadoista tuovat kuitenkin mukanaan tarpeen arvioida hyönteistutkimuksen menetelmiä uudelleen. Eettistä harkintaa ja ekologisia suhteita huomioivan tutkimustavan kehittämistä tarvitaan myös vahvan kestävä kehityksen kokonaistavoitteiden saavuttamiseksi. Olisi pystyttävä aiempaa tasa-arvoisempaan asenteseen ja kohteluun kaikkien eliölajien kohdalla. Ihmisen oma henkinen kehitys ja lopulta selviytyminen riippuukin osin siitä, miten samassa elinympäristössä olevat muut lajit huomioidaan. Aiemmat sukupolvet näyttävät käyttäytymismalleja seuraaville sukupolville.

Hyönteislajistojen selvityksissä lasketaan paljon vapaaehtoisien kansalaistutkimuksen varaan. Epäilen silti kansalaistutkimuksen tarvetta aina hyödyntää haavi- ja myrky-pyydyttämistä esimerkiksi seurantatutkimuksien tarpeisiin. Näissä virhemarginaali voi muistakin syistä olla jo suuri. Nouseeko kenties turhaan riski pyydystä hengiltä juuri se lajinsa viimeinen suvunjatkaja? Ylläpitääkö se edelleen lajienvälistä epätasa-arvoisuutta ja piilokasvattaako se nykyhetken ja tulevaisuuden ihmisiä ajatukseen, jossa toisen lajin arvo on vain tilastollinen numero tieteesä tai esteettinen mielihyvä neulatusta hyönteisestä keräilylaatikossa. Näiden kysymyksien myötä olen päätenyt eettisempään haavittomaan ja myrkyttömään hyönteistutkimiseen. Se tuo haasteensa lajintunnistukseen, mutta tutkimuseettisesti se myös avartaa tutkijan mielenmaailmaa. Mielekkäämpää on katsoa tutkimuskohteensa elävän kuin kuolevan tutkimuksen myötä. On kuitenkin aina olemassa luonnontieteellisiä tutkimustapauksia, joissa tarvitaan edelleen tutkimuskohdetta vahingoittavia tutkimusmenetelmiä kokonaiskuvan luomisessa. Tällöin tutkimusten tarpeiden tulisikin olla erittäin välttämättömiä ihmiskunnalle. Aina on mahdollista haastaa vanhoja käytäntöjä ja etsiä uusia tapoja tutkia eri elämänmuotoja toisten lajien iteisarvoa ja elämää kunnioittaen. Elämäsidonnaiseen kestävyystutkimus on vielä osin hajallaan tieteenalojen keskuudessa ja pinnallisesti sisäistettyä, mutta se on myös tutkijan lähellä annettaessa sijaa sen kokeiluille. Suositellen.

Johtopäätökset

Yksiselitteisen varmaa vastausta siihen, ovatko viheralueet pölyttäjähönteisten tuho vai turva, on vielä aikaista sanoa. Paikkakohtaisia ja pitkäkestoisia vertailuaineistoja on saatavilla liian niukasti etenkin Suomesta. Tämä tutkimus toi kimalaisten osalta siihen alustavia avauksia. Viheralueiden laatu ja määrä vaihtelevat fyysikaalisten tekijöiden ja maankäytön myötä sekä lajienvälisten ja -sisäisten tekijöiden mukaan. Globaalin hönteiskadon toteutumaa ja uhkat kuitenkin vaativat selvittämään eri suojeluvaihtoehtoja.

Tämän tutkimuksen puitteissa kimalaisten kasvikäyntien seurannoissa viheralueista havaittiin, ettei julkisuudessa syyllistetty hoidettu puutarhatyyppi ole suoraviivaisesti tulkittavissa huonoksi kimalaisten elinympäristöksi. Niissä kuitenkin elinympäristötekijöiden kokonaisvaikutus ja ympäristöhoidon laatu ovat ratkaisevia. Kasvilajimäärillä tuetaan vain tiettyyn pisteeseen saakka kimalaisten selviytymistä, sillä määrälliseen runsauteen kätkeytyy ensi- ja toissijaista ravintoa pitemmälle ajanjaksolle. Puutarhojen suunnittelulla voidaan siten vaikuttaa kimalaisten elinympäristön laatuun. Sekä piste- että linjalaskentojen tulokset olivat samansuuntaisia. Ne osoittivat kimalaisten lukumäärien olevan sekä kaupungissa että maaseudulla runsaampia hoidetuilla puutarhanosilla kuin hieman hoidetulla ja hoitamattomilla verrokkikasvillisuusalueilla. Samankaltaisilta elinympäristöalueilta oli myös erotettavissa erillisiä mikrohabitaatteja, joissa vierekkäiset hoitamattomat ja hoidetut paikat saivat eri määrät kimalaisvierailuja osakseen. Näissä hoidetuilla paikoilla laskettiin enemmän kimalaisia.

Useimpien kasvien kukinnot johtavat kimalaisvierailuihin, mutta kutsuminen hyväksi pölyttäjäksi on vaikeammin määriteltävissä. Hyvänkin näin kutsutun pölyttäjäksi elinkaari voi aiheuttaa parempaa ja huonompaa meden- ja siitepölyn tuotantoa. Tutkimus tuki pääosin aiempien tutkimusten kimalaisten kasvikäyntituloksia. Tällä kertaa kasvin ikä suhteellisti hyvän pölyttäjäksi käsityksen iisopin tapauksessa. Iisopin ollessa elinkaarensa elinvoimaisimmassa vaiheessa kolmivuotiaana, kimalaisten kasvievierailut olivat runsaimpia. Nuoruus- ja vanhuusvaiheissa kimalaisten kasvikäynnit olivat vähäisimmillään. Kasvin valkean värin heikommasta houkuttavuudesta saatiin myös lisätietoa. Yleensä kasvin valkeaa väriä pidetään pölytysvierailuille heikkona houkutusmekanismina suhteessa muihin väreihin. Mäkimeiramien osalta saatiin kuitenkin poikkeava tulos. Vaikka punakukkaisessa mäkimeiramissa kimalaisten kasvikäynnit olivat suuria, valkeakukkaisessa mäkimeiramissa niitä oli vieläkin enemmän. Kasvilajien pölytyksessä vaikuttavien erilaisten muuttujien johdosta olisi ehkä vaikutuksellisempaa pitäytyä käsitteessä pölyttäjäksi elinympäristö. Tällöin puutarhan valjastamisessa suojeluun korostuisi suunnittelun ja hoidon kokonaisvaltaisuus, joka samalla myös opettaisi ihmisen näkemään luonnon vuoro-vaikutteisuutta ja edelleen omaa rooliaan ympäristökasvatuksen hengessä.

Kimalaisseurannassa esiin tulleet elinympäristöjen lyhyen etäisyyden vaihtelut haastavat entistä tarkemmin huomioimaan kasvillisuusvaihtelut ja seuraamaan kukinta-aikoja linjalaskentareittien muodostuksessa. Ne vaikuttavat laskettuihin lajimääriin. Pölyttäjäkadon uhkan myötä tulisi kyseenalaistaa myrkkyaineiden käyttöä tutkimusmetodeissa, etenkin harrastajapuolella ja tutkimusaiheesta riippuen. Paikallisen kimalaislajien yleiskuvan saamiseksi on ensisijaista opetella lajit niin hyvin, että pyydystämistä voidaan rajoittaa. On mietittävä pitkän ajanjakson lajistonäkymiä. Toisin sanoen, miten voisimme tutkia siten, että emme ajaudu lopulta vain tilastoimaan lajikatoa, vaan tutkimaan ja suojelemaan samalla kertaa luoden ratkaisuja monimuotoisen elämän ylläpitämiseksi.

Lähteet

- Ainalinpää, E. (2020a) Maa siipien alla – geodiversiteetin merkityksiä päiväperhosten ja ihmisen elämään. Helsingin yliopiston Luonnontieteellisen keskuksen tiedelehti. *Sahlbergia* 26 (1–2) 29–33. <http://koivu.luomus.fi/sahlbergia/2020/sahlbergia_26_1-2_2020.pdf>.
- Ainalinpää, E. (2020b) *Kohiti hiljaista suojelua. Lajivuorovaikutukseen kasvaminen lähiympäristössä*. EA, Lahti.
- Ainalinpää, E. (2019) *Kasvitateen ekologiset ulottuvuudet. Elämäsidonnaisista vuorovaikutustarkasteluista kestänytavoitteiseen taidetoimintaan*. Väitöskirja. Acta Universitatis Lapponensis 386, Lapin yliopisto, Rovaniemi.
- Anttila N. (2019) Paahdeympäristöjen lajisto on löytänyt korvaavan elinympäristön tienvarsilta. *Luonnonkirjo*. Uutinen 13.5.2019. <[https://www.luonnonkirjo.fi/fi-FI/Artikkelit/2019/22019/Paahdeymparistojen_lajisto_on_loytanynt_k\(50168\)](https://www.luonnonkirjo.fi/fi-FI/Artikkelit/2019/22019/Paahdeymparistojen_lajisto_on_loytanynt_k(50168))>. 1.4.2021.
- Bailes, E. J., Deutsch K. R., Bagi J., Rondissone L., Brown M. J. F. & O. T. Lewis (2018) First detection of bee viruses in hoverfly (syrphid) pollinators. *The Royal Society Publishing* 14(2) 1–4. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2018.0001>.

- Carroll, A.B., Stephen G. P. & Galen C. (2001) Drought stress, plant water status, and floral trait expression in fireweed, *Epilobium angustifolium* (Onagraceae). *American Journal of Botany* 88, 438–446. <https://doi.org/10.2307/2657108>
- Castilla, A R., Pope N. S., O'Connell M., Rodriguez M. F., Treviño L., Santos A., & Jha S. (2017) Adding landscape genetics and individual traits to the ecosystem function paradigm reveals the importance of species functional breadth. *PNAS* 114 (48), 12761–12766. <https://doi.org/10.1073/pnas.1619271114>
- Centre for Ecology and Hydrology (2016) *Defra project WC 1101. Design and Testing of National Pollinator and Pollination Monitoring Framework*. Natural Environment Research Council.UK. Luettu 28.3.2017, kirjoittajan arkistossa.
- Cooley O., Carvallo G. & Willis J.H. (2008) Is Floral Diversification Associated with Pollinator Divergence? Flower Shape, Flower Colour and Pollinator Preference in Chilean *Mimulus*. *Annals of Botany* 101(5) 641–650. <https://doi.org/10.1093/aob/mcn014>
- Finlex (2021) *Lainsäädäntö*. Suomen sähköinen säädöskokoelma sekä ajantasaisen säädösten ja alkuperäisten säädösten kokoelmat. <<https://www.finlex.fi/fi/laki/haku/?search%5Btype%5D=pika&search%5Bpika%5D=suomen+laki&submit=Hae+%E2%80%BA>>. 6.4.2021.
- Fourcade, Y., WallisDeVries M. F., Kuussaari M., van Swaay C. A. M., Heliölä J. & Öckinger E. (2021) Habitat amount and distribution modify community dynamics under climate change. *Ecology Letters* (2021) 1–8. <https://doi.org/10.1111/ele.13691>
- Graham, K. K. (2018) Beyond honey bees: Wild bees are also key pollinators, and some species are disappearing. *The Conversation* 22.5.2018. <<https://theconversation.com/beyond-honey-bees-wild-bees-are-also-key-pollinators-and-some-species-are-disappearing-89214>>. 1.4.2021.
- Hanski I. (1998) Populaatiot ja metapopulaatiot. Teoksessa Hanski I., Lindström J., Niemelä J., Pietiäinen H. & Ranta E. (toim.) *Ekologia*, 217–348. WSOY, Helsinki.
- Hanski, I. (2007) *Kuistuva maailma. Elinympäristöjen häviämisen populaatioekologiset seuraukset*. Gaudeamus, Helsinki.
- Heikkilä, T. (2001) *Suomalainen kulttuurimaisema*. Tammi, Helsinki.
- Heikurinen, Pasi (2014) Kestävyyden käsitteen ulottuvuudet. *Tieteessä tapahtuu* vol. 32(4) 10–16.
- Heliölä, J. (2020) *Kmalaisseuraman vuoden 2019 tulokset*. Maa- ja metsätalousministeriön PÖLYHYÖTY-hanke 2019–21. Suomen ympäristökeskuksen julkaisu, Helsinki. 18 s. <<https://www.syke.fi/hankkeet/polyhyoty>>. 8.12.2020.
- Heliölä, J., Kuussaari, M. & Niininen I. (2010) Maatalousympäristön päiväperhosseuranta 1999–2008. *Suomen ympäristö 2/2010*. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Hiisivuori, L. (2018) Ahvenanmaan osien sääolot ovat yhtenäistyneet – se tekee täpläverkkoperhosen haavoittuvaksi. *Helsingin yliopiston verkkolehti uutinen* 1.6.2018. <<https://www2.helsinki.fi/fi/uutiset/elamantieteet/ahvenanmaan-osien-saaolot-ovat-yhtenaistyneet-se-tekee-tapla-verkkoperhosen-haavoittuvaksi>>. 7.4.2021.
- Horppila P., (toim.) (2011) Ympäristötilan seurantaohjelma 2011. Hämeen elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksen julkaisuja 1/2017. <https://www.doria.fi/bitstream/handle/10024/94325/1_2011_Ymp%C3%A4rist%C3%B6n_tilan_seurantaohjelma_2011.pdf?sequence=2&isAllowed=y>.
- Hyvärinen, E., Juslén, A., Kemppainen, E., Uddström, A. & Liukko, U. M. (toim.) (2019). Suomen lajien uhanalaisuus – *Punainen kirja 2019*. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Hyvönen, T., Heliölä J., Koikkalainen K., Kuussaari M., Lemola R., Miettinen A., Rankinen K., Regina K. & Turtola E. (2020) Maatalouden ympäristötoimenpiteiden ympäristö- ja kustannustehokkuus (MYTTEHO). Loppuraportti. *Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus* 12/2020. Luonnonvarakeskus. <<http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-326-919-4>>.
- IPBES (2019) *The Global Assessment Report on Biodiversity And Ecosystem Services. Summary for Policymaker*. Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES). Bonn. <https://www.ipbes.net/sites/default/files/inline/files/ipbes_global_assessment_report_summary_for_policymakers.pdf>.
- Komulainen M. (2012) *Metsä maisemassa – Suunnittelu ja hoito*. Väitöskirja. Metsäkustannus, Helsinki.
- Kontula, T. & Raunio, A. (toim.) (2018) Suomen luontotyyppien uhanalaisuus 2018, Luontotyyppien punainen kirja, osat 1 ja 2. Suomen ympäristökeskus & ympäristöministeriö. *Suomen ympäristö 5/2018*.
- Korpela, M. (2014) *Experimentally tested responses of flower-visiting insects to habitat establishment on farmland*. Väitöskirja. Helsingin yliopisto, Maa- ja metsätieteellinen tiedekunta. <https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/44723/korpela_dissertation.pdf?sequence=1>.
- Kuusipalo, J. (1996) *Suomen metsätyypit*. Kirjayhtymä, Helsinki.
- Leinonen R. & Paukkunen J. (2018) Pölyttäjäin asutopulaa helpottamaan keinopesillä. *Maatiainen* 30(1) 24–25. <https://issuu.com/maatiainen/docs/maatiainen_1_2018_netti>. 1.4.2021.
- Lummaa, K., Lähde V., Toivanen T., Eronen J. T., Järvensivu P. & Vadén T. (2020) Environmental humanities – Mitä se on ja kuka sitä tekee? *Alue ja Ympäristö* 49 (2) 83–91. <https://doi.org/10.30663/ay.97341>
- Luontoportti (2021) *Mustikka. Vaccinium myrtillus*. Luontoasiantuntijoiden www-sivut. <<https://www>>

- luontoportti.com/suomi/fi/kukkakasvit/mustikka>. 30.1.2021.
- Lämsä, J., Kuusela E., Tuomi J., Juntunen S. & Watts P.C. (2018) Low dose of neonicotinoid insecticide reduces foraging motivation of bumblebees. *Royal Society B*. 285 (1883). <https://doi.org/10.1098/rspb.2018.0506>
- Metlan tiedote (8.4.2009) LUKEn Metsäntutkimuslaitoksen tiedotteet 1994–2014. <<http://www.metla.fi/tiedotteet/?tyyppi=%3A%3Amasi&hakusana=&t=&d=>>>. 30.1.2021.
- Mitchell R., Irwin R. E., Flanagan R. J. & Karron J. D. (2009) Ecology and evolution of plant–pollinator interactions. *Annals of Botany* 103 (9) 1355–1363. <https://doi.org/10.1093/aob/mcp122>
- Ott, Konrad (2003) The Case for Strong Sustainability. Teoksessa K. Ott & P. Thapa (toim.), *Greifswald's Environmental Ethics* (s. 59–64). Steinbecker Verlag.
- Parkkinen, S., Paukkunen J. & Teräs I. (2018) *Suomen kimalaiset*. Docendo, Jyväskylä.
- Paukkunen, J. (2020) Kasvitieteelliset puutarhat mesipistiäisten elinympäristönä. *Pimpinella* 32, 9–19. <luomus.fi/pimpinella>. 28.8.2020.
- Pearce D. W. & Atkinson G. D. (1993) Capital Theory and the Measurement of Sustainable Development an Indicator of "weak" Sustainability. *Ecological Economics* 8(2) 103–108.
- Pekkarinen, A. & Teräs I. (1977) Suomen kimalaisista ja loiskimalaisista. Suomen biologisen seuran Vanamon ry julkaisu *Luonnon tutkija* 81 (1) 1–24.
- Pollard, E. (1977) A Method for Assessing Changes in the Abundance of Butterflies. *Biological Conservation*. 12(2) 115–134.
- Potts, S. G., Imperatriz-Fonseca V., Ngo H. T., Aizen M. A., Biesmeijer J. C., Breeze T. D., Dicks L. V., Garibaldi L. A., Hill R., Settele J. S., Vanbergen A. J. (2016). Safeguarding pollinators and their values to human well-being. *Nature* 540, 220–229. doi:10.1038/nature20588
- Powney, G. D., Carvell C., Edwards M., Morris R. K. A., Roy H. E., Woodcock & Isaac N. J. B. (2019) Widespread losses of pollinating insects in Britain. *Nature Communications* 10(1018). <https://doi.org/10.1038/s41467-019-08974-9>
- Saarinne, K. & Jantunen J. (2003) Butterfly communities on field margins: Effects of changes in farming methods and adjacent forest cuttings (Lepidoptera: *Hesperioidea* *Papilionoidea*). *Sahlbergia* 8 1–10.
- Saarinne, K., Jantunen J. & Valttonen A. (2006) Niiton vaikutus tienpienareiden niittyliöstön monimuotoisuuteen (NIINI). Hankkeen loppuraportti. *Tiehallinnon selvityksiä* 9/2006. Helsinki.
- Salokannel, J. (2005) Tienvarren hyönteislajisto. Teoksessa From S. (toim.), *Suomen ympäristö 744. Puuhdeympäristöjen ekologija ja uhanalaiset lajit*, 59–61. Suomen ympäristökeskus, Vammala.
- Salonen, A. O. & Bardy M. (2015) Ekososiaalinen sivistys herättää luottamusta tulevaisuuteen. *Aikuiskasvatus* 35(1) 4–15.
- Salonen, V. (2006) *Kasviekologia. Millaista on luonnonkasvien elämä*. WSOY, Helsinki.
- Salo, M., Sääksjärvi I. & Karhilahti A. (2007) *Tuntematon maa. Luonnon monimuotoisuuden käsikirja*. Otava, Helsinki.
- Samuelson A. E., Gill R. J., Brown M. J. F. & Leadbeater E. (2018) Lower bumblebee colony reproductive success in agricultural compared with urban environments. *The Royal Society publishing* 285(1881). <https://doi.org/10.1098/rspb.2018.0807>
- Sánchez-Bayo F. & Wyckhuys K. A. G., (2019) Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation* 232 8–27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>
- Smith, D.B., Arce A.N., Rodrigues A.R., Bischoff P.H., Burris D., Ahmed F. & Gill R.J. (2020) Insecticide exposure during brood or early-adult development reduces brain growth and impairs adult learning in bumblebees. *The Royal Society B*. 287 (1922) <https://doi.org/10.1098/rspb.2019.2442>
- Soini K. (2017) Kestävyystiede – Kestävyystudion uusi paradigma? *Tieteessä tapahtuu* 35(1) 37–42. <<https://journal.fi/tt/article/view/60788>>.
- Suomen pistiaistyöryhmä – Finnish Expert Group on Hymenoptera (2016) *Kimalaise seuranta*. <<http://pistiaistyoryhma.myspecies.info/node/553>>. 9.4.2018.
- Suomen ympäristökeskus (2020) *Perinnebiotoopit*. <https://www.ymparisto.fi/fi-fi/Luonto/Luontotyypit/Luontotyypien_uhanalaisuus/Perinnebiotoopit>. 2.4.2021.
- Suomen ympäristökeskus (2021) *Maatalousympäristön päiväperhosseuranta*. Ympäristöhallinnon verkkosivut. <<https://www.ymparisto.fi/paivaperhosseuranta>>. 7.4.2021.
- Vainio, H. & Kumpulainen N. (2019) Komealupiinin (lupine) *Lupinus polyphyllus* (Lindl) vaikutukset tienpiennarten kovakuoriaislajistoon Etelä-Suomessa (Coleoptera). *Sahlbergia* 25(1) 2–10. <http://koivu.luomus.fi/sahlbergia/2019_1/sahlbergia_25_1_2019_Vainio_Kumpulainen.pdf>.
- Vairimaa, Reetta (2005) Tuntematon pölyttäjä. Helsingin yliopiston *Yliopisto-lehti* 20.11.2005 <<https://www.helsinki.fi/fi/uutiset/kestava-kehitys/tuntematon-polyttaja>>. 14.2.2021.
- Vihervaara, P., Kullberg P. & Hurskainen P. (2019) Biodiversiteetin mittaaminen ja uudet menetelmät. *Futura* (3) 16–27.
- Väänänen, H. (1995) (toim.) *Uusi värivakkasvia*. 7. painos. WSOY, Porvoo.
- Ympäristöministeriö (2020) *Maisemat*. <<https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Luonto/Maisemat>>. 2.4.2021.