

Hyönteispopulaatioiden kannankehityksien seuranta Suomessa
- HYÖNTEISKADON LAAJUUS -hankkeen loppuraportti

Anna Suuronen, Susu Rytteri, Kimmo Tolonen ja Juha Pöyry
Suomen ympäristökeskus, SYKE 2022

Sisällys

Sisällys	2
1. Tausta.....	4
2. Tavoitteet.....	6
3. Hyönteisten kannankehitykset Suomessa.....	7
3.1 Käytettävissä olleet tietoaaineistot	7
3.1.1 Hyönteisten pitkäaikaisseuranta-aineistot	7
3.1.2 Hyönteisten levinneisyysaineistot	10
3.1.3 Säätä kuvaavat muuttajat	12
3.1.4 Paikkatietoaaineistot.....	12
3.2 Tilastomenetelmät	15
3.2.1 Systemaattisten aineistojen analyysit.....	15
3.2.2 Levinneisyysaineistojen analyysit	16
4. Tulokset.....	19
4.1 TRIM-analyysit.....	19
4.1.1 Maalla elävät hyönteiset	19
4.1.2. Vedessä elävät hyönteiset	24
4.2. Meta-analyysi	26
4.2.1 Maassa ja vedessä elävät hyönteiset.....	26
4.2.2 Kasvillisuusvyöhykkeet	27
4.2.3 Taksonomiset ryhmät.....	30
4.2.4 Säämuuttajat ja ympäristötekijät.....	33
4.3. Esiintyvyyksmallit.....	35
4.3.1 Mesipistiäiset	37
4.3.2 Kukkakärpäset	40
4.3.3 Sarvijäärät.....	41
5. Tulosten tarkastelu.....	43
5.1. Ympäristön luonnonmukaisuus selitti vedessä elävien hyönteisten lajimääriä	43
5.2. Koskien kaksisiipiset vähenivät.....	44

5.3. Päiväperhoskannat pienenivät.....	44
5.4. Nouseva keskilämpötila pienensi maalla elävien hyönteisten kokonaisuusilömäärää.....	45
5.5. Sadanta vaikutti positiivisesti sekä maalla että vedessä eläviin hyönteisiin.....	45
5.6. Yöperhoslajisto levisi kohti pohjoista.....	46
5.7. Pikkuperhosten aineistot kertovat paikallisista muutoksista	47
5.8. Eteläiset mesipistiäiset, kukkakärpäset ja kukkajäärät hyötyivät ilmastonmuutoksesta	47
5.9. Myöhään lentävät mesipistiäiset harvinaistuivat	48
5.10. Avointen elinympäristöjen suurikokoiset kukkakärpäset harvinaistuivat	49
5.11. Tuoreella lahopuulla elävät sarvijäärät yleistyivät	50
6. Johtopäätökset ja suositukset	51
Kiitokset.....	52
Lähteet.....	53
Liitteet.....	59
Liite 1. Pitkäaikaisseuranta-aineistojen kuvaukset.....	59
Liite 2. Luonnonmukaisuuden arvottaminen.....	62
Liite 3. Säämuuttujien parittaiset vertailut kollineaarisuuden todentamiseksi.....	66
Liite 4. TRIM-analyysien lajikohtaisia trendejä.....	67
Liite 5. Meta-analyysin tulokset (z-arvot ja niiden tilastollinen merkitsevyys).....	73
Liite 6. Mesipistiäisten, kukkajäärien ja kukkakärpästen lajikohtaiset trendit.....	76
Liite 7. Mesipistiäisten, kukkajäärien ja kukkakärpästen ominaisuusmallien tulokset.....	92

1. Tausta

Luonnon monimuotoisuus hupenee maailmanlaajuisesti ennennäkemättömällä tahdilla – on arvioitu, että sukupuutto uhkaa kuluvalle vuosisadalle miljoonia eliölajeja (IPBES 2019). Uhanalaiset lajit ovat kuitenkin vain jäävuoren huippu luontokadon kokonaiskuvassa. Niiden lisäksi monien aiemmin yleisten ja runsaslukuisten lajien on raportoitu taantuneen, mikä voi uhata ekosysteemien toimintaa (Ceballos ym. 2017, Fraixedas ym. 2022). Kaikkialle maailmaan ulottuva ihmisvaikutus muokkaa ympäristöä yhä voimakkaammin aiheuttaen elinympäristöjen vähenemistä ja laadun heikkenemistä, ilmasto-olojen muuttumista, ympäristön saastumista ja haitallisten vieraslajien leviämistä, jotka ovat luontokadon pääsyyllisiä (Dirzo ym. 2014).

Hyönteiset ovat lajirikkaudeltaan ylivoimaisesti maailman suurin eliöryhmä, jonka merkitys niin luonnon monimuotoisuuden, ekosysteemien toiminnan kuin ihmisille tarjoutuvien ekosysteemipalvelujenkin ylläpitämisessä on huomattava (Wagner ym. 2021). Hallmannin ym. (2017) tutkimus raportoi lentävien hyönteisten biomassan vähentyneen saksalaisilla luonnonsuojelualueilla 27 vuoden aikana 76 %. Heidän dramaattiset tuloksensa kirvoittivat laajaa huomiota, ja suuren yleisön lisäksi myös tiedeyhteisö kiinnostui aiempaa vahvemmin hyönteispopulaatioiden tilasta. Pian huomattavasta hyönteisten biomassan ja kokonaisuusilömäärän vähenemisestä saatiin raportteja eri ekosysteemeistä ja eri puolilta maailmaa (Lister & Garcia 2018, Sanchez-Bayo & Wyckhyus 2019, Seibold ym. 2019).

Wagnerin ym. (2021) katsausartikkelin perusteella hyönteiskadon taustalla vaikuttavat maailmanlaajuisesti pitkälti samat ihmisen aiheuttamat ympäristömuutokset, jotka johtavat muunkin lajiston taantumiseen: metsäkato, maatalouden tehostuminen ja ilmastonmuutos ovat merkittävimpiä uhkia hyönteisille. Lisäksi hyönteiset voivat kärsiä muun muassa ympäristön typpikuorman kasvusta, saasteista, torjunta-aineista, kaupungistumisesta ja valosaasteesta (Wagner ym. 2021). Yksittäisiä ympäristön muutoksia suuremmaksi ongelmaksi hyönteisille ovat muodostuneet ihmisperäisten stressitekijöiden yhteisvaikutukset (Hill ym. 2002, Hallman ym. 2017, Wagner ym. 2021). Esimerkiksi lämpenevä ilmasto ei aiheuttaisi hyönteisille merkittävää uhkaa, jos niillä olisi mahdollisuus levittäytyä uusille, ilmastollisesti suotuisille elinalueille. Elinympäristökato on kuitenkin tehnyt levittäytymisestä monille hyönteisille mahdotonta (Hill ym. 2002).

”Ilmaston lämpeneminen tekee hyönteisistä hedelmättömiä, kertoo tutkimus – Tutkijat varoittavat ”ekologisesta tuomiopäivästä””, uutisoi Tekniikan Maailma 14.11.2018 (Niemi 2018). Kun hyönteiskato ylittää uutiskynnyksen, uutisotsikot ovat tyypillisesti yliampuvia: ne antavat ymmärtää, että valtaosa hyönteisistä on välittömässä vaarassa kadota. Tutkimustiedon valossa kokonaiskuva on kuitenkin paljon monisyisempi ja mutkikkaampi: jotkin hyönteispopulaatiot, -lajit ja -yhteisöt ovat

taantuneet toisten vahvistuessa (Wagner ym. 2021). Joillain maantieteellisillä alueilla hyönteiskato on voimakasta ja toisilla alueilla sitä ei ole havaittu (Wagner ym. 2021).

Viime vuosina on julkaistu laajoja meta-analyyseja, jotka ovat selvittäneet lukuisten lajiyhteisöjen kannanmuutoksia Euroopassa (Pilotto ym. 2020), Pohjois-Amerikassa (Crossley ym. 2020) ja maailmanlaajuisesti (Van Klink ym. 2020). Euroopan pohjoisosissa eliöiden kokonaislajimäärä ja lajistollinen vaihtuvuus oli kasvanut heijastaen todennäköisesti ilmastonmuutoksen vaikutuksia. Samalla maalla elävien selkärangattomien eläinten yksilömäärät olivat keskimäärin pienentyneet ja vedessä elävien selkärangattomien lajimäärät kasvaneet (Pilotto ym. 2020). Maalla elävien hyönteisten taantuminen on keskimäärin voimistunut Euroopassa 2000-luvulla, mutta vähentynyt Pohjois-Amerikassa, jossa keskimääräiset laji- ja yksilömäärät ovat pysyneet vakaina (Crossley ym. 2020, Van Klink ym. 2020). Vedessä elävien hyönteisten laji- ja yksilömäärien kehitys on ollut positiivista laajoilla alueilla teollistuneissa maissa, joissa vesiensuojelu on parantunut, mutta osasyynä lienee myös vieraslajien ja ilmastonmuutoksesta hyötyneiden, lämpimään sopeutuneiden lajien leviäminen (Crossley ym. 2020, Pilotto ym. 2020, Van Klink ym. 2020).

Meta-analyysien muodostama kokonaiskuva tuo esiin huomattavia eroja kannankehityksessä eri eliöryhmien, elinympäristöjen ja maantieteellisten alueiden välillä. Valtaosa meta-analyyseissa käytetystä aineistosta on rajoittunut Euroopan ja Pohjois-Amerikan lauhkeille alueille. Aineistojen vinoutunut maantieteellinen jakauma voi johtaa päätelmiin, jotka kertovat hyönteisten tilanteesta tiheästi asutussa, voimakkaasti maatalous- ja kaupunkivaltaisessa Keski-Euroopassa, mutta eivät kuvaa tilannetta metsien, vesistöjen, soiden ja tunturien laajalti hallitsemissa Pohjolassa. Hyönteiskatojen kehityksestä pohjoisella havumetsävyöhykkeellä sekä arktisella alueella kaivattaisiinkin kipeästi lisätietoa, jotta ymmärrys hyönteiskadon laajuudesta perustuisi maantieteellisesti kattavampiin analyyseihin.

Suomessa mahdollista hyönteiskatoa on toistaiseksi tutkittu vain vähän. Suomalaisia yöperhos- ja vesihyönteisaineistoja oli mukana Pilotton ym. (2020) meta-analyysissa. Valtakunnalliseen yöperhosseurantaan perustuvia tuloksia yöperhosten kokonaisyksilömäärän muutoksista on käsitelty seurannan 20-vuotisraportissa (Leinonen ym. 2016 ja 2017) ja Antäön ym. (2020) julkaisussa, jossa tarkasteltiin yöperhosyhteisöjen rakenteen muutoksia Suomessa vuosina 1993–2012. Tarkemmin yöperhosten biomassan ja kokonaisyksilömäärän muutoksia on tarkasteltu Kohosen (2020) vielä julkaisemattomassa pro gradu -työssä. Kohosen tulosten perusteella yöperhosten biomassan ja kokonaisyksilömäärä eivät ole vähentyneet Suomessa vuosina 1993–2016, vaikka vuosien välinen vaihtelu molemmissa on ollut huomattavaa. Maatalousympäristön päiväperhosseurannassa on tuotettu vuosittain kaikkien päiväperhoslajien painotettu kokonaisrunsausindeksi (esim. Heliölä 2020). Tämän perusteella päiväperhosten kokonaisrunsaus on ollut Suomessa lievässä laskussa jaksolla 1999–2021. Hällfors ym. (2021) yhdistivät Valtakunnallisen yöperhosseurannan ja Maatalousympäristön päiväperhosseurannan aineistot tutkimuksessaan, jossa perhoslajeilla ei havaittu systemaattista trendiä runsauksissa. Tutkimuksen

perusteella perhoset, joiden lentokausi oli aikaistunut ja jotka olivat lisäksi levinneet kohti pohjoista, olivat runsastuneet muita lajeja useammin.

Heliölä ym. (2021) tekivät katsauksen pölyttäjähönteisiin kohdistuvista uhkatekijöistä Suomessa. Samat uhat kohdistuvat laajalti muihinkin hyönteisiin. Tehostuva maankäyttö on suurin yksittäinen hyönteisiä uhkaava tekijä myös Suomessa. Metsätalouden tehostuminen vähentää hyönteisille tärkeitä ravintoresursseja tarjoavien varpujen ja lahoppuun määrää. Soiden ojittaminen metsätalousmaaksi, turvetuotantoon ja pelloiksi uhkaa soiden hyönteisiä. Maatalouden tehostuminen ja yksipuolistuminen vähentävät kasvillisuudeltaan monimuotoisia pientareita ja luonnonlaitumia. Lapissa porotalouden kasvu johtaa tuntureiden ylilaidunnukseen. Toisaalta luonnonlaidunten ja heikkotuottoisen maatalousmaan käytön loppuminen johtaa niittyjen umpeenkasvuun ja tehokas palontorjunta metsien paahdeympäristöjen umpeenkasvuun.

Pöyryn ja Aapalan (2020) toimittamassa katsauksessa tarkastellaan ilmastonmuutoksen lajistovaikutuksia Suomessa. Ilmaston lämpeneminen aiheuttaa muutoksia hyönteisten levinneisyysalueisiin: lajit katoavat levinneisyysalueensa lämpimimmistä osista ja leviävät viileämmille alueille, mikäli sopivaa elinympäristöä on tarjolla. Kehitys suosii tehokkaasti leviäviä ja monenlaisiin elinympäristöihin sopeutuneita lajeja. Vastaavasti heikosti leviävät ja elinympäristönsä suhteen rajoittuneet lajit ovat vaarassa kadota. Suomen voidaan pohjoisen sijaintinsa vuoksi odottaa lukeutuvan alueisiin, joille leviää uusia hyönteislajeja ilmastonmuutoksen myötä. Samalla pohjoiset lajit ajautuvat entistä ahtaammalle.

2. Tavoitteet

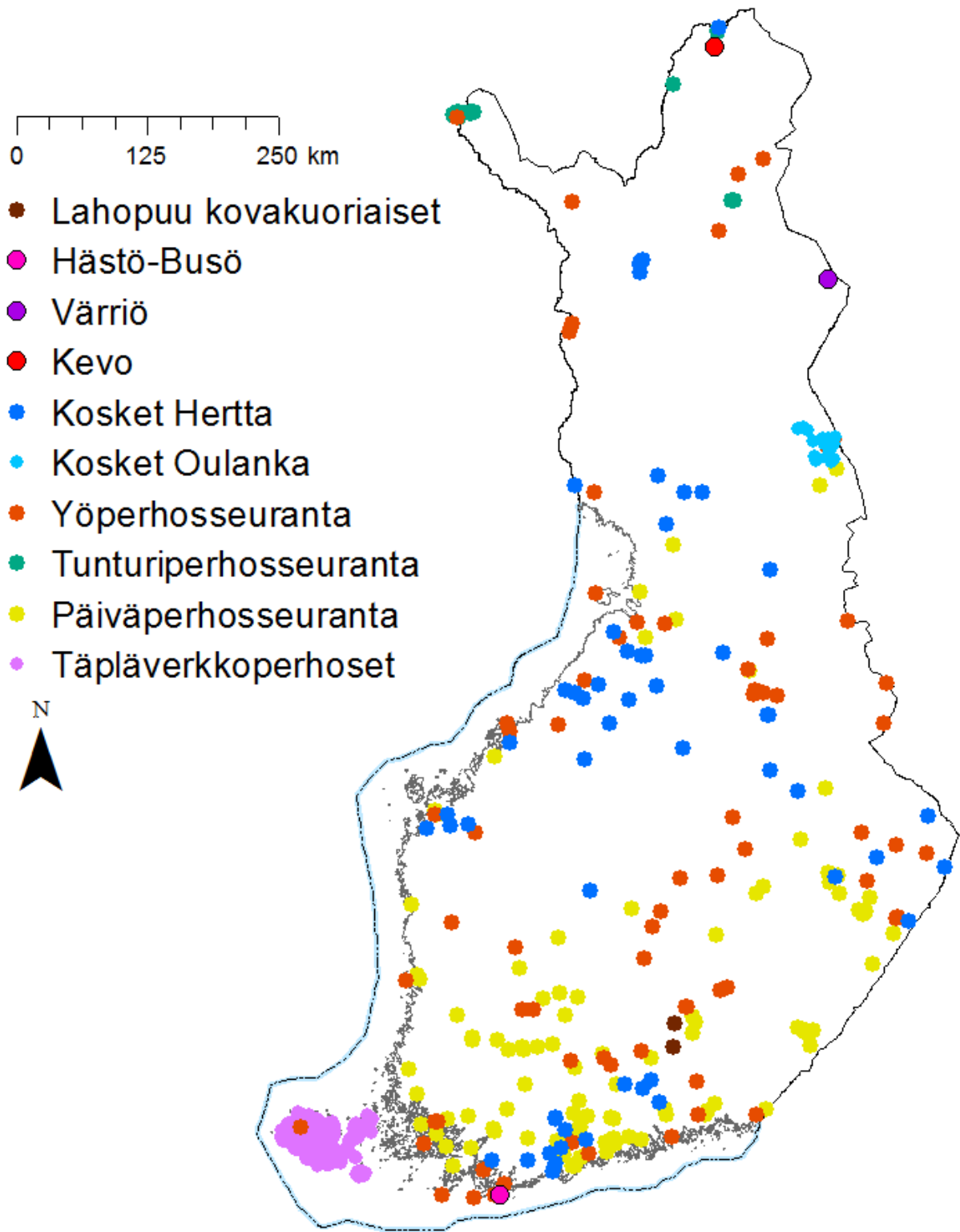
Työn tavoitteena on selvittää pitkäaikaisseurantojen aineistojen avulla hyönteisten kannankehitystä ja kantojen nykytilaa Suomessa. Selvitämme, onko hyönteisten määrissä tapahtunut vähenemistä ja onko mahdollisen hyönteiskadon laajuudessa eroa hyönteisryhmien tai maantieteellisten alueiden välillä. Lisäksi analysoimme ihmisvaikutuksen osuutta hyönteiskatoon yhdistämällä paikkatietoaineistoja aikasarjoihin sekä arvioimme hyönteiskadon laajuutta kansallisella tasolla.

3. Hyönteisten kannankehitykset Suomessa

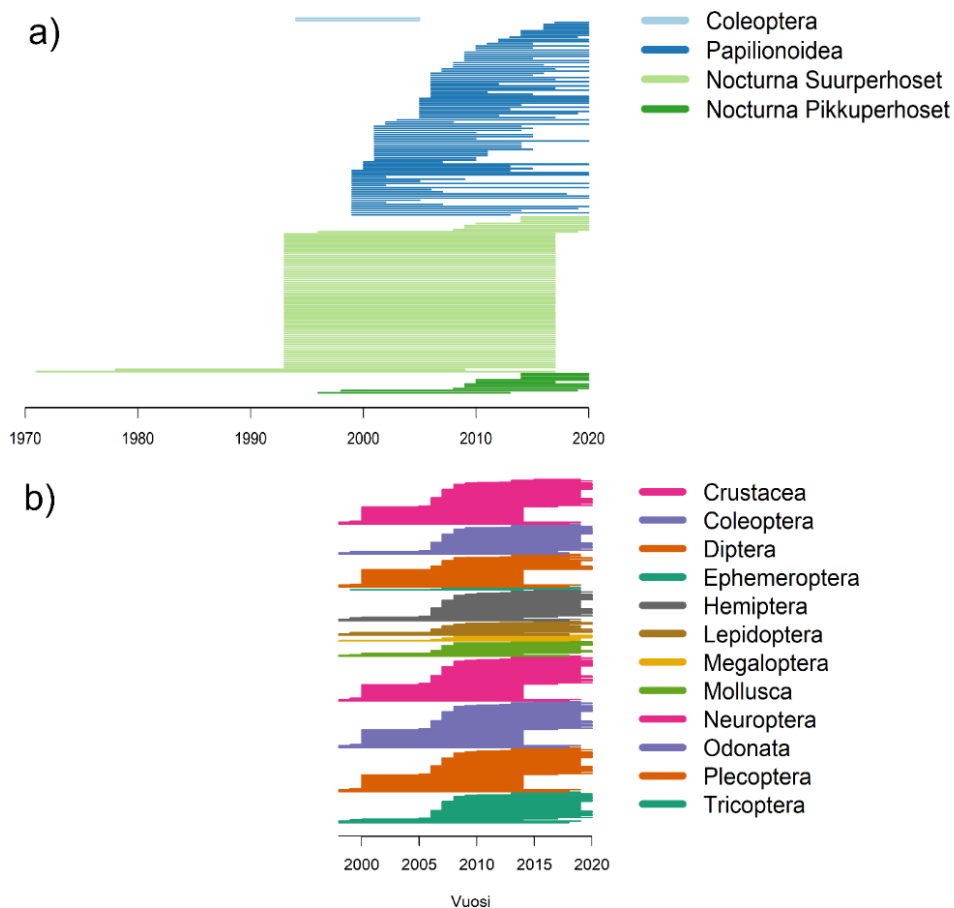
3.1 Käytettävissä olleet tietoaaineistot

3.1.1 Hyönteisten pitkäaikaisseuranta-aineistot

Tässä tutkimuksessa käytimme aineistoina sekä maalla, että vedessä eläviä hyönteisryhmiä. Vedessä eläviin hyönteisryhmiin laskettiin ne hyönteiset, jotka elävät täysin vedessä tai joiden jokin kehitysvaihe on vedestä riippuvainen. Kaikki pitkäaikaisseuranta-aineistot on kerätty systemaattisesti. Osa aineistoista on valtakunnallisia ja osa tutkimuskeskuskohtaisia tai pienemmän maantieteellisen alueen kattavia aineistoja (Kuva 1.). Valtakunnallisia seurantoja ovat Maatalousympäristön päiväperhosseuranta, Valtakunnallinen yöperhosseuranta, sekä koskien pohjaeläinseuranta. Ahvenanmaan täpläverkkoperhosaineisto (*Melitaea cinxia*), Oulankajoen pohjaeläinaineisto, Heinolan ja Pertunmaan valkoselkätikan elinympäristöjen kovakuoriaisaineisto (kuolleella tai lahoppuulla elävät kovakuoriaiset) sekä Tunturiperhosseuranta (päivä- ja yöperhoset), on kerätty suppeammalta maantieteelliseltä alueelta. Lisäksi Hästö-Busö-saaren, Värriön ja Kevon yöperhosaineistot ovat yksittäisten tutkimusasemien aineistoja. Aikasarjojen pituudet vaihtelevat viidestä vuodesta 46 vuoteen (Kuva 2., Taulukko 1.). Aineistojen yksityiskohtaisemmat kuvaukset löytyvät liitteestä 1.



Kuva 1. Vedessä ja maalla elävien hyönteisten pitkäaikaisseurantojen sijainnit aineistoittain.



Kuva 2. Pitkäaikaisseurantojen aikasarjojen pituudet a) maalla sekä b) vedessä elävillä hyönteisryhmillä. Mukana ovat myös hyönteisiin kuulumattomat äyriäiset (Crustacea) ja nilviäiset (Mollusca).

Taulukko 1. Tutkimuksessa käytetyt pitkäaikaisseurantojen aineistot hyönteisryhmittäin sekä aineistojen laji- ja yksilömäärät, näytteenotto- ja havaintopaikkojen määrät, keräysjaksot (kuukaudet) sekä pyydyksen tyyppi.

Aineisto	Taksoni	Aikaväli	Laji-määrä	Havainto-määrä	Paikkojen määrä	Keräysjakso (kuukaudet)	Pyydys
Päiväperhosseuranta	Päiväperhoset	1999 – 2020	92	617 622	107	V–IX	Linjalaskenta
Tunturiperhosseuranta		2008 – 2020	44	11 338	37	VI–VIII	
Täpläverkko-perhoset		2000 – 2019	1	56 750	4 656	VIII–IX	Laikut**
Yöperhosseuranta	Pikkuperhoset	1993 – 2016	3	51 622	71	IV–XI (V–X)	
Hästö-Busö		1996 – 2013	916	1 154 132	3	IX–XI?	
Kevo		1971 – 2003	252	44 154	4***	V–IX (V–X)	Valopyydys
Kevo		2010 – 2017	252	13 850	4***	V–IX (V–X)	
Värriö		1978 – 2009	55	117 460	11	V–X	
Tunturiperhosseuranta		2008 – 2020	104	6 849	37	VI–VIII	Ruutulaskenta
Yöperhosseuranta	Suurperhoset	1993 – 2016	743	4 803 016	71	IV–XI (V–X)	
Hästö-Busö	(poislukien	1996 – 2019	610	355 596	3	IV–XI?	Valopyydys
Kevo	päiväperhoset)	1971 – 2017	82	607 016	4***	V–IX (V–X)	
Värriö		1978 – 2009	25	260 969	11	V–X	
Tunturiperhosseuranta		2008 – 2020	40	1 488	37	VI–VIII	Linjalaskenta
Kovakuoriaiset	Kovakuoriaiset	1994 – 2005	805	63 848	2	IV–X (V–IX)	Ikkunapyydys
Hertta	Äyriäiset ja	1997 – 2020	171****	383 179	51	IX–X	Potkunäyte
Oulankajoki	nilviäiset	2000 – 2014	131****	689 758	24	IX–X	

* 10 x 10 km

** Talvipesien määrä laikuittain pinta-alaa kohde

*** Ennen vuotta 1980: 1–4

**** Morfolajia

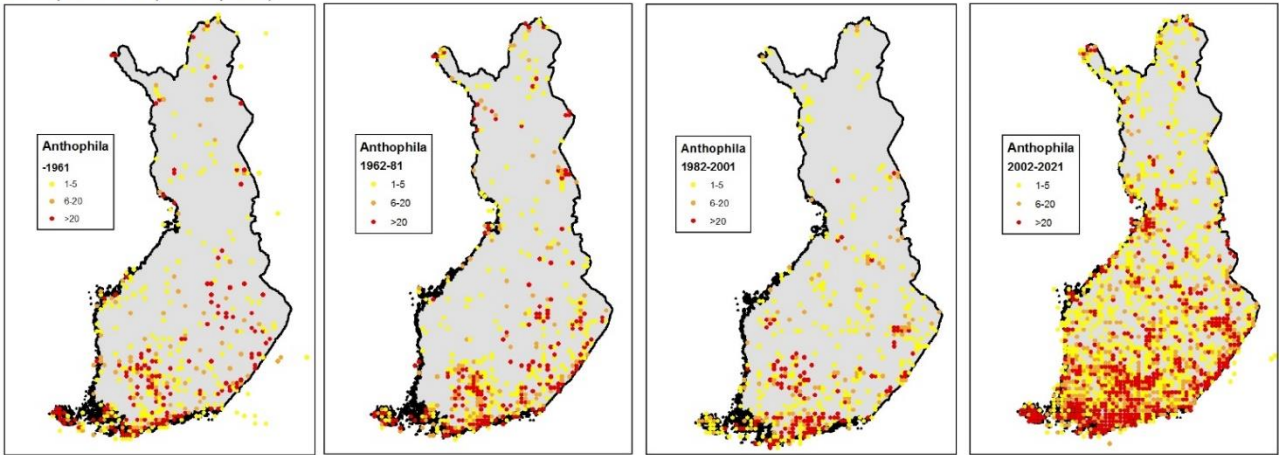
3.1.2 Hyönteisten levinneisyysaineistot

Luonnonvaraisten mesipistiäisten (Anthophila), kukkakärpästen (Syrphidae) ja kukilla vierailevien sarvijäärien (Cerambycidae; jatkossa sarvijäärät) esiintyvyyden kehitystä arvioitiin Suomen Lajitietokeskuksen Laji.fi-tietokantaan (<https://laji.fi/>) sekä mesipistiäisten osalta myös Suomen pistiäistyöryhmän ja sarvijäärien osalta Suomen kovakuoriaistyöryhmän ylläpitämiin tietokantoihin tallennettujen havaintotietojen perusteella. Havaintotiedot koostuvat erilaisista museo-, kartoitus- ja seuranta-aineistoista sekä harrastajien ilmoittamista satunnaishavainnoista. Nämä analyysit sisältyvät myös Maa- ja metsätalousministeriön rahoittamaan ”Suomen pölyttäjähönteiskantojen tila, seuranta ja hyönteispölytyksen taloudellinen merkitys maataloudelle (PÖLYHYÖTY)” -hankkeeseen, jonka loppuraportti julkaistaan vuonna 2022.

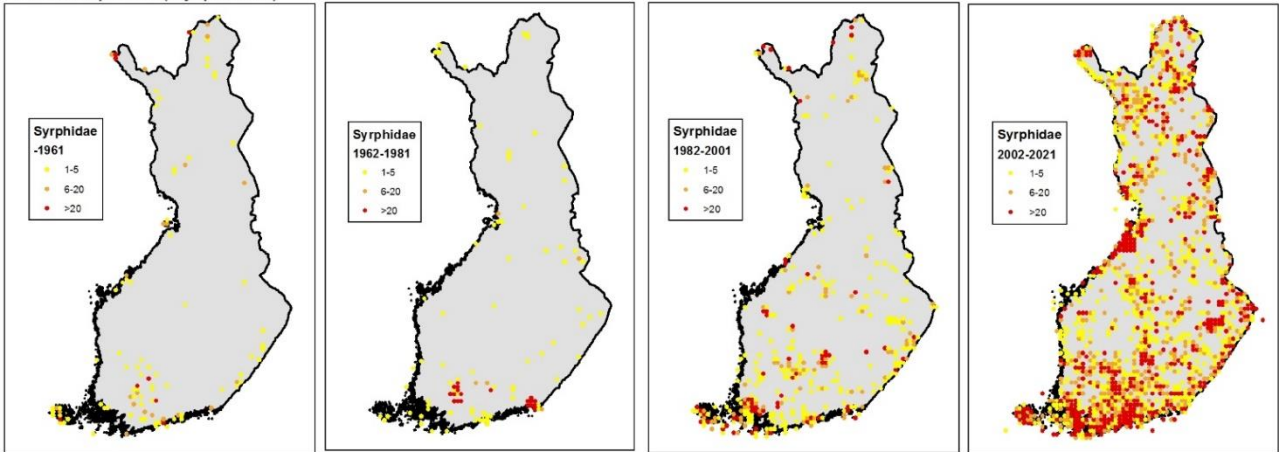
Mesipistiäishavainnot vuosilta 1910–2021 ladattiin Laji.fi:stä 21.7.2021. Tätä vanhemmat havainnot rajattiin pois niiden vähäisen määrän takia, koska analyysimenetelmä vaatii toimiakseen yhtenäisiä aikasarjoja. Valtaosa havainnoista on museoiden kokoelmanäytteitä (63 %) ja loput pääasiassa harrastajien ilmoittamia havaintoja (30 %). Pistiäistyöryhmän tietokannan havainnot ovat kertyneet pääosin Suomen ympäristökeskuksen perinnebiotooppitutkimuksissa vuosina 2000–2004. Osa näiden tutkimusten aineistosta on tallennettu myös Laji.fi:in, minkä vuoksi päällekkäiset havainnot poistettiin ennen aineiston analysointia. Kukkakärpäshavainnot vuosilta 1930–2020 ladattiin Laji.fi:stä 14.11.2020. Valtaosa havainnoista on harrastajien ilmoittamia (79 %) ja pienempi osa perustuu museonäytteisiin (18 %). Sarvijäärähavainnot vuosilta 1960–2019 ladattiin Laji.fi:stä 12.11.2020. Valtaosa sarvijäärähavainnoista on harrastajien ilmoittamia (66 %). Museonäytteitä on noin 22 % ja Metsähallituksen seuranta- ja kartoitusaineistoja noin 11 % sarvijäärähavainnoista.

Mesipistiäisten selvästi suurempi museonäytteiden ja samalla vanhojen havaintojen osuus verrattuna kukkakärpäsiin ja sarvijääriin selittyy sillä, että Luonnontieteellisen keskusmuseon mesipistiäiskokoelmat on digitoitu ja tallennettu Laji.fi:in, mutta muiden eliöryhmien vanhat kokoelma-aineistot ovat vielä pitkälti digitoimatta. Kaikkien ryhmien havaitut kokonaisyksilömäärät ovat kasvaneet 2000-luvulla huomattavasti edeltäviin vuosikymmeniin verrattuna. Tämä selittyy ennen kaikkea internet-pohjaisten havaintotietokantojen perustamisella ja niiden käytön yleistymisellä. Havaintojen maantieteellinen kattavuus on myös parantunut viime vuosikymmeninä, sillä ennen 1980-lukua erityisesti kukkakärpästen ja sarvijäärien havainnot olivat hajanaisia ja painottuivat eteläiseen Suomeen (Kuva 3.). Aikasarjojen alkuosan hajanaisuuden vuoksi analyysit rajattiin käsittämään mesipistiäisten osalta vuodet 1930–2021, kukkakärpästen osalta 1980–2019 ja sarvijäärien osalta 1980–2019.

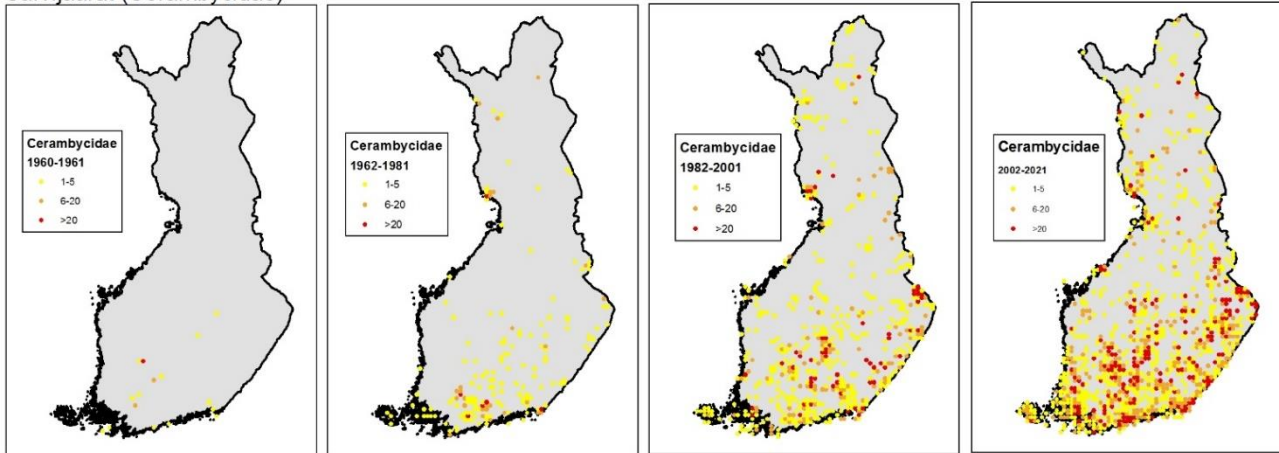
Mesipistiäiset (Anthophila)



Kukkakärpäset (Syrphidae)



Sarvijäärät (Cerambycidae)



Kuva 3. Mesipistiäisten, kukkakärpästen ja sarvijäärien yksilömäärien maantieteellinen jakautuminen eri ajanjaksoina. Mesipistiäisten havaintopisteet vähenivät 1900-luvun kuluessa maantieteellisen kattavuuden ollessa heikoimmillaan 1980-luvulla. Kukkakärpäs- ja sarvijäärähavainnot lisääntyivät 1900-luvun kuluessa, mutta olivat ennen 1980-lukua hyvin hajanaisia ja painottuivat eteläiseen Suomeen. Kaikkien ryhmien havaintojen maantieteellinen kattavuus on parantunut huomattavasti 2000-luvulla.

3.1.3 Säätä ja ilmastoa kuvaavat muuttajat

Lukuisat tutkimukset kertovat muuttuvan ilmaston vaikuttavan hyönteisten levinneisyyteen ja kannankehitykseen (Luoto ym. 2006, Hunter ym. 2013, Valtonen ym. 2013, Dallas ym. 2020, Pilotto ym. 2020, Hällfors ym. 2021). Lämpötila ja sadanta voivat vaikuttavat hyönteisiin suoraan, mutta ne määräävät myös kasvukauden pituuden, talven ankaruuden sekä lumipeitteen määrän. Lisäksi sääolojen muutokset voivat muuttaa hyönteisten vuorovaikutussuhteita isäntä-, vihollis-, kilpailija- ja mutualistilajien kanssa (Kharouba ym. 2018). Kesällä lämpötilan noustessa perhosten yksilömäärän on todettu kasvavan, mutta lämpimät ja vähälumiset talvet laskevat kylmille alueille sopeutuneiden populaatioiden yksilömääriä (Dennis & Sparks 2007, Roland & Matter 2016). Kovat pakkaset voivat myös rajoittaa etenkin tulokaslajien selviytymistä (Fält-Nardmann ym. 2018), kun taas nousevat lämpötilat lisäävät lajien leviämistä pohjoista kohti (Sparks ym. 2005).

Sadannan on todettu kontekstista riippuen sekä laskevan että nostavan perhosten yksilömääriä (Dennis & Sparks 2007, van Bergen ym. 2020). Lisääntynyt sadanta etenkin kasvukauden aikana voi nostaa koskien pohjaeläimien yksilömääriä (Huttunen 2017 ja 2018), mutta leutoina talvina noussut vedenpinta voi vaikuttaa pohjaeläimiin negatiivisesti (Mustonen ym. 2017). Lämpötila ja sadanta muuttuvat rannikolta sisämaahan sekä etelästä pohjoista kohden, joten pituus- ja leveyspiiri ovat myös yhteydessä hyönteisissä tapahtuviin muutoksiin. Ympäristömuutosten onkin todettu muuttavan perhosten levinneisyysalueita eri tavoin eri pituus- ja leveyspiireillä (Hill ym. 2002).

Edellä mainituista syistä käytimme leveys- ja pituuspiiriä, keskilämpötilaa, vuoden kylmimmän lämpötilan keskiarvoa, kasvukauden pituutta sekä vuotuisen ja kasvukauden sadannan summia selittämään systemaattisten pitkäaikaisseuranta-aineistojen lajistomuutoksia. Päivittäiset lämpötila- ja ilmankosteushavainnot haettiin E_OBS tietokannasta (v23.1e; Cornes ym. 2018). Työssä käytettiin 0,25 asteen aineistoa, jota tarvittaessa täydennettiin 0,10 asteen aineistolla. Tietojen puuttuessa molemmista aineistoista tutkimuspaikka jouduttiin hylkäämään. Lämpötilalle laskettiin vuotuinen keskiarvo ja kosteudelle vuotuinen summa. Päivittäisistä arvoista laskettiin myös kasvukauden pituus (kasvukauden katsottiin alkavan, kun vuorokauden keskilämpötila oli yli 5 °C viiden peräkkäisen päivän ajan), sadanta kasvukauden aikana sekä kylmimmän kuukauden keskilämpötila.

3.1.4 Paikkatietoaineistot

Ihmisvaikutusta kuvaavilla paikkatietoaineistoilla selitettiin pitkäaikaisseuranta-aineistojen lajistomuutoksia. Työssä käytettiin vapaasti saatavilla olevia valmiita teemakarttoja. Kaikki tutkimuksessa käytetyt lajiaineistot sisältävät myös paikkatiedon ja lajit liitettiin meta-analyysissä kasvillisuusvyöhykkeisiin (PMN). Luonnonmukaisuudelle valittiin kolme teemakarttakerrosta, jotka kuvaavat ihmisvaikutuksen voimakkuutta Suomessa. Kerroksista kaksi kertoo kattavasti ihmistoiminnasta: Human Footprint vuodelta 2009 (jatkossa HFP) sekä HFP-muutos aikaväliltä

1993–2009 (Venter ym. 2016). HFP kattaa rakennetun ympäristön, väestön tiheyden, sähköverkoston, maatalouden, tiet, rautatiet ja vesireitit, ja sen arvot vaihtelevat välillä 0–50. HFP-muutos kuvaa edellä lueteltujen tekijöiden summan muutosta vuosina 1993–2009, ja arvot vaihtelevat negatiivisesta arvosta -20 positiiviseen arvoon 24. Negatiiviset arvot kertovat ihmistoiminnan vähentyneen alueella ja positiiviset arvot vastaavasti ihmistoiminnan lisääntyneen. Kolmantena karttakerroksena on Monimuotoisuudelle tärkeät metsäalueet 5/2018-kartta (Mikkonen ym. 2018). Tämä karttakerros on tehty Zonation-ohjelmalla käyttäen lahoppupotentiaalia, toimenpide- ja ojitussakkotietoja, metsikön sekä suojelualueiden kytkeytyvyyttä ja punaisen listan metsälajeja. Monimuotoisuudelle tärkeät metsäalueet eivät kata puuttomia alueita, joiden osalta luonnonmukaisuutta kuvaavat ainoastaan HFP-kerrokset. Kerrosten ja lopullisen kartan resoluutio on 1 km x 1 km.

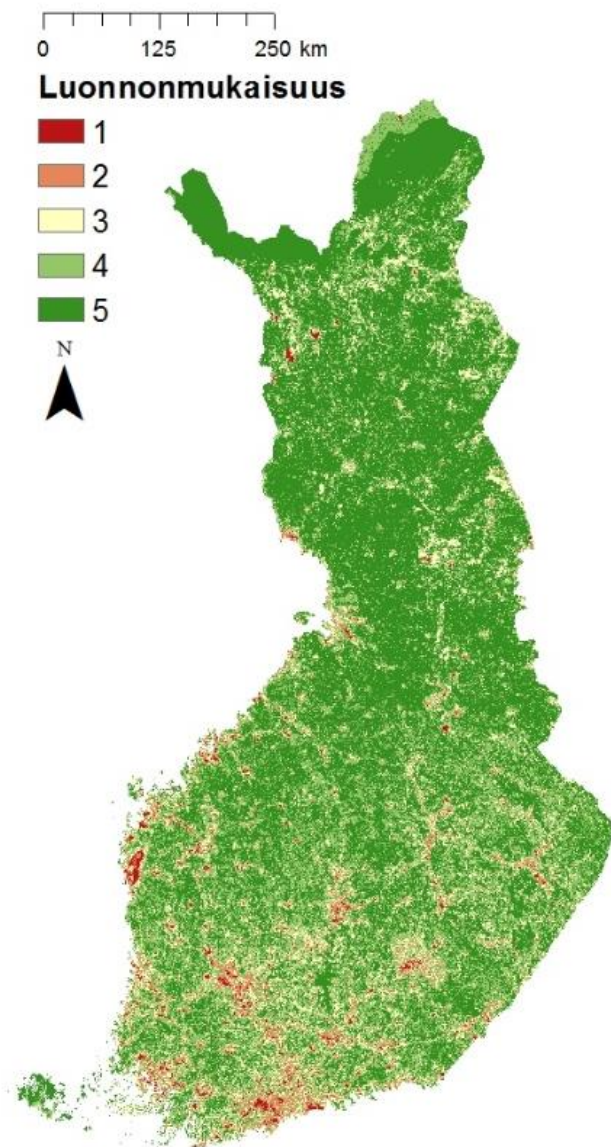
Teemakarttakerrokset yhdistettiin AHP-menetelmällä (Saaty 1997), jossa karttakerroksien eri tasoja vertaillaan pareittain ja ne pisteytetään luonnonmukaisuuden mukaan. Lopuksi kaikki karttakerrokset yhdistetään perustellussa tärkeysjärjestyksessä. HFP 2009 sai korkeimman arvon, seuraavaksi HFP-muutos ja lopuksi Metsien monimuotoisuudelle tärkeät metsäalueet (Liite 2., Taulukko L2.1. Liitteen numeron maininnan jälkeen liitteissä olevaan taulukkoon tai kuvaan viitataan L kirjaimella: esim. Kuva L2.1 tai Taulukko L2.1, mutta saman viitteen numeroa ei mainita uudelleen ennen kuin liitteen numero vaihtuu.). Lopulliset AHP-arvot skaalattiin arvoille 1–5 niin, että luonnonmukaisimmat alueet saivat suurimman arvon ja voimakkaasti ihmisen muokkaamat alueet pienimmän arvon (Kuva 4.).

HFP 2009 -karttatasolle annettiin eniten painoarvoa lopullisen kartan teossa, koska se kuvasi parhaiten ja monimuotoisimmin kaikkea ihmistoimintaa (Venter ym. 2016). HFP 2009 arvot vaihtelivat 0–50 välillä ja olivat kääntäen verrannollisia luonnonmukaisuudelle (Taulukko L2.2). Vuosien 1993–2009 ihmisvaikutusta kuvaavaa HFP-muutos-kerrosta painotettiin toiseksi eniten. Kerroksen negatiiviset arvot merkitsevät, että ihmisaktiivisuus seudulla oli vähentynyt, joten positiiviset arvot saivat arvon nolla ja negatiiviset arvot skaalattiin luonnonmukaisuuden suhteen (Taulukko L2.3). Monimuotoisuudelle tärkeät metsäalueet -karttaa käytettiin tässä työssä, sillä se sisälsi runsaasti tietoa metsien tilasta. Karttakerros sisälsi mm. tietoa uhanalaisten lajien esiintymisestä sekä tietoa luontoalueiden kytkeytyneisyydestä ja siksi myös luonnon potentiaalisesta uusiutumisenopeudesta (Mikkonen ym. 2018). Monimuotoisuudelle tärkeät metsäalueet olivat suoraan verrannollisia luonnonmukaisuuden kanssa (Taulukko L2.4.). Monimuotoisuudelle tärkeitä metsäalueita painotettiin vähemmän kuin HFP-kerroksia, koska HFP-kerrokset mittasivat suoraan luonnonmukaisuutta ja Monimuotoisuudelle tärkeät metsäalueet keskittyivät vain puustoihin elinympäristöihin.

Vesiympäristön luonnonmukaisuudessa huomioitiin sekä valuma-alueen maaympäristön että vesistön luonnonmukaisuus. Vesistöjen tiedot haettiin valuma-alueittain Hertta-tietojärjestelmästä heinäkuussa 2021 (Vesimuodostumat, suunnittelukausi 3. 2013–2019). Valuma-alueisiin kohdistui 12 erilaista painetta (0–10/valuma-alue) sekä hydrologis-morfologisia, fysikaalis-kemiallisia ja

biologisia muuttujia (pois lukien pohjaeläimet). Valuma-alueiden luonnonmukaisuusarvot laskettiin myös AHP-menetelmällä. Paineet pisteytettiin sen mukaan, kuinka monta painetta valuma-alueeseen kohdistui (Taulukko L2.5.). Hydrologis-morfologiset, fysikaalis-kemialliset ja biologiset muuttujat muutettiin sanallisista arvioista AHP-arvoiksi (Taulukko L2.6.).

Paineita painotettiin enemmän kuin muita muuttujia, koska paineet antoivat kattavasti tietoa koko valuma-alueesta, kun taas muuttujat kattoivat vain pienen osan valuma-aluetta kuvaavista tunnusluvuista (Taulukko L2.7). Muuttujia ei asetettu keskinäiseen paremmuusjärjestykseen, koska ne sisälsivät toisiinsa verrattuna yhtä paljon tietoa luonnonmukaisuudesta. Koska valuma-alueet olivat hyvin laajoja, eikä näytteenottoa tarkasti vastaavia tietoja luonnonmukaisuudesta ollut, annettiin näytteenottoaikan maaympäristön luonnonmukaisuudelle sekä valuma-alueen luonnonmukaisuudelle sama painoarvo. Lopullinen vesiympäristön luonnonmukaisuus saatiin laskemalla vesiympäristön ja ympäröivän maaympäristön luonnonmukaisuusarvojen keskiarvo.



Kuva 4. Suomen maa-alueiden luonnonmukaisuuskartta, jossa on AHP-menetelmää käyttäen huomioitu HFP- ja HFP-muutos-kerrokset sekä Monimuotoisuudelle tärkeät metsäalueet vuosilta 1993–2018.

3.2 Tilastomenetelmät

Systemaattisten seuranta-aineistojen analysointiin käytettiin lajien runsausmuutoksia mallintavaa frekventististä TRIM-analyysia (Bogaart ym. 2020) sekä meta-analyysimenetelmää, jolla mallinnettiin eri hyönteisryhmien yksilö- ja lajimäärien muutoksia sekä lajiston monimuotoisuuden ja vaihtuvuuden muutoksia (Pilotto ym. 2020). Levinneisyysaineistojen analysointiin käytettiin bayeslaista esiintyvyyssmallia, joka mallintaa rinnakkain lajien esiintyvyyden ja havaitsemistodennäköisyyden muutoksia (Isaac ym. 2014). Lajien levinneisyyden painopistettä TRIM- ja esiintyvyyssanalyysissa trendin saaneille lajeille arvioitiin seuraavasti: lajin levinneisyyden katsottiin painottuvan etelään, jos aineiston yksilöistä yli 90 % oli havaittu 64 ° leveyspiirin (karkeasti Kokkola-Kuhmo-linjan) eteläpuolella, ja vastaavasti pohjoiseen, jos aineiston yksilöistä yli 90 % oli havaittu 64 ° leveyspiirin pohjoispuolella. Muiden analyysihin sisältyneiden lajien katsottiin esiintyvän jokseenkin tasaisesti sekä maan etelä- että pohjoispuoliskolla. Lahopuututkimuksen kovakuoriaisia ja Oulankajoen pohjaeläinaineistoa ei voitu jakaa edellä kuvattuihin ryhmiin, sillä tutkimusalueita ei voitu jakaa 64 ° leveyspiirin molemmille puolille.

3.2.1 Systemaattisten aineistojen analyysit

Systemaattisesti kerätyt aikasarjat analysoitiin aluksi TRIM-menetelmällä käyttäen rtrim-R-pakettia (Bogaart ym. 2020), joka sovittaa aineistoon Poisson-jakautuneen lineaarisen mallin ja korjaa mallia ottaen huomioon puuttuvat havainnot, aineiston autokorrelaatorakenteen ja mahdollisen ylidispersion. Malli sovitettiin erikseen kunkin lajiryhmän kokonaisyksilömäärälle sekä yksittäisille lajeille, joista oli vähintään 51 havaintoa. TRIM-analyysihin sisällytettiin kaikki systemaattisesti kerätyt aineistot. TRIM-analyysin kannankehityksen trendit jakautuvat kuuteen luokkaan seuraavasti: voimakkaasti laskeva (luottamusvälin yläraja $< 0,95$), laskeva (luottamusvälin yläraja on $0,95-1,00$), vakaa (Luottamusväli sisältää arvon yksi, mutta $0,95 < \text{luottamusväli} < 1,05$), nouseva (luottamusvälin alaraja on välillä $1,00-1,05$) ja voimakkaasti nouseva (luottamusvälin alaraja on $> 1,05$). Muissa tapauksissa trendi on epävarma.

Kaikki systemaattisesti kerätyt aikasarjat, lukuun ottamatta täpläverkkoperhosen maastokartoitusten aineistoa, voitiin analysoida myös meta-analyysissa (Pilotto ym. 2020). Meta-analyysissa mallinnettiin eri hyönteisryhmien yksilö- ja lajimäärien muutoksia sekä lajiston monimuotoisuuden ja vaihtuvuuden muutoksia (Pilotto ym. 2020). Lajiston monimuotoisuutta kuvattiin Simpsonin indeksillä. Indeksillä ottaa huomioon lajien määrän ja sen, kuinka tasaisesti lajit ovat jakautuneet havaintoaineistossa. Lajidiversiteetti-indeksin arvon noustessa lajimäärät kasvavat ja/tai yksilöiden

jakautuminen eri lajien suhteen tasaantuu. Tässä tutkimuksessa lajien vaihtuvuus tarkoittaa lajien ajallista vaihtuvuutta tarkastelujakson aikana.

Jotta hyvin heterogeeninen aineisto voitiin yhdistää, käytimme Pilotton ym. (2020) kuvaamaa kaksivaiheista menetelmää. Menetelmässä analysoitiin ensin jokaiselle aikasarjalle monimuotoisuuden muutoksia kuvaavat trendit, minkä jälkeen näistä trendeistä johdettiin monimuotoisuuden muutoksia kuvaavat yleiset trendit koko aineistolle. Hyönteis- ja sääaikaasarjoille laskettiin autokorreloituneille aineistoille soveltuvat, varianssikorjatut Mann-Kendallin trendit (Hamed & Rao 1998), joista saatiin S-tunnusluku ja sen varianssi meta-analyysiin. Meta-analyysiin sisällytettiin yhteensä 786 aikasarjaa.

Lisäksi analysoimme sekamalleilla ympäristötekijöiden vaikutusta hyönteisten trendeihin hyödyntäen glmulti-R-pakettia (Calcagno 2020). Malliin otettiin selittäviksi tekijöiksi pituuspiiri, leveyspiiri, aineiston ajallinen pituus, ja havaintopaikan ympäristön luonnonmukaisuus sekä lämpötilan keskiarvon, kokonaissadannan, kasvukauden pituus, kasvukauden sadannan ja vuoden kylmimmän kuukauden keskilämpötilan S-tunnusluvut. Sekamallin tuloksena saatiin S-tunnusluvun lisäksi myös z-arvo, jonka suuruus kuvaa ympäristötekijän vaikutusta hyönteisten trendeihin.

Analysoitaessa koko aineistoa yhdessä aineiston ajallinen pituus, kasvukauden pituus ja kokonaissadanta poistettiin mallista kollineaarisuuden vuoksi ($|r| > 0,6$). Muilla selittävillä muuttujilla ei havaittu kollineaarisuutta ($|r| < 0,6$). Kun maalla elävät hyönteiset analysoitiin omana ryhmänä, aineiston ajallinen pituus ja kasvukauden pituus olivat kollineaarisia muiden muuttujien kanssa, joten ne poistettiin mallista. Vastaavasti vedessä elävien hyönteisten kohdalla kasvukauden pituus- ja leveyspiiri olivat kollineaarisia muiden ympäristötekijöiden kanssa, ja ne poistettiin siksi mallista. Säämuuttujien kollineaarisuuden parittaiset vertailut löytyvät liitteestä 3., taulukosta L3.1.

3.2.2 Levinneisyysaineistojen analyysit

Mesipistiäisten, kukkakärpästen ja sarvijäärien kantojen kehitystä analysoitiin malleilla, jotka on kehitetty historiallisten, satunnaishavainnoista koostuvien aikasarjojen analyysiin (occupancy-detection models; Isaac ym. 2014). Analyysit tehtiin R-ohjelman sparta-pakettia (<http://biologicalrecordscentre.github.io/sparta/>) hyödyntäen. Käytettyjen mallien on aiemmin osoitettu tehokkaasti erottavan lajien todelliset kannanmuutokset havaintomäärien muutoksista, joiden taustalla vaikuttavat havainnoijien määrän vaihtelu ja lajien ajallisesti vaihteleva havaitsemistodennäköisyys (Isaac ym. 2014, Outhwaite ym. 2019). Lajien vuosittaista esiintyvyyttä yhtenäiskoordinaatiston 10 x 10 km² ruuduissa analysoitiin suhteessa eliöryhmän havaintoruutujen kokonaismäärään ottaen huomioon lajien havaitsemistodennäköisyys. Kannankehitysanalyysiin sisällytettiin kaikki lajit, joiden havaintomäärä ja havaintojen ajallinen jakautuminen riittivät mallin sovittamiseen (mesipistiäisillä 58 %, sarvijäärillä 59 % ja kukkakärpäisillä 41 % kaikista aineiston

lajeista). Aikasarjan riittävyttä mallin sovittamiseen arvioitiin mallin sekoittumisen perusteella ($R\text{-hat} < 1.1$).

Kannankehitysanalyysien tulosten perusteella määritettiin lajikohtaiset, monotoniset kokonaistrendit asteikolla laskeva trendi, vahva näyttö (---); laskeva trendi, kohtalainen näyttö (--); laskeva trendi, heikko näyttö (-); vakaa (0); nouseva trendi, heikko näyttö (+); nouseva trendi, kohtalainen näyttö (++); nouseva trendi, vahva näyttö (+++). Vahvana näyttönä positiiviselle kokonaistrendille pidettiin sitä, että kannankehityksen posteriorijakauman 95 % uskottavuusväli oli kokonaan positiivinen. Kohtalaisena näyttönä positiiviselle kokonaistrendille pidettiin sitä, että kannankehityksen posteriorijakauman 90 % uskottavuusväli oli kokonaan positiivinen. Heikkona näyttönä positiiviselle kokonaistrendille pidettiin sitä, että kannankehityksen posteriorijakauman 80 % uskottavuusväli oli kokonaan positiivinen. Vastaavasti vahvana, kohtalaisena ja heikkona näyttönä negatiiviselle kokonaistrendille pidettiin kokonaan negatiivista kannankehityksen posteriorijakauman 95 %, 90 % ja 80 % uskottavuusväliä. Kannankehityksen katsottiin olevan vakaata, mikäli sen posteriorijakauman 80 % uskottavuusväli sisälsi nollan. Monotoniset kokonaistrendit laskettiin mesipistiäisille kolmelle eri aikavälille: koko mallinnusajalle (1930–2021), 1980–2019 ja 2000–2019. Sarvijäärille ja kukkakärpäisille monotoniset kokonaistrendit laskettiin kahdelle eri aikavälille: koko mallinnusajalle (1980–2019) ja jaksolle 2000–2019. Havaintoja syötetään Laji.fi-tietokantaan viiveellä, minkä vuoksi viimeisimpien vuosien esiintyvyyssarviot (Liite 6.) voivat olla liian alhaisia. Kokonaistrendiarviot perustuvat esiintyvyyden kehitykseen pidemmällä aikavälillä, eivätkä viime vuosien mahdolliset puuttuvat havainnot siksi vaikuta niihin merkittävästi.

Lajiominaisuuksien yhteyttä lajien kokonaistrendeihin analysoitiin bayeslaisilla multinomiaalisilla logistisilla regressiomalleilla hyödyntäen R-paketteja brms (Bürkner 2017) ja RStan (Stan Development Team 2020). Multinomiaalisessa logistisessa regressiossa vastemuuttujana on luokkamuuttuja, joka voi tavallisesta logistisesta regressiosta poiketen saada useampia kuin kahdenlaisia arvoja. Vastemuuttujan luokat olivat vakaa esiintyvyys (0), laskeva trendi (---, -- ja -) ja nouseva trendi (+++, ++ ja +). Malleissa käytettiin logit-linkkifunktioita ja heikosti informatiivisia, normaaleja priorijakaumia (keskiarvo = 0, keskihajonta = 10). MCMC-simulaatioiden efektiivinen otoskoko kaikille muuttujille oli vähintään 10 000 ja $R\text{-hat}$ -arvo alle 1,05. Mallit ajettiin erikseen eri aikavälien trendeille ja eri eliöryhmille. Kimalaisille ajettiin omat mallit kaikki mesipistiäiset sisältävien mallien lisäksi.

Selittävät muuttujat vaihtelivat eliöryhmittäin lajiominaisuustietojen saatavuuden mukaan (Taulukko 2.). Kaikki selittävät muuttujat sisällytettiin samaan malliin, minkä vuoksi niiden määrä pidettiin maltillisena etenkin lajimäärältään rajallisten kimalaisten ($n = 21$) ja sarvijäärien ($n = 16$) osalta. Yhteisenä selittävänä muuttujana kaikille eliöryhmille käytettiin levinneisyyden painopistettä Suomessa.

Kimalaisten ominaisuusanalyysiin sisällytettiin 21 lajia, joille löytyi kirjallisuudesta kielen pituus. Useissa aiemmissä tutkimuksissa pitkäkielisten kimalaisten on havaittu vähentyneen lyhytkielisiä voimakkaammin, minkä on päätelty johtuvan niiden erikoistumisesta tiettyihin, syväkukintoihin ravintokasveihin (Goulson ym. 2005, 2008, Dupont ym. 2011, Bommarco ym. 2012). Toisaalta näitä tuloksia on myös kyseenalaistettu (Williams 2005, Williams ym. 2009). Kielen pituuden lisäksi selittävinä muuttujina käytettiin levinneisyyden painopistettä ja lentokauden pituutta, joilla havaittiin yhteys mesipistiäisten esiintyvyyden muutoksiin kaikilla tarkasteluväleillä (Taulukko 2., Kuva 3.).

Taulukko 2. Mesipistiäisten, kukkakärpästen ja sarvijäärien ominaisuusmallien muuttujat ja otoskoot.

Eliöryhmä	Selitettävä trendi	Selittävät muuttujat (asteikko ja jakauma)	Ominaisuustietojen lähteet
Kimalaiset (n = 21)	1930-2021	Levinneisyyden painopiste (koko maa: 3 lajia, eteläinen: 14, pohjoinen: 4)	Ranta & Lundberg 1980
	1980-2019	Työläisen kielen pituus (6.0–14.4 mm)	Söderman & Leinonen 2003
	2000-2019	Lentokauden kesto (3–7 kk)	Goulson ym. 2005, 2008 Scheuchl & Willner 2016
Mesi- pistiäiset (n = 134)	1930-2021	Levinneisyyden painopiste (koko maa: 9, eteläinen: 119, pohjoinen: 6)	Söderman & Leinonen 2003
	1980-2019	Naaraan koko (4.5–23.5 mm)	Scheuchl & Willner 2016
	2000-2019	Sosiaalisuus (yksineläjä: 81, sosiaalinen: 21, loinen: 32)	
		Pesintä (maanpinnan alapuolella: 105, maanpinnan yläpuolella: 29)	
		Ravintokasvien käyttö (useita lajeja: 70, harvoja lajeja: 32, loinen: 32)	
	Lentokauden kesto (1–7 kk)		
	Lentokauden ajoittuminen (alkukuukausi: 4–7)		
Kukka- kärpäset (n = 139)	1980-2019	Levinneisyyden painopiste (koko maa: 85, eteläinen: 44, pohjoinen: 10)	Haarto & Kerppola 2007
	2000-2019	Koko (4.5–16.5 mm)	Bartsch 2009a, b
		Toukan ravinto (kasvin varsia ja sieniä syövät: 27, pedot: 61, mätänevää kasviainesta ja eläinten jätöksiä syövät: 20, mikrobeja syövät: 15, kuollutta puuta syövät: 16)	
		Elinympäristö (metsä tai metsänreuna: 69, niitty tai muu avoin ympäristö: 37, ranta, suo tai kosteikko: 33)	
		Lentokauden kesto (2–8 kk)	
	Lentokauden ajoittuminen (alkukuukausi: 4–7)		
Sarvijäärät (n = 16)	1980-2019	Levinneisyyden painopiste (koko maa: 7, eteläinen: 9)	Heliövaara ym. 2004
	2000-2019	Toukan tarvitseman puun koko (wood diameter niche: 1.0–3.0; Heikkala ym. 2016)	Ehnström 2007 Heikkala ym. 2016
		Toukan tarvitseman puun lahoaste (decay niche: 1.0–3.6; Heikkala ym. 2016)	

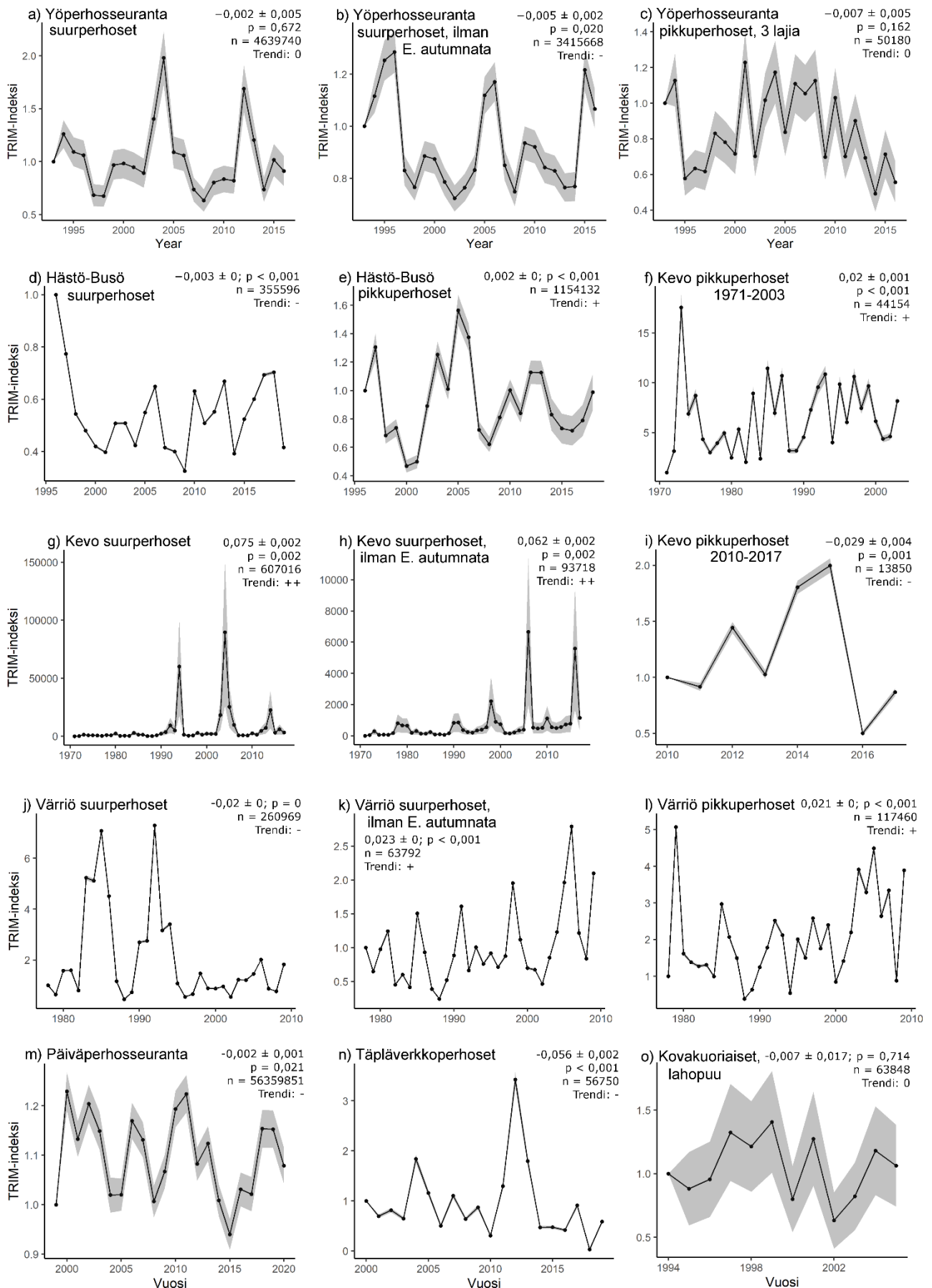
4. Tulokset

4.1 TRIM-analyysit

4.1.1 Maalla elävät hyönteiset

4.1.1.1 Kokonaisyksilömäärät

Maalla elävien hyönteisten kokonaisyksilömäärien trendit vaihtelivat voimakkaasti kasvavista aina laskeviin trendeihin (Kuva 5.). Valtakunnallisen yöperhosseurannan suur- ja pikkuperhosten kokonaisyksilömäärä on pysynyt vakaana, vaikka vuosien välinen vaihtelu on huomattavaa (Kuva 5. a ja c). Suurperhosten kokonaisyksilömäärä on lievässä laskussa, kun sitä tarkastellaan ilman tunturimittaria (*Epirrita autumnata*), jolla on Pohjois-Suomessa 8–11 vuoden välein toistuvia massaesiintymisiä. (Kuva 5. b). Hästö-Busö-saarella suurperhosten kokonaisyksilömäärä on laskenut, mutta pikkuperhosten noussut (Kuva 5. d-e). Kevon tutkimusalueella pikkuperhosten kannankehitys oli nouseva vuosina 1971–2003 (Kuva 5. f), mutta laskeva vuosina 2010–2017 (Kuva 5. i). Värriön tutkimusaseman pikkuperhosten kokonaisyksilömäärä oli myös kasvava (Kuva 5. l). Pohjois-Suomen suurperhosten kokonaisyksilömäärät (poislukien tunturimittari) ovat nousseet sekä Kevon että Värriön tutkimusasemilla. Vastaavasti kokonaisyksilömäärä, joka sisältää myös tunturimittarin, on laskenut (Kuva 5. j). Maatalousympäristön päiväperhosseurannan kokonaisyksilömäärä sekä täpläverkkoperhosten toukkapesien määrä olivat laskevia (Kuva 5. m-n). Valkoselkätikkametsien kovakuoriaisten kokonaisyksilömäärä oli vakaa (Kuva 5. o) Tunturiperhosaineiston kokonaisyksilömäärän merkitys oli epävarma ($p = 0,517$; $n = 21790$).



Kuva 5. Maalla elävien hyönteislajien kokonaisyksilömäärien TRIM-indeksikuvaajat aineistoittain. Kuvaajat a-l kuvaavat yöperhosaineistojen trendejä, m-n päiväperhosaineistojen trendejä ja o lahoppuella elävien kovakuoriaisten trendejä. Mikäli aineistossa on massaesiintymiä, se on ajettu myös ilman massaesiintymälajia, jotta lajiston trendi on saatu näkyviin. Kevon pikkuperhoset on jaettu kahteen eri aineistoon (f ja i) aikasarjan katkonaisuuden vuoksi. Trendien selitykset: Voimakkaasti laskeva --, laskeva -, vakaa 0, nouseva +, voimakkaasti nouseva ++.

4.1.1.2 Lajikohtaiset tulokset

Yöperhoset

Viisi eri aineistoa piti sisällään yöperhoslajeja: Valtakunnallinen yöperhosseuranta (Nocturna), Kevon ja Värriön tutkimusasemat, Hästö-Busö ja Tunturiperhosseuranta. TRIM-analysit on ajettu aineistoille erikseen, koska aineistot eivät ole suoraan vertailukelpoisia keskenään. TRIM-analyyseissa trendin saaneet lajit jaettiin eteläisiin, tasaisesti pohjoisen ja etelän välillä oleviin lajeihin sekä pohjoisiin lajeihin (Taulukko 3.). Kaikkien yöperhosaineistojen yhteenlaskettu lajimäärä oli 743 suurperhosta ja 985 pikkuperhosta.

62 prosentista suurperhosia (n = 461) ja kahdeksasta prosentista pikkuperhosia (n = 75) oli käytettävissä riittävän laadukas aineisto lajikohtaista TRIM-analyysejä varten. Viisi prosenttia analysoiduista suurperhoslajeista ja kolme prosenttia pikkuperhoslajeista on luokiteltu uhanalaisiksi tai silmälläpidettäväksi (Hyvärinen ym. 2019). Analyyseiden ulkopuolelle jäi 283 suurperhos- ja 910 pikkuperhoslajia. Näistä suurperhosista 32 % ja pikkuperhosista 20 % on luokiteltu uhanalaisiksi tai silmälläpidettäväksi (Hyvärinen ym. 2019). Yöperhosseurannan suurperhosten kokonaisuusilömäärän trendi oli lievästi laskeva ja runsaudeltaan vähenevien (--, -) lajien määrä oli hieman suurempi kuin vakaiden (0) tai runsaudeltaan kasvavien (+, ++) lajien määrä (Kuva 6. a). Sama tulos toistuu Hästö-Busö-saaren aineistossa, mutta Kevon tutkimusasemalla lajit ovat enimmäkseen runsastuneet (Kuva 5. g-h ja 6. a). Pikkuperhoslajien runsaudet ovat useammin kasvavia kuin väheneviä (Kuva 6. b). Kun TRIM-tulokset jaettiin Taulukon 3. tapaan eteläisiin, sekä etelässä että pohjoisessa esiintyviin ja pohjoisiin lajeihin, näkyvät erot trendien jakautumisessa suurperhosilla (Kuva 7. yläriivi). Etelään painottuneissa lajeissa on useampia runsastuneita kuin taantuneita tai vakaita lajeja. Verrattain tasaisesti sekä maan etelä- että pohjoispuoliskolla esiintyvissä lajeissa taas on selvästi useampia taantuneita kuin vakaita tai runsastuneita lajeja. Vastaavasti kaikki neljä pohjoiseen painottunutta lajia ovat taantuneet. Pikkuperhosissa sekä maan etelä- että pohjoisiin painottuneissa lajeissa on enemmän runsastuneita kuin vakaita tai taantuneita (Kuva 7. keskiriivi). TRIM-analyyseissa voimakkaasti yleistyneet sekä harvinaistuneet yöperhoslajit löytyvät liitteestä 4., taulukoista L4.1-L4.3.

Päiväperhoset

Kolme eri aineistoa sisälsi päiväperhoslajeja: Maatalousympäristön päiväperhosseuranta, Tunturiperhosseuranta ja täpläverkkoperhoskartoitus. Aineistot sisälsivät yhteensä 116 lajia. Päiväperhoslajeista noin puolet jäi TRIM-analyyseiden ulkopuolelle. Analysoiduista päiväperhoslajeista 10 % ja analysoimattomista 66 % on luokiteltu uhanalaisiksi tai silmälläpidettäväksi (Hyvärinen ym. 2019). Analysoiduissa päiväperhosaineistoissa oli enemmän taantuneita kuin runsastuneita lajeja (Kuva 6. c). Erittäin uhanalaisen täpläverkkoperhosien pesien määrä oli laskeva (Kuva 5. n). Vaikka Tunturiperhosseurannan kokonaisuusilömäärän kehitys oli epävarma, pystyttiin seitsemän lajin runsauden muutoksia arvioimaan (Kuva 6. c). Näistä lajeista neljä oli runsastunut ja kolme taantunut. Lisäksi 31 lajilla kannankehitys oli epävarma. TRIM-

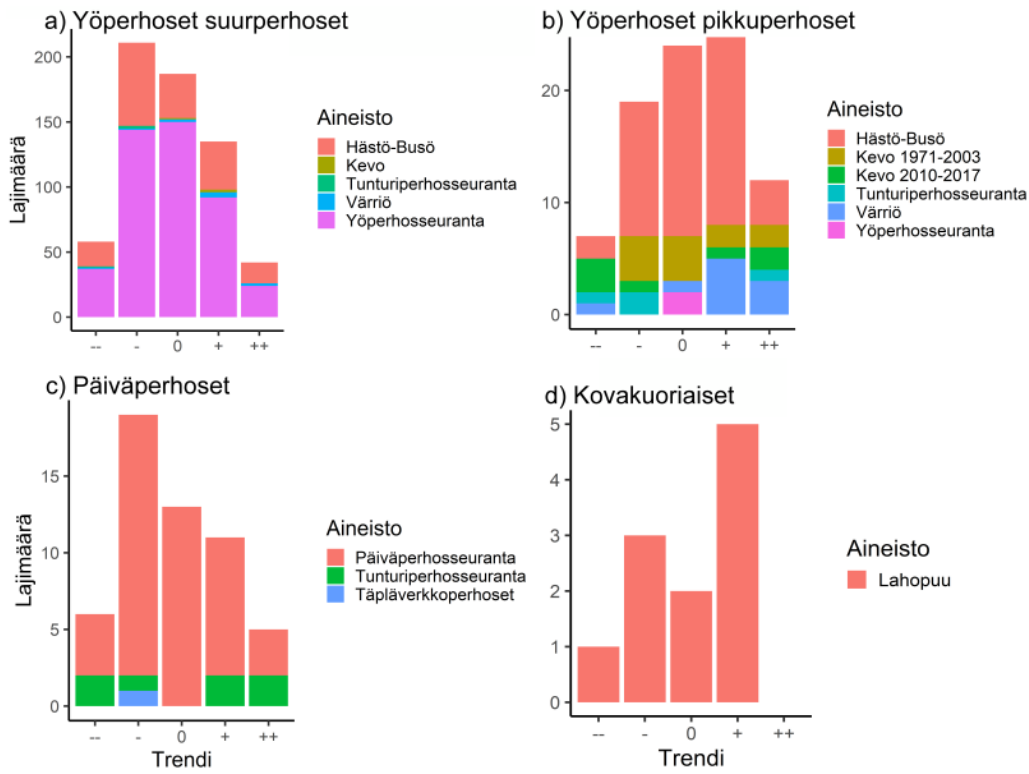
tuloksista saadut lajit jaettiin myös eteläisiin, tasaisesti pohjoisen ja etelän välillä oleviin lajeihin sekä pohjoisiin lajeihin (Kuva 7. alarivi). TRIM-analyyseissa harvinaistuneet, vakaat ja runsastuneet lajit löytyvät päiväperhoslajit löytyvät taulukosta L4.4.

Kovakuoriaiset

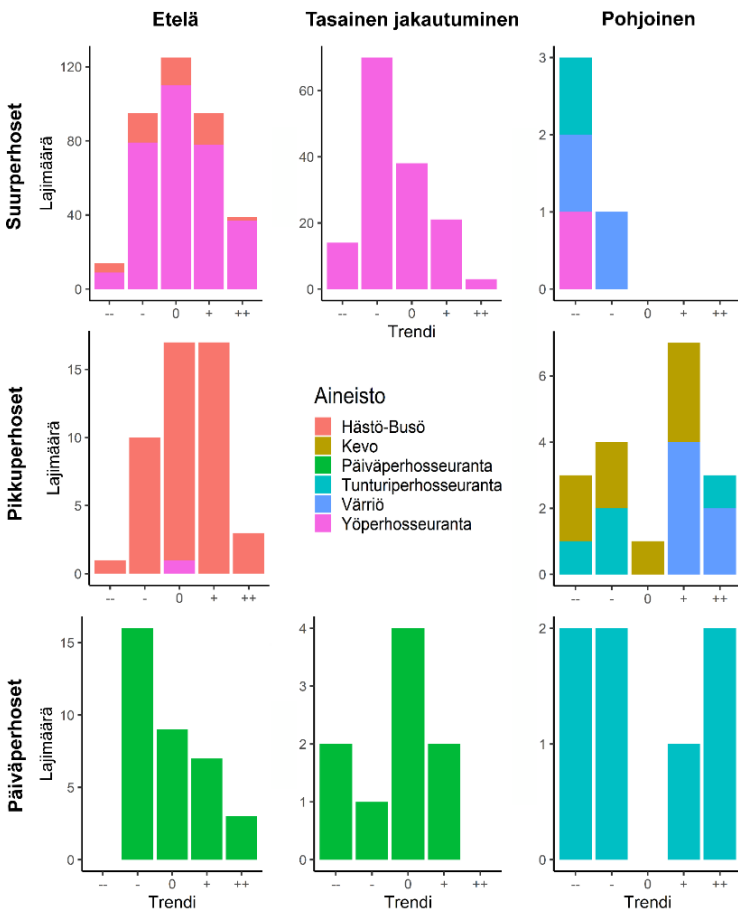
Kovakuoriaisia oli 809 lajia, joista voitiin analysoida 11 elinvoimaiseksi luokiteltua lajia. Analyysien ulkopuolelle jäi 798 lajia, joista prosentti on luokiteltu uhanalaiseksi tai silmälläpidettäväksi (Hyvärinen ym. 2019). Kovakuoriaislajeista kaksi oli vakaita, neljä taantuneita ja viisi runsastuneita, eikä voimakkaasti runsastuneita lajeja ollut yhtään (Kuva 6. d). TRIM-analyyseissa harvinaistuneet, vakaat ja runsastuneet kovakuoriaislajit löytyvät taulukosta L4.5.

Taulukko 3. TRIM-analyyseissa trendin saaneet perhoslajien lukumäärät ja prosenttiosuudet levinneisyyden mukaan. E: Eteläinen, 90 % havainnoista 64° leveyspiirin eteläpuolella. P: pohjoinen, 90 % havainnoista 64° leveyspiirin pohjoispuolella. Tasainen: lajit, joiden havainnot jakautuvat edellä mainittujen ääripäiden välille.

Lajiryhmä	Lajimäärä			
	yht.	P	E	Tasainen
Pikkuperhoset	74	12	48	14
Suurperhoset	469	2	322	146
Päiväperhoset	54	7	37	10
	Lajimäärien osuus			
	%	P	E	Tasainen
Pikkuperhoset	12 %	16 %	65 %	19 %
Suurperhoset	79 %	0 %	68 %	31 %
Päiväperhoset	9 %	13 %	69 %	19 %



Kuva 6. Yhteenvedo maalla elävien hyönteislajien TRIM-analysien tuloksista. Osa lajeista toistuu eri aineistoissa. Sama laji on eri aineistoissa voinut saada toisistaan eriäviä trendejä. Trendien selitykset: voimakkaasti laskeva --, laskeva -, vakaa 0, nouseva +, voimakkaasti nouseva ++.



Kuva 7. TRIM-trendien jakautumat eteläisillä, tasaisesti Suomen etelä- ja pohjoispuoliskolle jakautuneilla ja pohjoisilla perhoslajeilla. Analysoiduissa pikkuperhosissa ei ole yhtään tasaisesti jakautuneita lajeja. Y-akselin asteikot vaihtelevat paneeleittain.

4.1.2. Vedessä elävät hyönteiset

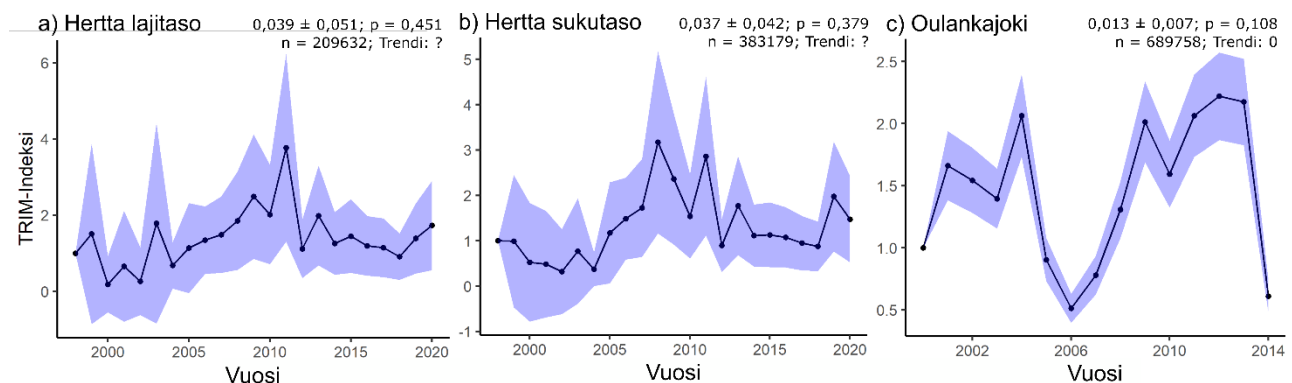
Koskien pohjaeläimet kattavassa lajitason Hertta-aineistossa oli 126 lajia ja kaksi lajiryhmää, kun taas sukutasolle yltävässä aineistossa oli yhteensä 128 määritystä, joista 114 oli tehty suvun ja 14 heimon tarkkuudella. Lajit edustivat kymmentä eri lahkkoa (Taulukko 4.). Laji- ja sukutason aineistoista suurin määrä kuului lahkoon vesiperhoset (Trichoptera) (Taulukko 4.).

Lajitasolle yltävän Hertta-aineiston analysoiduista koskien hyönteislajeista ($n = 15$) kaikki on luokiteltu elinvoimaisiksi. Analysoimattomista lajeista ($n = 109$) 6 % on luokiteltu uhanalaisiksi tai silmälläpidettäväksi (Hyvärinen ym. 2019). Kokonaisyksilömäärän trendi oli epävarma sekä laji- eikä sukutasolle yltävien aineistojen TRIM-analyyseissa (Kuva 8. a-b). Lajitason analyysien perusteella trendin saaneista koskien hyönteislajeista 53 % oli taantunut ja 47 % pysynyt vakaina (Kuva 9. a), mutta 34 lajin trendi oli epävarma. Runsastuneita lajeja ei ollut (Kuva 9. a). Sukutason analyyseissa trendin saaneista 80 % suvuista oli taantuneita, 15 % vakaita ja 5 % runsastuneita (Kuva 9. b) ja 31 morfolajin trendi oli epävarma. Ainoastaan yksi suku, *Ephemera* (Odonata) oli runsastunut (Kuva 9 b). Hertta- pohjaeläinaineistojen TRIM-analyysien harvinaistuneet, vakaat ja runsastuneet lajit löytyvät taulukosta L4.6. ja suvut taulukosta L4.7.

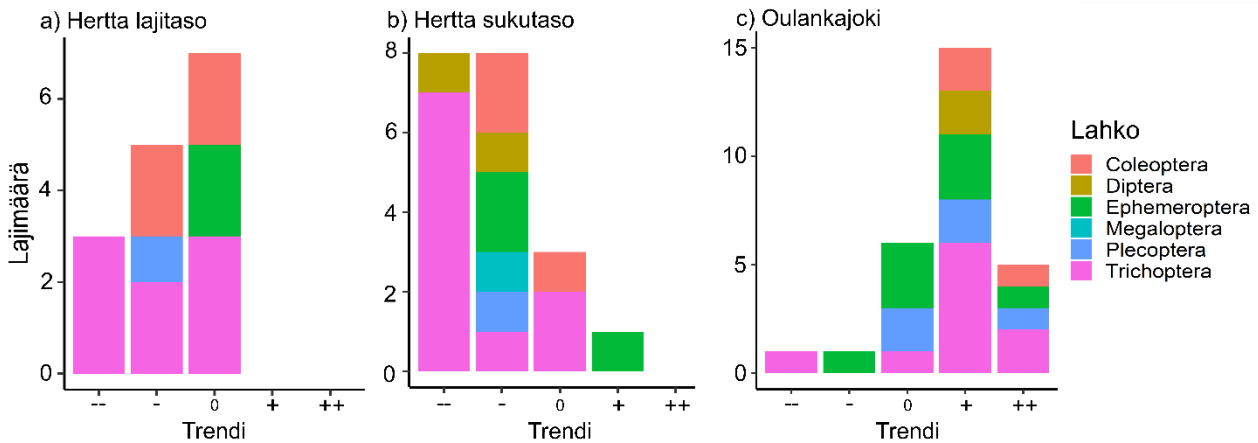
Oulankajoen pohjaeläinaineistossa oli 68 lajia, 7 lajiryhmää, 38 sukutason määritystä sekä 8 heimotason määritystä. Runsaimmin taksonia (35 %) kuului lahkoon vesiperhoset (Trichoptera) (Taulukko 4.). Kaikki aineiston lajit, sekä analysoidut että analysoimattomat, on luokiteltu elinvoimaisiksi (Hyvärinen ym. 2019). Oulankajoen hyönteisten kokonaisyksilömäärän kehitys oli vakaata (kuva 8. c). Lajikohtaiset TRIM-analyysit voitiin tehdä 28 taksonille, joista 71 % oli runsastuneita (kuva 9. c). Oulankajoen pohjaeläinaineistojen TRIM-analyysien harvinaistuneet, vakaat ja runsastuneet morfolajit löytyvät taulukosta L4.8.

Taulukko 4. Vedessä elävien hyönteisten jakautuminen lahkoihin. Yllä laji- / morfolajimäärät ja alla lajien/morfolajien prosenttiosuudet.

	HERTTA		Oulankajoki
	Lajimäärä	Morfolajien määrä	Morfolajien määrä
<i>Coleoptera</i>	8	16	13
<i>Diptera</i>	3	16	18
<i>Ephemeroptera</i>	25	19	22
<i>Hemiptera</i>	3	6	4
<i>Lepidoptera</i>	1	2	
<i>Megaloptera</i>	3	1	1
<i>Neuroptera</i>		1	1
<i>Odonata</i>	8	12	4
<i>Plecoptera</i>	20	14	16
<i>Trichoptera</i>	57	41	42
	Lajimäärien osuus	Morfolajien osuus	Morfolajien osuus
<i>Coleoptera</i>	6 %	13 %	11 %
<i>Diptera</i>	2 %	13 %	15 %
<i>Ephemeroptera</i>	20 %	15 %	18 %
<i>Hemiptera</i>	2 %	5 %	3 %
<i>Lepidoptera</i>	1 %	2 %	
<i>Megaloptera</i>	2 %	1 %	1 %
<i>Neuroptera</i>		1 %	1 %
<i>Odonata</i>	6 %	9 %	3 %
<i>Plecoptera</i>	16 %	11 %	13 %
<i>Trichoptera</i>	45 %	32 %	35 %



Kuva 8. Vedessä elävien hyönteisten kokonaisyksilömäärien TRIM-indeksikuvaajat a) Herta-aineistolla, jossa lajitaso oli tarkin määrittäjä, b) Herta-aineistolla, jossa sukutaso oli tarkin määrittäjä, sekä c) Oulankajoen aineistolla.

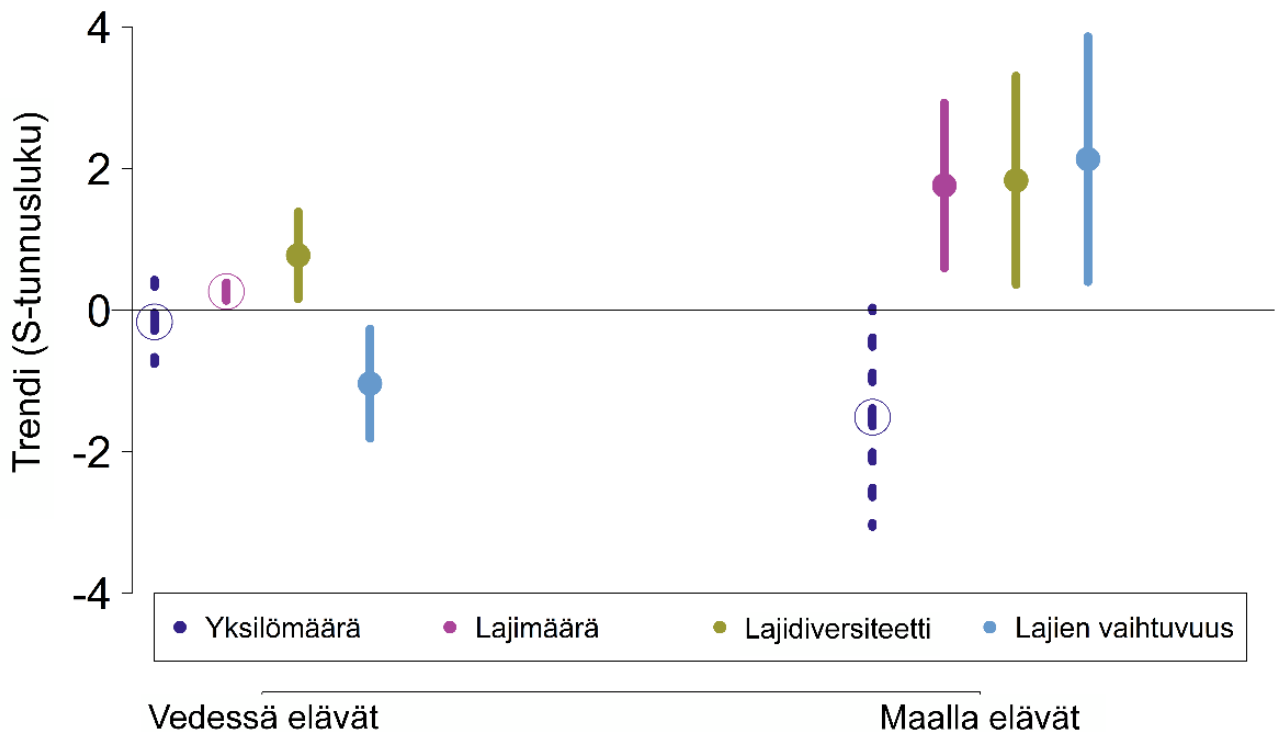


Kuva 9. Vedessä elävien hyönteisten TRIM-analyysien trendit Hertta-aineistossa, jossa lajitaso oli tarkin määrittäjä, b) Hertta-aineistossa, jossa sukutaso oli tarkin määrittäjä, sekä c) Oulankajoen aineistossa. Trendien selitykset: voimakkaasti laskeva --, laskeva -, vakaa 0, nouseva +, voimakkaasti nouseva ++.

4.2. Meta-analyysi

4.2.1 Maassa ja vedessä elävät hyönteiset

Meta-analyysien tulosten perusteella hyönteisten yhteisöissä on tapahtumassa muutoksia, jotka ovat osin erilaisia maantieteellisten alueiden sekä maa- ja vesiekosysteemien välillä. (Kuva 10.). Yksilömäärät näyttävät olevan laskussa, vaikka tulos ei ole tilastollisesti merkitsevä, kun taas lajimäärien trendit ovat nousussa maalla elävissä hyönteisryhmissä ja lajiversiteetti (Simpsonin indeksi) on nousussa sekä vedessä että maalla elävissä hyönteisryhmissä (Kuva 10.). Vedessä elävien hyönteisten lajien ajallinen vaihtuvuus, eli lajien korvautuminen toisiksi lajeiksi aikasarjojen tarkastelujakson aikana, oli vähentynyt. Toisin sanoen, lajeissa on ollut enemmän vaihtuvuutta tutkimusajan alussa, (1998 lähtien), kuin viimeisimpinä vuosina (päätyen vuoteen 2020). Vastaavasti maalla elävien hyönteisten osalta lajien korvautuminen toisilla lajeilla on kiihtynyt (Kuva 10.). Tarkat z-arvot ja niiden tilastolliset merkitsevyydet löytyvät liitteestä 5., taulukosta L5.1.



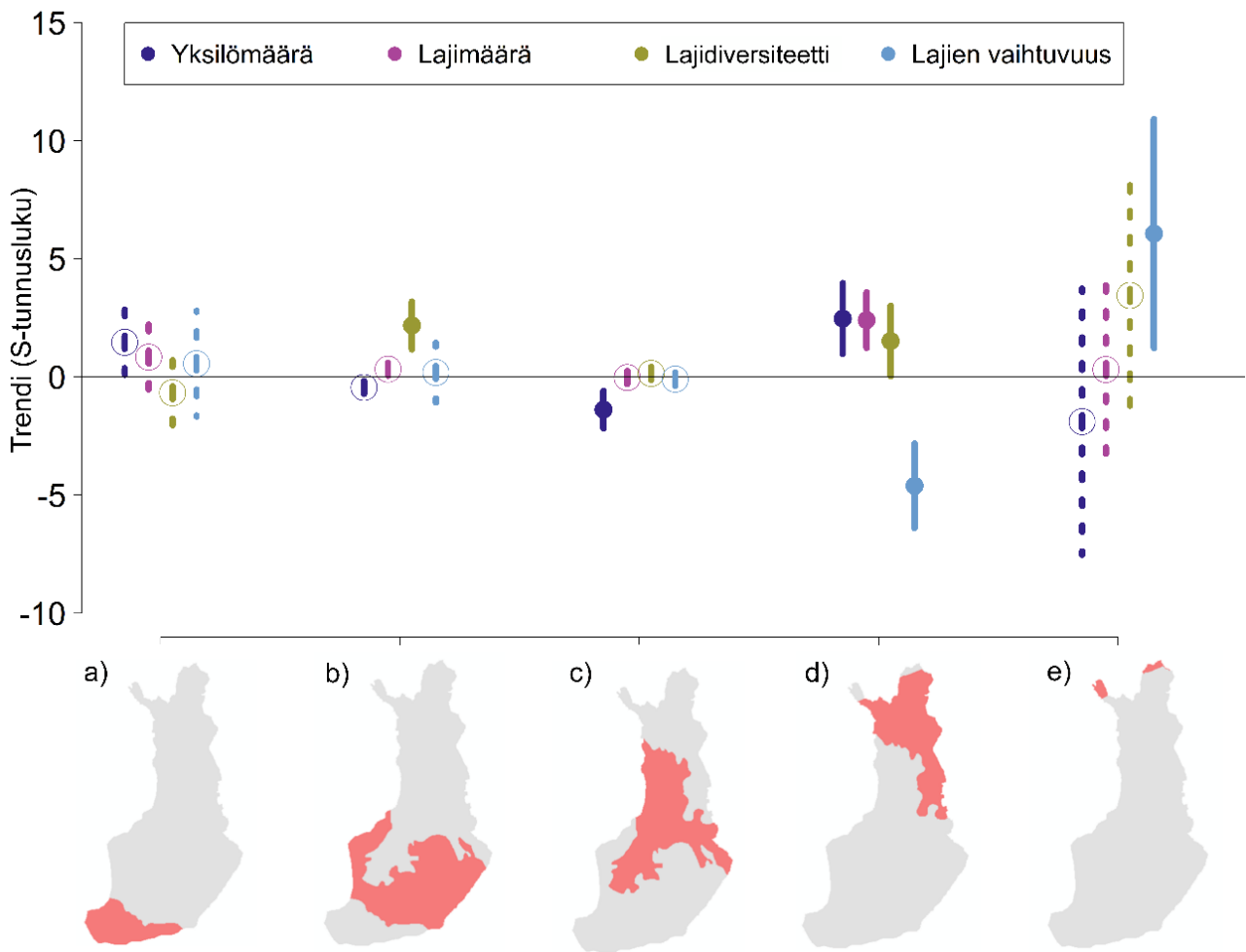
Kuva 10. Monimuotoisuuden eri osa-alueiden, yksilömäärien, lajimäärien, lajidiversiteetin (Simpsonin indeksi) ja lajien vaihtuvuuden (turnover), trendit vedessä (n=608) ja maalla (n=178) elävillä hyönteisillä. Meta-analyysin sekamallin tulokset, jossa y-akselilla on kuvattu S-tunnusluku. Tilastollisesti merkitsevät tulokset ($p \leq 0.05$) on merkitty täytetyllä ympyrällä (mallin keskiarvo) ja ehjällä viivalla (95 % luottamusväli), tilastollisesti ei-merkitsevät ($p > 0,05$) tyhjällä ympyrällä (mallin keskiarvo) ja katkoviivalla (luottamusväli).

4.2.2 Kasvillisuusvyöhykkeet

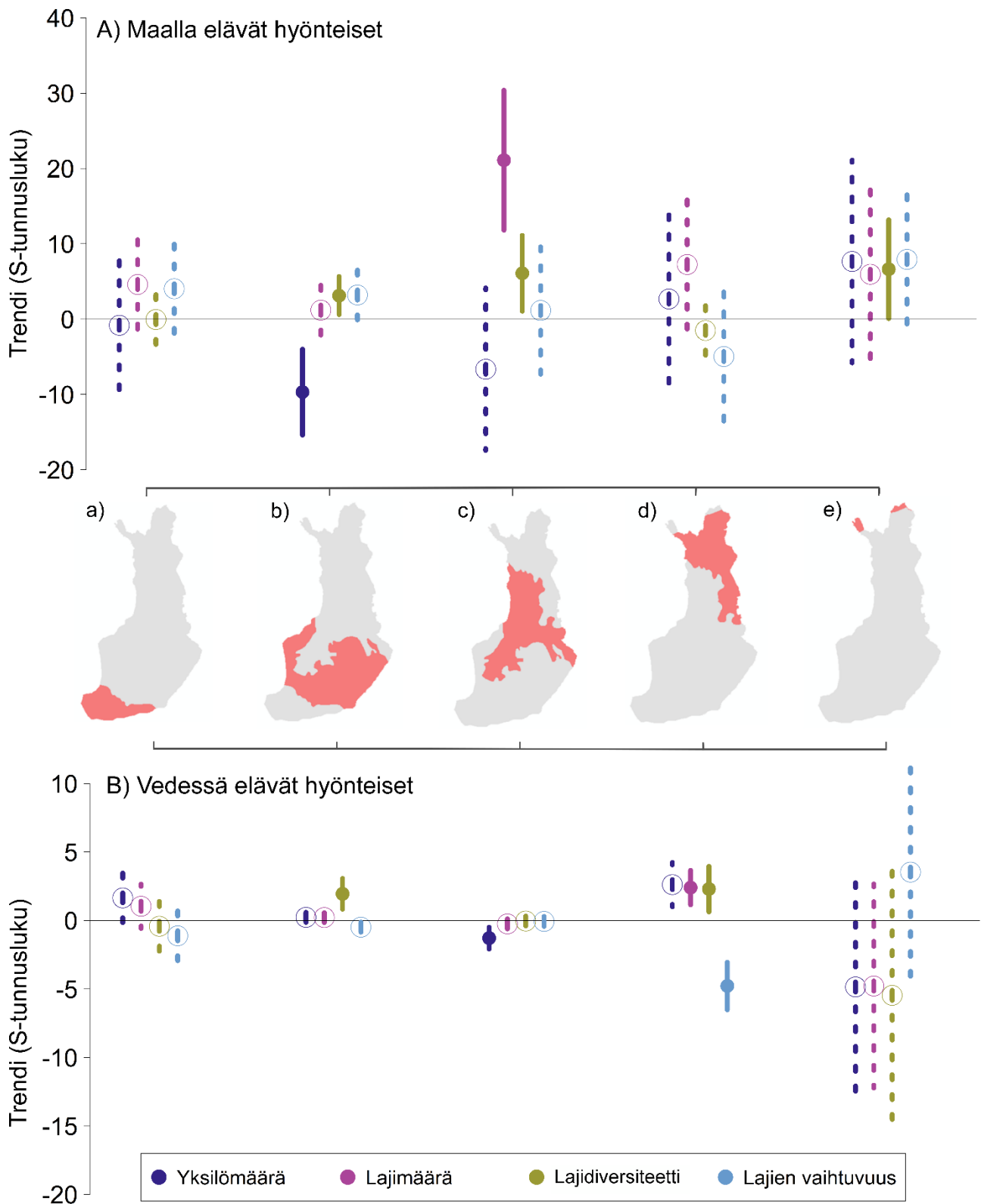
Eteläboreaalaisella alueella lajimäärät sekä yksilöiden jakautumisen tasaisuus eri lajien välillä (Simpsonin indeksi) kasvoivat (Kuva 11. b). Yksilömäärät pienenevät keskiboreaalaisella alueella (Kuva 11. c), mutta kasvoivat pohjoisboreaalaisella alueella (Kuva 11. d). Pohjoisboreaalaisella alueella myös lajimäärät ja lajidiversiteetti kasvoivat tarkasteluaikana. Lisäksi lajien ajallinen vaihtuvuus väheni (Kuva 11. d). Hemiarktisella alueella lajiston vaihtuvuus on kasvanut tarkastelujakson aikana (Kuva 11. e) Tarkat z-arvot ja niiden tilastolliset merkitsevyydet löytyvät taulukosta L5.2.

Maalla ja vedessä eläviä hyönteisiä analysoitiin myös erikseen kasvillisuusvyöhykkeittäin. Kun tarkastellaan maalla eläviä eteläboreaalaisia hyönteisiä, voidaan huomata yksilömäärän olevan laskeneen (Kuva 12 A b) ja vastaavasti keskiboreaalisten hyönteisten lajimäärä on kasvussa (Kuva 12. A c). Lajidiversiteetti on kasvussa sekä keskiboreaalaisella, että hemiarktisella alueella (Kuva 12. A sekä 13.). Maalla elävien hyönteisten lajidiversiteetti oli kasvussa myös hemiarktisella alueella (Kuva 12. A sekä 13.) Vedessä elävien hyönteisten monimuotoisuuden eri osa-alueet jakautuivat kasvillisuusvyöhykkeittäin muuten samoin kuin koko aineistoa tarkastellessa, mutta lajien vaihtuvuus

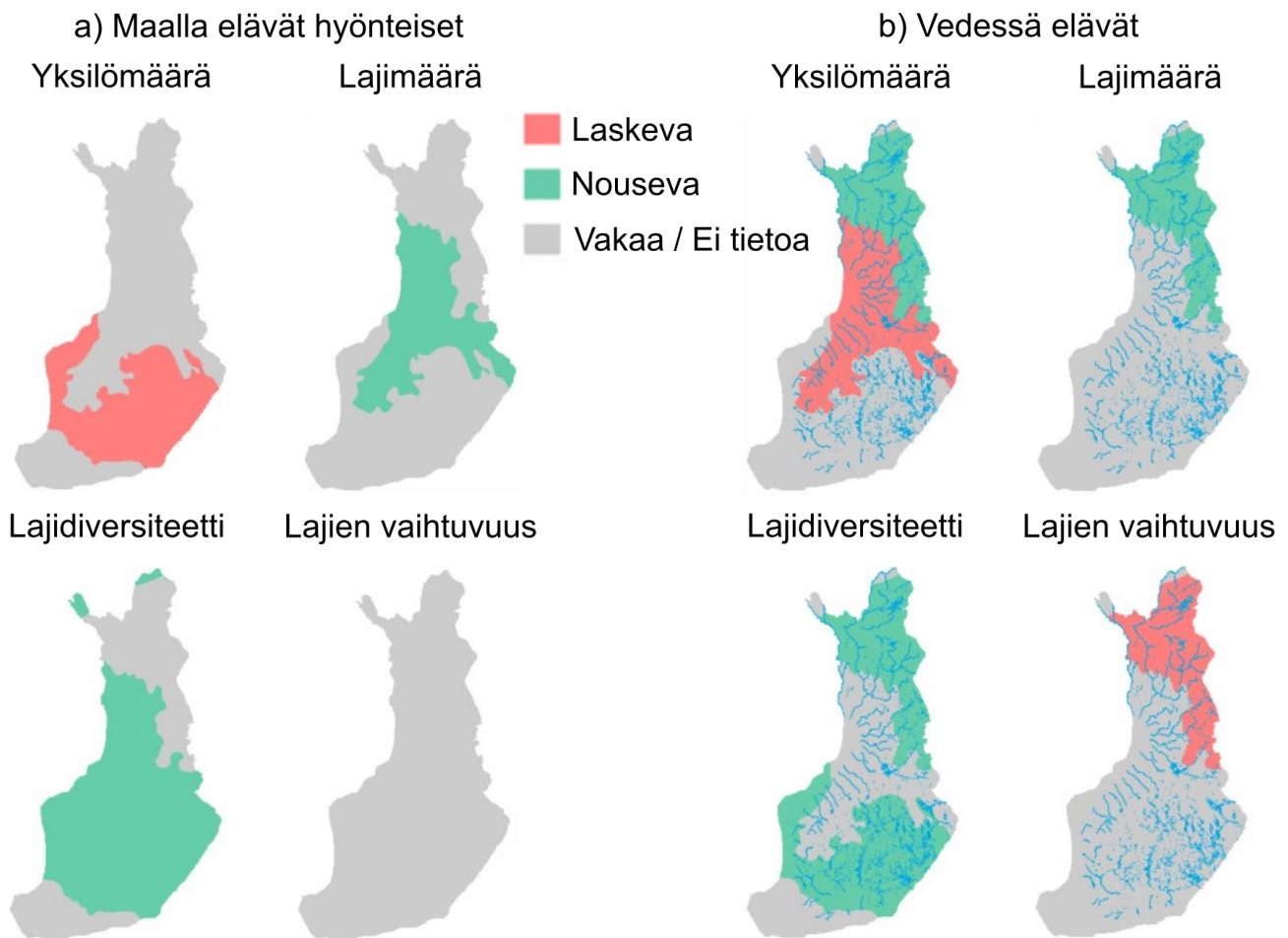
ei ollut tilastollisesti merkitsevä hemiarktisella alueella vesi- eikä maaekosysteemeissä (vertaa kuvia 11. e ja 12. B e).



Kuva 11. Hyönteisten yksilömäärien, lajimäärien, lajidiversiteetin (Simpsonin indeksi) ja lajien vaihtuvuuden (turnover) trendit kasvillisuusvyöhykkeittäin. Meta-analyysin sekamallit analysoituna kasvillisuusvyöhykkeittäin: a) hemiboreaalinen (n = 81), b) eteläboreaalinen (n = 228), c) keskiboreaalinen (n = 273), d) pohjoisboreaalinen (n = 182) ja e) hemiarktinen (n = 22) kasvillisuusvyöhyke. Kuvaajan y-akselilla on lajiston trendiä kuvaava S-tunnusluku. Tilastollisesti merkitsevät tulokset ($p \leq 0.05$) on merkitty täytetyllä ympyrällä (mallin keskiarvo) ja ehjällä viivalla (luottamusväli), tilastollisesti ei-merkitsevät ($p > 0,05$) tyhjällä ympyrällä (mallin keskiarvo) ja katkoviivalla (luottamusväli).



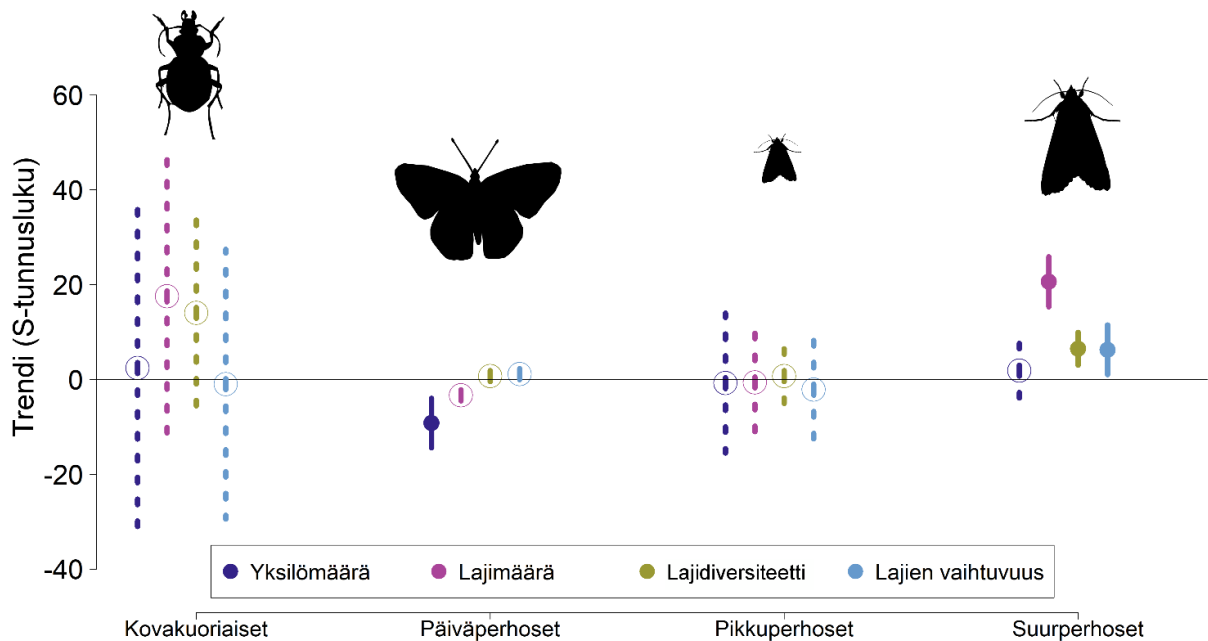
Kuva 12. Hyönteisten yksilömäärien, lajimäärien, lajidiversiteetin (Simpsonin indeksi) ja lajien vaihtuvuuden (turnover) trendit kasvillisuusvyöhykkeittäin A) maalla ja B) vedessä elävillä hyönteisillä. Meta-analyysin sekamallit on analysoitu erikseen maalla ja vedessä eläville hyönteisille ja jaettu hemiboreaalisiin (maalla $n = 34$, vedessä $n = 47$), eteläboreaalisiin (maalla $n = 84$, vedessä $n = 144$), keskiboreaalisiin (maalla $n = 25$, vedessä $n = 248$), pohjoisboreaalisiin (maalla $n = 20$, vedessä $n = 162$) ja hemiarktisiin (maalla $n = 15$, vedessä $n = 7$) kasvillisuusvyöhykkeisiin, jossa y-akselilla kuvattu S-tunnusluku. Tilastollisesti merkitsevät tulokset ($p \leq 0,05$) on merkitty täytetyllä ympyrällä (mallin keskiarvo) ja ehjällä viivalla (luottamusväli), tilastollisesti ei-merkitsevät ($p > 0,05$) tyhjällä ympyrällä (mallin keskiarvo) ja katkoviivalla (luottamusväli).



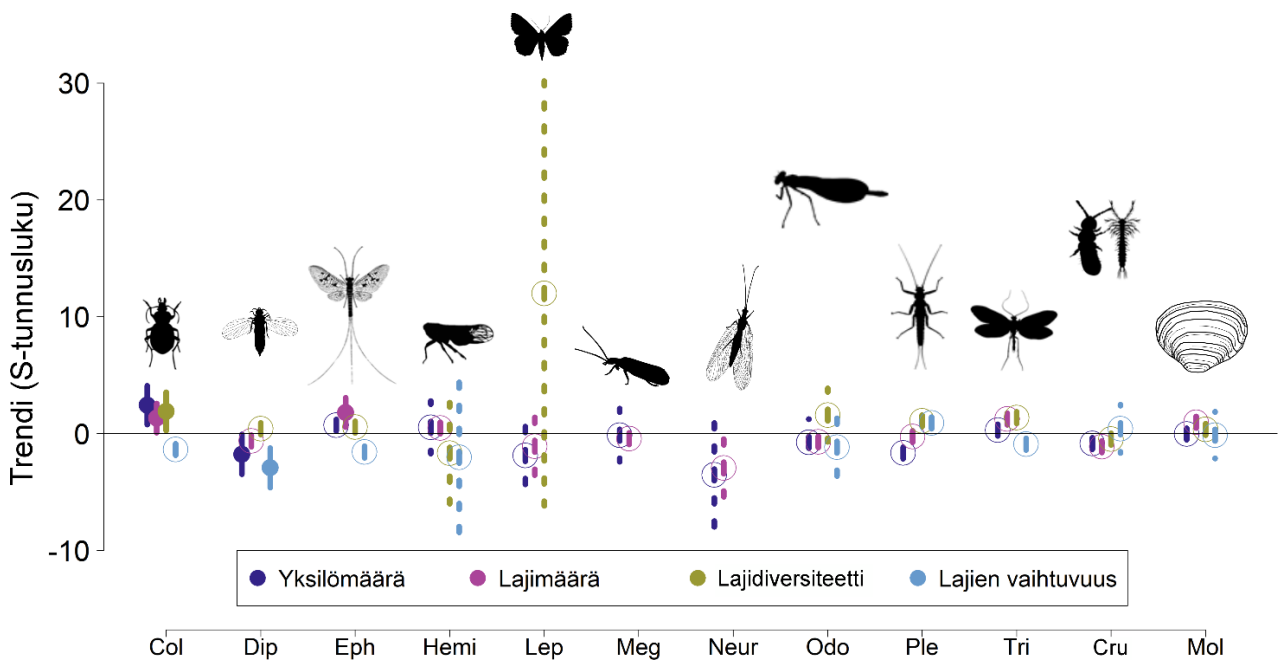
Kuva 13. Meta-analyysin trendit yksilömäärälle, lajimäärälle, lajidiversiteetille ja lajien vaihtuvuudelle a) maalla ja b) vedessä elävillä hyönteisillä kasvillisuusvyöhykkeittäin.

4.2.3 Taksonomiset ryhmät

Eliöryhmäkohtaisissa tarkasteluissa päiväperhosten yksilömäärä pieneni ja yöaktiivisten suurperhosten lajimäärä, lajidiversiteetti sekä lajien vaihtuvuus kasvoivat tarkastelujakson aikana (Kuva 14. ja 16.). Vedessä elävistä hyönteisistä kovakuoriaisten yksilömäärä, lajimäärä sekä lajidiversiteetti kasvoivat, mutta kaksisiipisten yksilömäärä pieneni (Kuva 15. ja 16.). Kaksisiipisillä myös lajien ajallinen vaihtuvuus väheni tarkastelujaksolla. Lisäksi päivänkorentojen lajimäärä kasvoi (Kuva 15. ja 16.). Tarkat z-arvot ja niiden tilastolliset merkitsevyydet löytyvät taulukosta L5.3.



Kuva 14. Meta-analyysin trendit, yksilömäärä, lajimäärä, lajidiversiteetti ja lajien vaihtuvuus, maalla elävillä hyönteisryhmillä. Meta-analyysin sekamallit jaettuna kovakuoriaisiin (n = 2), päiväperhosiin (n = 92), pikkuperhosiin (n = 10) ja yöaktiivisiin suurperhosiin (n = 74). Y-akselilla kuvattu S-tunnusluku. Tilastollisesti merkitsevät tulokset ($p \leq 0.05$) on merkitty täytetyllä ympyrällä (mallin keskiarvo) ja ehjällä viivalla (luottamusväli), tilastollisesti ei merkitsevät ($p > 0,05$) tyhjällä ympyrällä (mallin keskiarvo) ja katkoviivalla (luottamusväli). Kuvat: <http://phylopic.org/>, päiväperhoset SYKE.



Kuva 15. Meta-analyysin, yksilömäärä, lajimäärä, lajidiversiteetti ja lajien vaihtuvuus, trendit vedessä elävillä hyönteisryhmillä. Meta-analyysin sekamallit jaettuna kovakuoriaisiin (n = 78), kaksisiipisiin (n = 82), päivänkorentoihin (n = 80), nivelkärsäisiin (n = 27), perhosiin (n = 10), kaislakorentoihin (n = 25), verkkosiipisiin (n = 5), sudenkorentoihin (n = 58), koskikorentoihin (n = 53), vesiperhosiin (n = 80), äyriäiset, (n = 54) ja nilviäisiin (n = 55). Y-akselilla kuvattu S-tunnusluku. Tilastollisesti merkitsevät tulokset ($p \leq 0.05$) on merkitty täytetyllä ympyrällä (mallin keskiarvo) ja ehjällä viivalla (luottamusväli), tilastollisesti ei merkitsevät ($p > 0,05$) tyhjällä ympyrällä (mallin keskiarvo) ja katkoviivalla (luottamusväli). Mukana äyriäiset (Crustacea) ja nilviäiset (Mollusca). Lajidiversiteettiä ei voitu laskea kaislakorenoille ja verkkosiipisille eikä lajien vaihtuvuutta voitu laskea perhosille, kaislakorenoille ja verkkosiipisille johtuen lajiston vähäisyydestä. Kuvat: <http://phylopic.org/>, kaislakorenot ja verkkosiipiset SYKE.

4.2.4 Säämuuttajat ja ympäristötekijät

Koko aineiston biodiversiteetin ajallisia trendejä tarkasteltaessa vaihteleva määrä ympäristötekijöitä pystyi selittämään yksilömäärän, lajimäärän ja lajidiversiteetin kasvua sekä lajien ajallista vaihtuvuuden vähenemistä (Taulukko 5. vakiotermit). Vuoden kylmimmän kuukauden keskilämpötila sekä sadanta vaikuttivat biodiversiteettitrendeihin voimakkaimmin (Taulukko 5.). Vuoden kylmimmän kuukauden keskilämpötilan noustessa yksilö- ja lajimäärät vedessä elävillä hyönteisillä vähenivät ja lajien vaihtuvuus kasvoi. Maalla elävillä hyönteisillä yksilö- ja lajimäärät taas kasvoivat. Kasvukauden pidentyessä yksilö- ja lajimäärät sekä lajien vaihtuvuus kasvoivat koko aineistoa tarkasteltaessa.

Kokonaissadannan tai kasvukauden sadannan kasvaessa yksilö- ja lajimäärät sekä lajidiversiteetti kasvoivat ja lajien vaihtuvuus pieneni. Myös sadannan kasvu yhdessä luonnonmukaisuuden kasvun kanssa olivat yhteydessä nousevaan lajimäärään. Lisäksi maalla elävien hyönteisten yksilömäärät vähenivät leveyspiirin kasvun myötä eli kohti itää sekä keskilämpötilan noustessa yksilömäärät vähenivät. Leveys ja pituuspiirin kasvaessa lajien ajallinen vaihtuvuus väheni. (Taulukko 5.).

Tarkastelu säämuuttajien S-tunnuslukujen arvojen jakautumista leveys ja pituuspiirin suhteen löytyy liitteestä 5, Kuva L5.1. Vuotuisen lämpötilan, vuoden kylmimmän kuukauden keskilämpötilan, sadannan summan sekä kasvukauden sadannan summan S-tunnusluvut kasvoivat pituus- ja leveyspiirin kasvaessa (Kuva L5.1.).

Taulukko 5. Säämuuttujien ja tutkimusalueen ominaisuuksien vaikutus monimuotoisuuden eri osa-alueisiin. Ilmoitettuna z-arvo, jonka absoluuttinen arvo kertoo ympäristötekijän tärkeydestä ja meta-analyysin sekamallien tilastollinen merkitsevyys. Jos z arvo on positiivinen kasvaa lajiversiteettitrendi ympäristömuuttujan arvon kasvaessa. Mikäli z-arvo on negatiivinen, vähenee lajiversiteettitrendi ympäristötekijän arvon kasvaessa. Harmaalla on kuvattu ne analyysit, joissa mallin selittävyys ei ollut tilastollisesti merkitsevää.

Ympäristötekijä	Koko aineisto z	Maalla elävät z	Vedessä elävät z
Yksilömäärä			
Vakiotermi	5,06 ***	-5,15 ***	6,61 ***
Aineiston ajallinen pituus			2,21 **
Kasvukauden pituus	2,80 **		
Kasvukauden sadanta		6,61 ***	
Leveyspiiri		-2,09 *	
Lämpötila		-2,92 **	
Sadanta	2,83 **		5,04 ***
Vuoden kylmimmän kk. keskilämpötila	-7,60 ***	3,81 ***	-7,96 ***
Lajimäärä			
Vakiotermi	7,08 ***	-0,63	5,86 ***
Aineiston ajallinen pituus			2,32 *
Kasvukauden pituus	2,91 **		
Kasvukauden sadanta		4,79 ***	
Luonnonmukaisuus	3,46 ***		3,72 ***
Lämpötila	2,18 *	1,79 *	
Sadanta	5,42 ***		3,87 ***
Vuoden kylmimmän kk. keskilämpötila	-4,76 ***	2,26 *	-4,71 ***
Luonnonmukaisuus: Vuoden kylm. kk.	1,63		-2,51 *
Luonnonmukaisuus: Sadanta	3,00 **		2,48 *
Lajiversiteetti (Simpsonin indeksi)			
Vakiotermi	3,60 ***	2,41 *	
Lämpötila		1,59	
Sadanta	2,07 *		
Lajien vaihtuvuus			
Vakiotermi	-4,68 ***	-0,16	-8,45 ***
Kasvukauden pituus	4,40 ***		
Kasvukauden sadanta		2,82 **	
Leveyspiiri	-2,08 *	-2,38 *	
Pituuspiiri	-2,34 *		-3,66 ***
Sadanta	-6,63 ***	-5,56 ***	-5,11 ***
Vuoden kylmimmän kk. keskilämpötila	7,19 ***		8,57 ***

***: $p \leq 0,001$; **: $p \leq 0,01$; *: $p \leq 0,05$

4.3. Esiintyvyydsmallit

Esiintyvyyden muutoksia pystyttiin analysoimaan runsaalla puolella Suomen mesipistiäislajeista sekä kukilla vierailevista sarvijäärälajeista ja vajaalla puolella kukkakärpäslajeista. Muiden lajien osalta analyysien tulokset olivat havaintojen pienen määrän vuoksi epäluotettavia, eikä niitä siksi esitetä tässä raportissa. Analyysien ulkopuolelle jääneistä mesipistiäisistä 54 %, sarvijääräistä 69 % sekä kukkakärpäsisistä 14 % on luokiteltu uhanalaisiksi tai silmälläpidettäviksi (Hyvärinen ym. 2019). Vastaavasti analyyseihin sisällyneistä mesipistiäislajeista 11 %, sarvijäärälajeista 10 % ja kukkakärpäslajeista 1 % oli uhanalaisia tai silmälläpidettäviä, eli huomattava osa heikoimmassa asemassa olevista lajeista jäi analyysien ulkopuolelle.

Analysoitujen ja analyysien ulkopuolelle jääneiden mesipistiäisten yleistrendejä pystyttiin vertailemaan, sillä analysoimattomien lajien trendeistä oli käytettävissä Juho Paukkusen tekemä asiantuntija-arvio (Taulukko 6.). Analysoiduista lajeista yhtä suuri osuus oli taantunut ja runsastunut. Taantuneiden lajien osuus kaikista analysoimattomista lajeista oli yli kaksinkertainen verrattuna analysoituihin lajeihin. Vastaavasti runsastuneiden ja tulokaslajien osuus analysoimattomista lajeista oli vajaa kolmannes verrattuna analysoituihin. Trendiarvioiden vertailu vahvistaa käsitystä siitä, että analyysien tuloksiin perustuvat arviot taantuvien lajien määrästä ovat aliarvioita ja runsastuneiden lajien määrästä vastaavasti yliarvioita verrattuna Suomen lajiston kokonaistilaan.

Taulukko 6. Analysoitujen ja analyysien ulkopuolelle jääneiden mesipistiäislajien trendit vuosina 1930–2021.

	Taantuneet ja hävinneet (Uhanalaiset)	Vakaat	Runsastuneet ja tulokkaat
Analysoidut (n = 136)	29 % (11 %)	41 %	30 %
Analysoimattomat (n = 100)	66 % (54 %)	26 %	8 %

Analysoimattomien lajien trendit perustuvat asiantuntija-arvioon (J. Paukkunen).

Mesipistiäislajeista (n = 136) vajaan kolmanneksen monotoninen kokonaistrendi oli laskeva ja vajaan kolmanneksen nouseva aikaväleillä 1930–2021 sekä 1980–2019. Vastaavasti runsaalla kolmanneksella lajeista kannankehitys oli vakaata. Lyhimmällä tarkasteluvälillä (2000–2019) hieman yli puolet lajeista oli vakaita ja neljännes sekä laskevia että nousevia (Kuva 17.). Lajien jakautuminen eri trendiluokkiin on kuvattu tarkemmin taulukossa 7, jossa mesipistiäiset on jaettu kimalaisiin (n = 28) ja erakkomehiläisiin (n = 108). Kaikilla aikaväleillä kimalaisissa oli hieman enemmän laskevia ja vakaita kuin nousevia lajeja. Erakkomehiläisissä sekä nousevien että laskevien lajien määrä oli suurin pisimmällä aikavälillä, kun taas 2000-luvulla valtaosa erakkomehiläisistä on pysynyt vakaina.

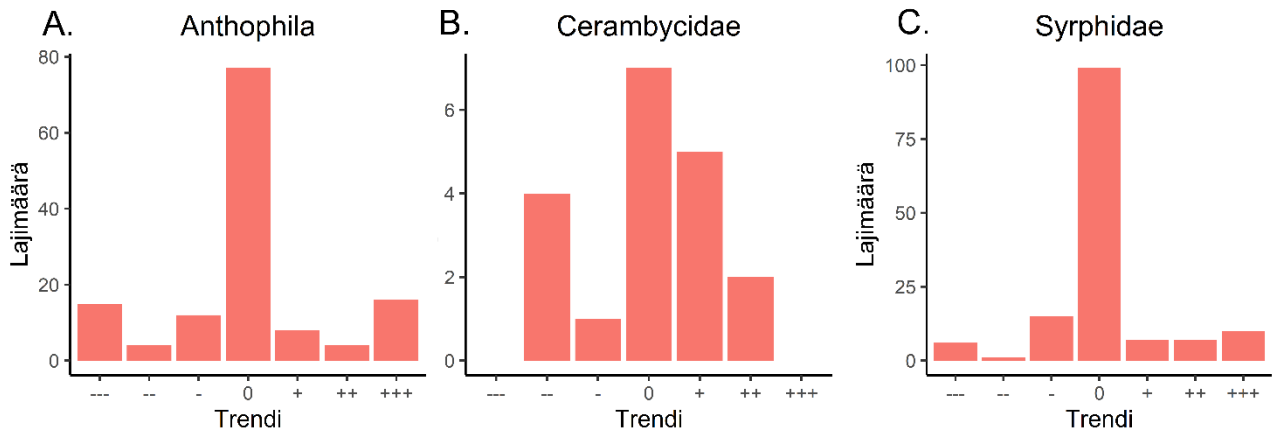
Enemmistöllä kukkakärpäslajeista (n = 145) monotoninen kokonaistrendi oli vakaa molemmilla aikaväleillä (Taulukko 7.). 1980–2019 esiintyvyys nousi noin viidenneksellä lajeista ja laski hieman

harvemmin, kun taas 2000–2019 esiintyvyys sekä laski että nousi alle viidenneksellä lajeista (Taulukko 7., Kuva 7.). Yli puolella sarvijääristä (n = 19) oli aikavälillä 1980–2019 vakaa trendi, runsaalla kolmanneksella laskeva trendi ja alle viidenneksellä nouseva trendi. Pelkkää 2000-lukua tarkasteltaessa vakaiden ja laskevien lajien osuus pieneni ja nousevien lajien osuus kasvoi yli kolmannekseen kaikista lajeista (Taulukko 7, Kuva 17.).

Esiintyvyyden muutoksia selittävät lajijominaisuudet vaihtelivat eliöryhmästä ja aikavälistä riippuen, mutta kaikille eliöryhmille oli yhteistä se, että eteläisten lajien esiintyvyys oli kasvanut useammin kuin pohjoisten (Kuvat 18–20., Liite 7.). Mesipistiäisten, kukkakärpästen ja sarvijäärien lajikohtaisten kannankehitysanalyysien tulokset on kuvattu kuvatauluissa L6.A.-L6.C (Liite 6). Tuloksia avataan tarkemmin alla osioissa 4.3.1–4.3.3.

Taulukko 7. Mesipistiäisten (kimalaiset ja erakkomehiläiset), kukkakärpästen ja sarvijäärien trendiarviot. Lajit on jaettu seuraaviin trendiluokkiin: laskeva trendi, vahva näyttö (---); laskeva trendi, kohtalainen näyttö (--); laskeva trendi, heikko näyttö (-); vakaa (0); nouseva trendi, heikko näyttö (+); nouseva trendi, kohtalainen näyttö (++); nouseva trendi, vahva näyttö (+++). Monotoniset trendiarviot on laskettu aineiston saatavuudesta riippuen kahdelle (kukkakärpäset ja sarvijäärät) tai kolmelle (mesipistiäiset) eri aikavälille.

Eliöryhmä	Aikaväli	---	--	-	0	+	++	+++
Kimalaiset (28 lajia)	1930–2021	21 %	7 %	4 %	43 %	0 %	4 %	21 %
	1980–2019	18 %	4 %	18 %	36 %	7 %	4 %	14 %
	2000–2019	29 %	0 %	7 %	39 %	7 %	0 %	18 %
Erakkomehiläiset (108 lajia)	1930–2021	12 %	10 %	6 %	41 %	7 %	7 %	18 %
	1980–2019	12 %	5 %	7 %	44 %	11 %	5 %	16 %
	2000–2019	7 %	4 %	9 %	61 %	6 %	4 %	10 %
Kukkakärpäset (145 lajia)	1980–2019	6 %	3 %	7 %	64 %	9 %	3 %	9 %
	2000–2019	4 %	1 %	10 %	68 %	5 %	5 %	7 %
Sarvijäärät (19 lajia)	1980–2019	0 %	11 %	21 %	53 %	16 %	0 %	0 %
	2000–2019	0 %	21 %	5 %	37 %	26 %	11 %	0 %



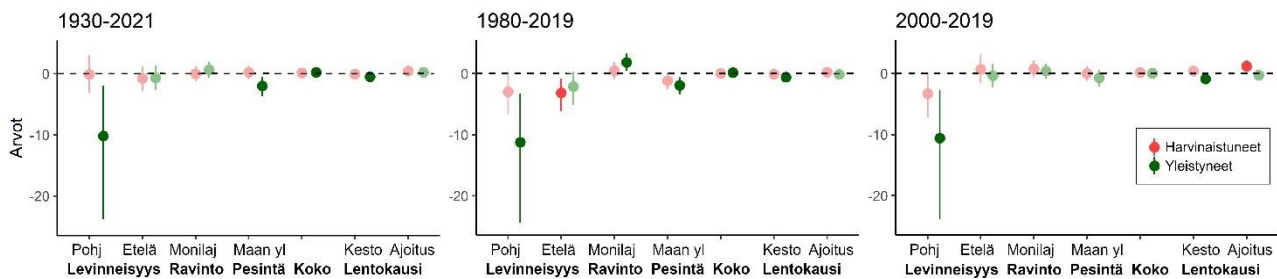
Kuva 17. Esiintyvyydeltään vuosina 2000–2019 vähentyneiden (---, --, -), vakaiden (0) ja lisääntyneiden (+, ++, +++) lajien määrät (A) mesipistiäisissä, (B) sarvijäärissä ja (C) kukkakärpäsissä.

4.3.1 Mesipistiäiset

Pitkällä aikavälillä (1930–2021) 41 % mesipistiäislajeista säilyi vakaina, 29 %:lla havaittiin laskeva trendi ja 30 %:lla nouseva trendi. Keskipitkällä aikavälillä (1980–2019) 43 % lajeista säilyi vakaina, 27 %:lla havaittiin laskeva trendi ja 30 %:lla nouseva trendi. Lyhyellä aikavälillä (2000–2019) 57 % lajeista säilyi vakaina, 23 %:lla havaittiin laskeva trendi ja 21 %:lla nouseva trendi (Taulukko 7.).

Ominaisuusanalyseissa käytetyt selittävät muuttujat on listattu taulukossa 2 ja ominaisuusmallien päätulokset kuvassa 18. Tulokset ovat kokonaisuudessaan taulukossa L7.1 (Liite 7.). Pohjoiseen painottuneet lajit olivat yleistyneet kaikilla aikaväleillä harvemmin kuin etelään painottuneet tai koko maassa esiintyvät lajit, mikä selittyy ilmastonmuutoksen vaikutuksilla (Pöyry & Aapala 2020). Lisäksi keskipitkällä aikavälillä etelään painottuneet lajit olivat harvinaistuneet pohjoisia ja koko maassa esiintyviä harvemmin.

Lentokauden pituus selitti mesipistiäisten esiintyvyyden kasvua kaikilla tarkasteluväleillä siten, että lyhyen lentokauden omaavat lajit olivat yleistyneet pitkään lentäviä useammin. Lentokauden ajoittuminen selitti esiintyvyyden vähenemistä lyhyellä tarkasteluvälillä, jolla lentokautensa myöhään aloittavat lajit olivat harvinaistuneet aiemmin lentäviä lajeja useammin. Maassa pesivät lajit olivat yleistyneet maan yläpuolella pesiviä lajeja eli lähinnä kolopesijöitä useammin pitkällä ja keskipitkällä aikavälillä. Suurikokoiset lajit olivat yleistyneet pienempiä useammin pitkällä ja keskipitkällä aikavälillä. Useiden ravintokasvilajien siitepölyä hyödyntävät lajit olivat yleistyneet keskipitkällä aikavälillä useammin kuin harvoja ravintokasvilajeja hyödyntävät lajit.

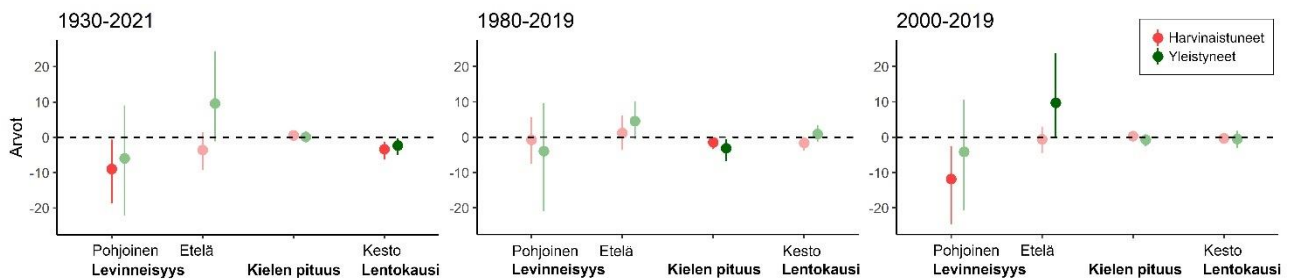


Kuva 18. Mesipistiäisten (kimalaiset ja erakkomehiläiset) trendejä lajiominaisuuksilla selittävien mallien posteriorijakaumien tunnusluvut. Kuvassa ovat mukana vain ne muuttujat ja luokkamuuttujien tasot, jotka selittivät 95 %:n uskottavuudella vähintään yhtä trendiä. Tulokset löytyvät kokonaisuudessaan taulukosta L7.1. Analyysit on tehty erikseen kolmelle aikavälille (1930–2021, 1980–2019 ja 2000–2019). Jokaiselle jatkuvalla muuttujalla ja luokkamuuttujan tasolle raportoidaan keskiarvo sekä 95 % uskottavuusväli. 95 % uskottavuudella trendejä selittävät muuttujat ovat väreiltään tummia ja ne, joilla ei ole yhteyttä trendeihin, ovat vaaleita. Malleissa harvinaistuneiden (punaiset) ja yleistyneiden (vihreät) lajien ominaisuuksia verrataan vakaina säilyneiden lajien ominaisuuksiin. Vakio-termi sisältää seuraavat ominaisuudet: vakaa esiintyvyys, ravinto koostuu harvoista kasvilajeista, pesii maan alla ja esiintyy verrattain tasaisesti sekä maan etelä- että pohjoispuoliskolla. Esimerkiksi kuvan ensimmäistä paneelia tulkitaan seuraavasti: pohjoiseen painottuneita lajeja on yleistyneissä vähemmän kuin vakaana säilyneissä. Etelään painottuneita lajeja on yhtä paljon kaikissa trendiluokissa. Myöskään se, käyttääkö laji harvoja vai useita ravintokasvilajeja, ei selitä sitä, mihin trendiluokkaan laji todennäköisimmin kuuluu. Maan yläpuolella pesivät lajit ovat yleistyneet harvemmin kuin maan alla pesivät lajit. Isokokoiset lajit ovat yleistyneet pienempiä useammin. Lentokauden keston ja yleistymisen välinen suhde on negatiivinen, eli pitkään lentävät lajit ovat yleistyneet lyhyemmän lentokauden omaavia lajeja harvemmin. Lentokauden alkamisajalla ei ole yhteyttä trendiin. Ensimmäisessä paneelissa eli pisimmällä tarkasteluvälillä mikään muuttujista ei selitä lajien harvinaistumista.

4.3.1.1 Kimalaiset

Pitkällä aikavälillä 43 % kimalaislajeista säilyi vakaina, 32 %:lla havaittiin laskeva trendi ja 25 %:lla nouseva trendi. Keskipitkällä aikavälillä 36 % lajeista säilyi vakaina, 39 %:lla havaittiin laskeva trendi ja 25 %:lla nouseva trendi. Lyhyellä aikavälillä 39 % lajeista säilyi vakaina, 36 %:lla havaittiin laskeva trendi ja 25 %:lla nouseva trendi (Taulukko 7.).

Ominaisuusanalyysien tulokset esitetään kuvassa 19. Tulokset ovat myös taulukossa L7.2. Mikään yksittäinen muuttuja ei selittänyt kimalaislajien kokonaistrendejä kaikilla tarkasteluväleillä. Pohjoiset lajit olivat harvinaistuneet koko maahan levinneitä lajeja harvemmin pitkällä ja lyhyellä aikavälillä. Eteläiset lajit taas olivat yleistyneet muita useammin lyhyellä aikavälillä. Pitkällä aikavälillä lyhyen lentokauden omaavat lajit olivat sekä yleistyneet että harvinaistuneet useammin kuin pidempään lentävät lajit. Toisin sanoen pitkän lentokauden omaavat lajit olivat säilyneet keskimäärin lyhyen lentokauden omaavia lajeja vakaampina. Keskipitkällä aikavälillä kielen pituus oli ainoa muuttuja, joka selitti kimalaisten esiintyvyyden muutoksia. Pitkäkieliset lajit olivat säilyneet lyhytkielisiä vakaampina, kun taas lyhytkieliset olivat sekä harvinaistuneet että erityisesti yleistyneet voimakkaammin.



Kuva 19. Kimalaisten trendejä lajiominaisuuksilla selittävien mallien posteriorijakaumien tunnusluvut. Analyysit on tehty erikseen kolmelle aikavälille (1930–2021, 1980–2019 ja 2000–2019). Jokaiselle jatkuvalla muuttujalle ja luokkamuuttujan tasolle raportoidaan keskiarvo sekä 95 % uskottavuusväli. 95 % uskottavuudella trendejä selittävät muuttujat ovat väreiltään tummia ja ne, joilla ei ole yhteyttä trendeihin, ovat vaaleita. Malleissa harvinaistuneiden (punaiset) ja yleistyneiden (vihreät) lajien ominaisuuksia verrataan vakaina säilyneiden lajien ominaisuuksiin. Vakiotermit sisältävät seuraavat ominaisuudet: vakaa esiintyvyys ja esiintyminen verrattain tasaisesti sekä maan etelä- että pohjoispuoliskolla.

4.3.1.2 Erakkomehiläiset

Pitkällä aikavälillä 41 % erakkomehiläislajeista säilyi vakaina, 28 %:lla havaittiin laskeva trendi ja 31 %:lla nouseva trendi. Keskipitkällä aikavälillä 44 % lajeista säilyi vakaina, 24 %:lla havaittiin laskeva trendi ja 31 %:lla nouseva trendi. Lyhyellä aikavälillä 61 % lajeista säilyi vakaina, 19 %:lla havaittiin laskeva trendi ja 19 %:lla nouseva trendi (Taulukko 7.).

Taulukossa 8. on listattu lajit, joiden esiintyvyys nousi tai laski huomattavasti mallinnusjakson aikana. Yleistyneissä lajeissa on yllättäen useita niittylajeja, kuten vyömaamehiläinen, niitymaamehiläinen, pitkäsarvimehiläinen ja hallakkomehiläinen, jotka ovat ilmeisesti löytäneet uusia elinympäristöjä teiden pientareilta. Nämä lajit ovat todennäköisesti myös hyötäneet ilmaston lämpenemisestä. Useimmat *Megachile*-suvun verhoilijamehiläiset ovat taantuneet, osa voimakkaastikin, mutta tuohenverhoilijamehiläinen on poikkeus. Se pesii maassa toisin kuin useimmat sukunsa lajit. Mesipistiäisten ominaisuusanalyysihin (luku 4.3.1) sisältyivät sekä erakkomehiläiset että kimalaiset.

Taulukko 8. Erakkomehiläiset, joiden esiintyvyys on (A) noussut ja (B) laskenut voimakkaasti aikavälillä 1930–2021.

A. Voimakkaasti yleistyneet lajit		B. Voimakkaasti harvinaistuneet lajit	
vyömaamehiläinen	<i>Andrena labiata</i>	kultapiiskumaamehiläinen	<i>Andrena coitana</i> (NT)
kanankaalimaamehiläinen	<i>Andrena minutula</i>	punikkimaamehiläinen	<i>Andrena fucata</i>
kaskimaamehiläinen	<i>Andrena nigroaenea</i>	ahomaamehiläinen	<i>Andrena gelriae</i> (EN)
piennarmaamehiläinen	<i>Andrena subopaca</i>	kesantomaamehiläinen	<i>Andrena intermedia</i>
niittymaamehiläinen	<i>Andrena wilkella</i>	punajalkamaamehiläinen	<i>Andrena ruficrus</i>
kevätiskosmehiläinen	<i>Colletes cunicularius</i>	kurjenjalkamaamehiläinen	<i>Andrena tarsata</i>
törmäiskosmehiläinen	<i>Colletes daviesanus</i>	hentopipomehiläinen	<i>Coelioxys inermis</i>
housumehiläinen	<i>Dasypoda hirtipes</i>	pohjansimamehiläinen	<i>Hylaeus annulatus</i>
alpioloismehiläinen	<i>Epeoloides coecutiens</i>	sysihietamehiläinen	<i>Lasioglossum fratellum</i>
pitkäsarvimehiläinen	<i>Eucera longicornis</i>	vyöhietamehiläinen	<i>Lasioglossum zonulum</i>
posliinisimamehiläinen	<i>Hylaeus nigrinus</i>	hietikkoverhoilijamehiläinen	<i>Megachile lagopoda</i> (NT)
tuohenverhoilijamehiläinen	<i>Megachile analis</i>	apilanverhoilijamehiläinen	<i>Megachile rotundata</i>
hohtokiertomehiläinen	<i>Nomada goodeniana</i>	raitakiertomehiläinen	<i>Nomada leucophthalma</i>
pajukkokierteimehiläinen	<i>Nomada lathburiana</i>	punamuurarimehiläinen	<i>Osmia leaiana</i> (VU)
vaahterakierteimehiläinen	<i>Nomada marshamella</i>	metsämuurarimehiläinen	<i>Osmia nigriventris</i>
sitruunakierteimehiläinen	<i>Nomada succincta</i>	vakoverimehiläinen	<i>Sphecodes gibbus</i>
rusomuurarimehiläinen	<i>Osmia bicornis</i>	mustatöpömehiläinen	<i>Stelis punctulatissima</i>
silomehiläinen	<i>Panurginus romani</i>	laikkutöpömehiläinen	<i>Stelis signata</i>
iskosverimehiläinen	<i>Sphecodes albilabris</i>		
hallakkomehiläinen	<i>Trachusa byssina</i>		

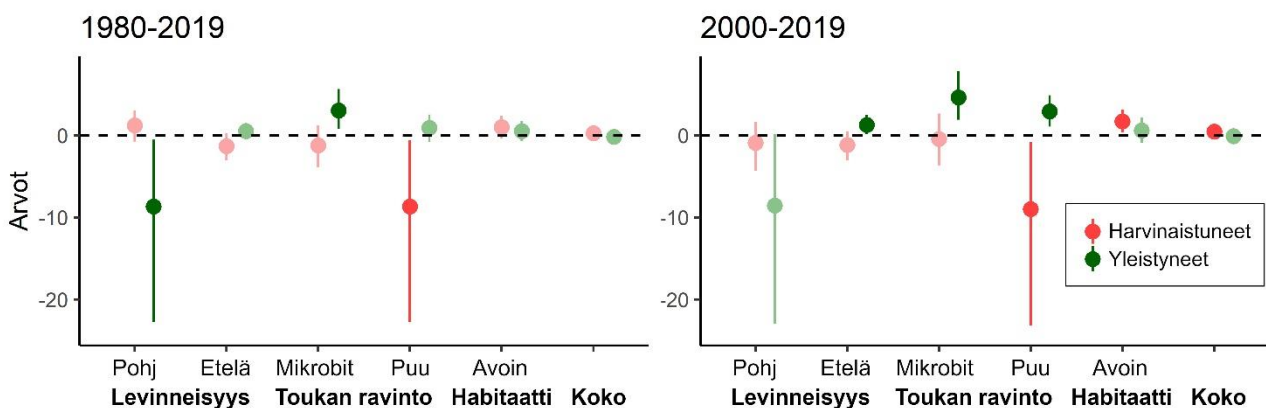
4.3.2 Kukkakärpäset

Keskkipitkällä aikavälillä (1980–2019) 64 % lajeista säilyi vakaina, 15 %:lla havaittiin laskeva trendi ja 21 %:lla nouseva trendi. Lyhyellä aikavälillä (2000–2019) 68 % lajeista säilyi vakaina, 15 %:lla havaittiin laskeva trendi ja 17 %:lla nouseva trendi (Taulukko 7.).

Taulukossa 9. on listattu lajit, joiden esiintyvyys nousi tai laski huomattavasti mallinnusjakson aikana. Ominaisuusanalyseissa käytetyt selittävät muuttujat on listattu taulukossa 2. ja ominaisuusmallien tulokset taulukossa L7.3. Yksittäisten lajien esiintyvyydet on kuvattu kuvatauluissa L6. B. Päätulokset ovat kuvassa 20. Molemmilla tarkasteluväleillä etelään painottuneet lajit yleistyivät pohjoiseen painottuneita useammin. Toukkana mikrobiravintoa käyttävät lajit olivat yleistyneet molemmilla aikaväleillä useammin kuin hyönteisravintoa käyttävät lajit. Vastaavasti kuollutta puuta toukkana syövät lajit olivat harvinaistuneet hyönteisravintoa käyttäviä lajeja harvemmin ja lyhyellä aikavälillä lisäksi yleistyneet useammin. Avoimissa ympäristöissä, lähinnä niityillä ja tuntureilla, elävät lajit olivat harvinaistuneet lyhyellä aikavälillä useammin kuin metsäisissä ympäristöissä elävät lajit. Lyhyellä aikavälillä myös isokokoiset lajit olivat harvinaistuneet pienempiä useammin.

Taulukko 9. Kukkakärpäset, joiden esiintyvyys on (A) noussut ja (B) laskenut voimakkaasti aikavälillä 1980–2020.

A. Voimakkaasti yleistyneet lajit		B. Voimakkaasti harvinaistuneet lajit	
harmomahlanen	<i>Brachyopa pilosa</i>	kirjonilkkakeilanen	<i>Cheilosia albitarsis</i>
keltanokeilanen	<i>Cheilosia urbana</i>	mustakeilanen	<i>Cheilosia nigripes</i>
artisokkakeilanen	<i>Cheilosia vulpina</i>	villasurri	<i>Eristalis anthophorina</i>
tummasiipivaskinen	<i>Chrysogaster solstitialis</i>	pihasurri	<i>Eristalis arbustorum</i>
	<i>Ferdinandea cuprea</i>	kimalaissurri	<i>Eristalis oestracea</i>
	<i>Melanostoma mellarium</i>	kiiltosurri	<i>Eristalis rupium</i>
varjosiipivaskinen	<i>Orthonevra geniculata</i>	metallivaskinen	<i>Lejogaster metallina</i>
piilovaskinen	<i>Orthonevra stackelbergi</i>	mattakarttukirvari	<i>Platycheirus manicatus</i>
keltaperäluhtanen	<i>Sericomyia silentis</i>	pitkäkarttukirvari	<i>Platycheirus podagratus</i>
pujosysinen	<i>Triglyphus primus</i>	sormihoikkakirvari	<i>Sphaerophoria interrupta</i>
varjopuuhari	<i>Xylota meigeniana</i>	pikkukirvari	<i>Syrphus vitripennis</i>



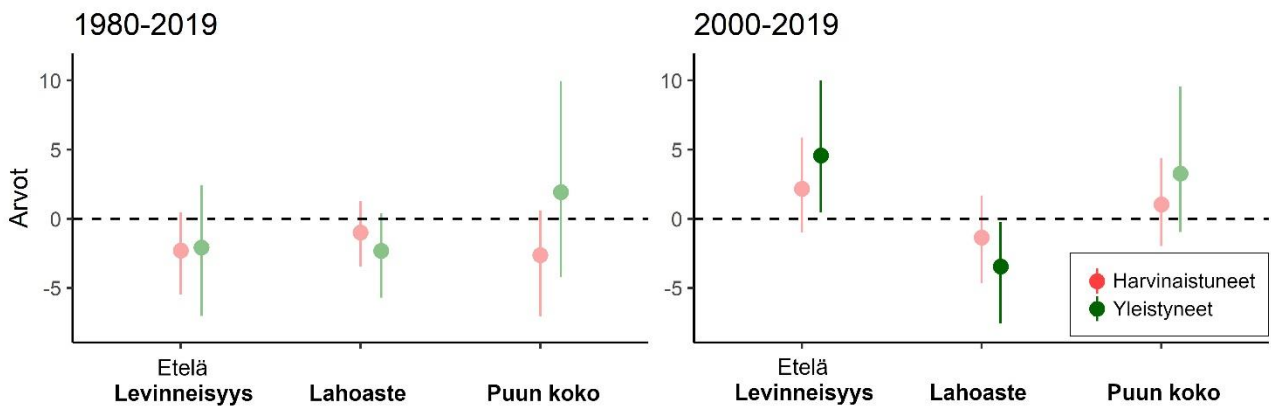
Kuva 20. Kukkakärpästen trendejä lajiominaisuuksilla selittävien mallien posteriorijakaumien tunnusluvut. Kuvassa ovat mukana vain ne muuttujat ja luokkamuuttujien tasot, jotka selittivät 95 %:n uskottavuudella vähintään yhtä trendiä. Tulokset löytyvät kokonaisuudessaan taulukosta L7.3. Analyysit on tehty erikseen kahdelle aikavälille (1980–2019 ja 2000–2019). Jokaiselle jatkuvalle muuttujalle ja luokkamuuttujan tasolle raportoidaan keskiarvo sekä 95 % uskottavuusväli. 95 % uskottavuudella trendejä selittävät muuttujat ovat väreiltään tummia ja ne, joilla ei ole yhteyttä trendeihin, ovat vaaleita. Malleissa harvinaistuneiden (punaiset) ja yleistyneiden (vihreät) lajien ominaisuuksia verrataan vakaina säilyneiden lajien ominaisuuksiin. Vakiotermit sisältää seuraavat ominaisuudet: vakaa esiintyvyys, toukkana hyönteisiä ravinnokseen käyttävä, metsä- ja metsänreunaympäristöissä elävä ja esiintyy verrattain tasaisesti sekä maan etelä- että pohjoispuoliskolla.

4.3.3 Sarvijäärät

Keskipitkällä aikavälillä (1980–2019) 53 % sarvijäärälajeista säilyi vakaina, 21 %:lla havaittiin laskeva trendi ja 16 %:lla nouseva trendi. Lyhyellä aikavälillä (2000–2019) 37 % lajeista säilyi vakaina, 5 %:lla havaittiin laskeva trendi ja 26 %:lla nouseva trendi (Taulukko 7.).

Yksittäisistä lajeista niittytyppyjäärän (*Acmaeops pratensis*) ja vienanjäärän (*Pachyta lamed*) esiintyvyys väheni voimakkaasti mallinujaksolla (Kuvataulu L6.C.). Yleistyneillä sarvijäärälajeilla

esiintyvyyden kasvu oli vaatimatonta. Ominaisuusanalyseissa käytetyt selittävät muuttujat on listattu taulukossa 2. ja ominaisuusmallien tulokset kuvassa 21. sekä taulukossa L7.4. Pidemmällä tarkasteluvälillä mikään ominaisuusmuuttujista ei selittänyt sarvijäärien esiintyvyyden muutoksia. Lyhyellä aikavälillä etelään painottuneet lajit olivat yleistyneet koko maassa eläviä useammin. Analyysiin ei sisällynyt pohjoiseen painottuneita lajeja. Toukkien ravinnoksi ja elinympäristöksi tarvitsemien puiden lahoaste vaikutti esiintyvyyden muutokseen siten, että elävää tai vain vähän lahonnutta puuta tarvitsevat lajit olivat yleistyneet pidemmälle lahonnutta puuta tarvitsevia lajeja useammin.



Kuva 21. Sarvijäärien trendejä lajiominaisuuksilla selittävien mallien posteriorijakaumien tunnusluvut. Analyysit on tehty erikseen kahdelle aikavälille (1980–2019 ja 2000–2019). Jokaiselle jatkuvalla muuttujalle ja luokkamuuttujan tasolle raportoidaan keskiarvo sekä 95 % uskottavuusväli. 95 % uskottavuudella trendejä selittävät muuttujat ovat väreiltään tummia ja ne, joilla ei ole yhteyttä trendeihin, ovat vaaleita. Malleissa harvinaistuneiden (punaiset) ja yleistyneiden (vihreät) lajien ominaisuuksia verrataan vakaina säilyneiden lajien ominaisuuksiin. Vakiotermi sisältää seuraavat ominaisuudet: vakaa esiintyvyys ja esiintyy verrattain tasaisesti sekä maan etelä- että pohjoispuoliskolla.

5. Tulosten tarkastelu

Suurta mediahuomiota saaneet hyönteisten biodiversiteettikatoa koskevat tutkimukset (mm. Hallmann ym. 2017, Sanchez-Bayo & Wyckhyus 2019) ovat saaneet myös paljon kritiikkiä etenkin liiallisista yleistyksistä ja varsin rohkeista johtopäätöksistä (Didham ym. 2020). Hyönteispopulaatioiden muutokset ovat todellisuudessa hyvin monimutkaisia, jolloin heterogeenisten aineistojen kohdalla olisi hyvä välttää liian rohkeita yleistyksiä. Suurista aineistoista vedettyihin yleisiin johtopäätöksiin liittyy monia ongelmia, kuten näytteenoton ongelmat ja näytteenoton epätasainen jakautuminen maastossa, sekä aloitusvuoden ja havaintojakson pituuden vaikutus (Didham ym. 2020). Aloitusvuosi vaikuttaa etenkin lyhyissä aikasarjoissa: esimerkiksi koskissa selkärangattomilla hyönteisillä yhteisön toipuminen häiriöistä kestää keskimäärin kuusi vuotta, joten tätä lyhyempiä aikasarjoja ei suositella käytettävän (Huttunen ym. 2018). Globaaleissa ja maanosien laajuisissa meta-analyyseissa on todettu maalla elävien hyönteisten yksilömäärien laskeneen yleisesti, vaikka eliöryhmien, ekosysteemien ja maantieteellisten alueiden välillä on huomattavaa vaihtelua (Crossley ym. 2020, Pilotto ym. 2020, van Klink ym. 2020). Tässä tutkimuksessa hyönteisten monimuotoisuus ei vähentynyt hälyttävästi (Kuva 10), mutta yksittäisillä hyönteisryhmillä ja -lajeilla havaittiin negatiivisia trendejä. Huolestuttavia tuloksia ovat päiväperhosten (Kuva 5. m-n ja 14.), joidenkin pohjoiseen painottuneiden lajien sekä monien vedessä elävien hyönteisten taantuminen (Kuva 9. a-b ja 15.).

5.1. Ympäristön luonnonmukaisuus selitti vedessä elävien hyönteisten lajimäärien trendejä

Tässä tutkimuksessa tarkasteltiin ihmisvaikutusten kokonaismäärän ja sen muutoksen (kääntäen verrannollinen elinympäristön luonnonmukaisuuteen) vaikutusta hyönteisten kannankehitykseen. Luonnonmukaisuus selitti monimuotoisuustrendejä vain niukasti. Ympäristön luonnonmukaisuus selitti lähinnä vedessä elävien hyönteisten lajimäärien ajallisia muutoksia. Heikko interaktio löytyi luonnonmukaisuuden ja sadannan ja luonnonmukaisuuden ja vuoden kylmimmän kuukauden väliltä (Taulukko 5.). Vedessä elävien hyönteisten lajimäärä kasvoi etenkin luonnonmukaisissa olosuhteissa sadannan kasvaessa. Lajimäärä vedessä elävillä hyönteisillä kuitenkin laski etenkin luonnonmukaisissa olosuhteissa, mikäli vuoden kylmimmän kuukauden keskilämpötila nousi. Leutoina talvina sadanta on suurta ja talvivirtaamien on huomattu olevan korkeammalla kuin kylminä vuosina. Ilmastonmuutos on lisännyt korkeiden talvivirtaamien määriä ja ne vaikuttavat pohjaelänlajistoon koskissa. Etenkään pohjoisessa, missä on myös pienempi ihmisvaikutus, jokien pohjaeläimistö ei ole sopeutunut korkeisiin virtaamiin (Mustonen ym. 2017).

Maalla elävien hyönteisten kohdalla aineistoista suurin osa oli sijoittunut metsäisiin kohteisiin, tuntureille tai maatalousympäristöön. Maankäytön muutokset näyttävät olevan tärkeitä ainakin päiväperhosten esiintymisien muutoksia tarkasteltaessa (Kuussaari ym. 2007). Tiedetään myös, että joidenkin eliöryhmien osalta ihmisen aiheuttamat häiriöt, kuten esimerkiksi metsäympäristössä metsien hakkuut, voivat jopa lisätä monimuotoisuutta (Buddle ym. 2006). Samalla hakkuut ja muut häiriöt kuitenkin vaarantavat vanhoihin metsiin erikoistuneen lajiston säilymisen. Yleistäen häiriöt ja muut ihmisperäiset stressitekijät aiheuttavat generalistilajien yleistymistä erikoistuneempien lajien kadotessa eli lajiston samankaltaistumista (Buddle ym. 2006, Hillebrand ym. 2018). Rakennetun ympäristön määrä ja etenkin alueen väkiluku vaikuttavat perhoskantoihin laskevasti (Kuussaari ym. 2021). Ihmisvaikutuksen laadun eri elinympäristöissä huomioivat sekä hyönteisryhmäkohtaiset analyysit antavat todennäköisesti paremman kuvan kannanvaihteluihin vaikuttavista tekijöistä kuin ihmistoiminnan kokonaisvaikutusten ja heterogeenisen hyönteisaineiston käsittely ja tulkinta.

5.2. Koskien kaksisiipiset vähenivät

Monet koskien laji- ja sukutason yksilömäärät laskivat tutkimuksen aikana (Kuva 9), mutta samalla monien ryhmien kannankehityksen suunta oli epäselvä. Epäselvät kannankehitykset, romahdukset sekä lajiston suuret vaihtelut ovat ominaisia etenkin ihmisvaikutukselle alttiissa koskissa (Huttunen ym. 2012, 2017). Tutkimuksen aikana lajien vaihtuvuus koskissa väheni (Taulukko 5.). Tämä voi olla merkki vakiintuneista ympäristöolosuhteista ja koskien ennallistamisen onnistumisesta, mutta samaan aikaan monet sukutason yksilömäärät laskivat (Kuva 9). Lajiston vakiintuminen voi myös tarkoittaa, että huonompaa vedenlaatua sietävät lajit ovat yleistyneet ja herkemmat lajit ovat väistyneet (Jähnig ym. 2020). Tutkimuksemme vahvisti, että kaksisiipisten yksilömäärät olivat virtaavissa vesissä laskussa ja kaksisiipislajien vaihtuvuus oli vähentynyt (Kuva 15. ja 16). Myös leveys- ja pituuspiirin kasvu vähensi lajien vaihtuvuutta vedessä elävillä hyönteisillä eli vaihtuvuus väheni pohjoiseen ja itään päin (Taulukko 5.). Tämä voi johtua vesistöihin kohdistuvien ihmistoiminnasta johtuvien paineiden vähentymisestä pohjoista kohden, mutta myös uusien taksonien saapumisesta eteläiseen Suomeen.

Koskien hyönteisiä koskevat tulokset eriävät aiempien, laajojen meta-analyysien tuloksista (van Klink ym. 2020, Pilotto ym. 2020, Crossley ym. 2020). Tässä tutkimuksessa lähes yhtä useilla lajeilla havaittiin laskeva kuin vakaa trendi (Kuva 9. a-b), kun taas meta-analyysien yleinen johtopäätös on ollut, että vedessä elävien hyönteisten trendit ovat laajalti positiivisia.

5.3. Päiväperhoskannat pienenevät

Käyttämämme Maatalousympäristön päiväperhosseuranta -aineiston kokonaiskannankehityksen tiedettiin olevan laskeva ja yksityiskohtaisempaa tietoa päiväperhosten kannankehityksestä löytyy seurannan vuosiraportista (esim. Heliölä & Kuussaari 2020). Tässä työssä analysoitiin lisäksi

Tunturiperhosseurannassa ja Ahvenanmaan täpläverkkoperhoskartoituksissa kerättyä päiväperhosaineistoa. Erittäin uhanalaisen täpläverkkoperhosen kanta on pienentynyt Ahvenanmaalla. Tunturiperhosseurannassa havaituista päiväperhoslajeista vain seitsemälle saatiin TRIM-indeksi, ja yksikään näistä lajeista ei ollut säilynyt vakaana. Tämän vuoksi näyttäisi siltä, että päiväperhoslajisto on muuttumassa myös pohjoisessa. Tulkinnessa on kuitenkin syytä käyttää varovaisuutta, koska Pohjois-Suomi oli aliedustettuna aineistoissa. Maatalousympäristön päiväperhosseuranta painottuu Etelä- ja Keski-Suomeen ja Tunturiperhosseuranta aivan pohjoisimpaan Lappiin.

5.4. Nouseva keskilämpötila pienensi maalla elävien hyönteisten kokonaisuksilömäärää

Kohonen ym. 2020 havaitsi, etteivät sääolosuhteet selittäneet tässäkin tutkimuksessa käytetyn yöperhosseurannan yksilömäärää. Tuloksissamme sääolosuhteet kuitenkin selittivät maalla elävien hyönteisten yksilömäärää, mutta heikosti muita biodiversiteetin osa-alueita. Lämpimät kesät nostavat perhosten yksilömääriä (Dennis ja Sparks 2007, McDermott Long ym. 2017, Heliölä ym. 2020) ja etenkin monet päiväperhoset lentävät ainoastaan auringon paistaessa (Kuussaari ym. 2016, Perhostutkijainseura 2021). Vastaavasti lämpimät talvet pienentävät monien perhosten yksilömääriä (Dennis & Sparks 2007, Roland & Matter 2016, McDermott Long ym. 2017). Kuitenkin tässä tutkimuksessa tulos oli päinvastainen tarkasteltaessa maalla elävien hyönteisten kokonaisuksilömäärien ajallisia muutoksia: vuoden keskilämpötilan nousu vähensi ja vuoden kylmimmän kuukauden lämpötilan nousu kasvatti hyönteisten yksilömäärää. On kuitenkin hyvä huomata, että vuoden keskilämpötilan nousun negatiivinen vaikutus hyönteisten yksilömäärille ei tarkoita automaattisesti sitä, että vaikutuksen taustalla olisi lämmin kesä. Esimerkiksi täpläverkkoperhosen toukkien selviytyminen heikkenee poikkeuksellisen aikaisina keväinä, koska lämpimät maaliskuun päivät herättävät toukat talvihorroksesta liian aikaisin ennen ravintokasvien kasvuun lähtöä (Rytteri ym. 2021). Toisin kuin yksilömääriä, keskilämpötilan nousu lisäsi lajidiversiteettiä hieman (Taulukko 5.). Tämä voi johtua esimerkiksi siitä, että monet hyönteiset elävät Suomessa levinneisyysalueensa pohjoisrajalla. Siten ne pystyvät levittäytymään lämpiminä vuosina tavallista laajemmille alueille, kun taas keskivertovuosina niiden esiintyminen rajoittuu lämpimimmille paikoille ja erityisen suotuisiin pienilmastoihin (Bennie ym. 2013).

5.5. Sadanta vaikutti positiivisesti sekä maalla että vedessä eläviin hyönteisiin

Sadannalla (kasvukauden sadanta tai vuotuisen sadannan summa) oli selvä positiivinen vaikutus sekä vedessä, että maalla eläviin hyönteisten yksilömääriin, sekä vedessä elävien hyönteisten lajimääriin ja diversiteettiin. Lisäksi lämpötilan nousu johtaa nopeampaan ympäristön kuivumiseen, jos sadanta ei kasva lämpötilan nousun myötä. Vuotuisen lämpötilan nousu vaikuttikin hyönteisten yksilömääriin laskevasti (Taulukko 5.). Todennäköisesti kuivuus rajoittaa hyönteisten levinneisyyttä enemmän kuin vuotuisen keskilämpötilan nousu. Ilmastonmuutoksen vaikutuksesta ääriolosuhteet

voimistuvat ja mikäli kuivuus lisääntyy, tulee se vaikuttamaan negatiivisesti monien tässä tutkimuksessa olevien hyönteisryhmien kannankehityksiin, kuten on jo havaittu täpläverkkoperhosen osalta (Kahilainen ym. 2018, van Bergen ym. 2020). Tämä on erityisen ilmeistä vedessä eläville tai lisääntyville hyönteisille, joilla yhdestä kuivasta vuodesta toipuminen voi kestää noin kuusi vuotta (Huttunen ym. 2012). Kuivuus oli syynä myös Oulankajoen kokonaisyksilömäärän romahduksiin vuonna 2006 ja todennäköisesti myös 2014, mutta Hertta-aineistoissa ei ollut havaittavissa kokonaisyksilömäärien laskua (Kuva 8.). Toisaalta harvinaisen runsassateisena vuonna 2009 kokonaisyksilömäärät olivat korkeimmillaan molemmissa vedessä elävien hyönteisten aineistoissa. Syynä koskiaineistojen kannankehityksien eroihin on todennäköisesti se, että Hertta-aineiston koskien koot ovat suurempia kuin Oulankajoki sivu-uomineen. Lisäksi kuivuus voi olla Oulankajoen seudulla paikallista eikä välttämättä kosketa kaikkia tutkimuksessa olevia valuma-alueita.

Vuotuisen kokonaissadannan sekä edellisvuoden elokuun ja kuluvan vuoden huhti-toukokuun on todettu laskevan perhosten kokonaisyksilömäärää Britanniassa (Dennis & Sparks 2007). Toisaalta vastaavien kuukausien sadanta on avainasemassa täpläverkkoperhoskannan kasvussa Ahvenanmaalla, sillä kuivina vuosina täpläverkkoperhosen toukan ravintokasvit kuihtuvat aiheuttaen toukkien nälkiintymistä (Kahilainen ym. 2018, van Bergen ym. 2020). Lajienvälisten vuorovaikutussuhteiden vuoksi on todennäköistä, että sadannalla on muihinkin kasvinsyöjähyönteisiin voimakkaita epäsuoria vaikutuksia. Britanniassa on todettu, että voimakas sadanta on haitallista päiväperhosille kotelovaiheen aikana (McDermott Long ym. 2017). Myös aikuisvaiheen aikainen runsas sade voi heikentää hyönteisten lisääntymistä ja leviämistä lajeilla, joiden aktiivisuus riippuu ympäristön lämpötilasta ja ennen kaikkea auringon paisteesta (Kuussaari ym. 2016).

5.6. Yöperhoslajisto levisi kohti pohjoista

Kaikki yöperhosaineistot yhdistävässä meta-analysissä yöperhosten lajimäärä, diversiteetti ja lajien vaihtuminen lisääntyivät, mutta yksilömäärissä ei havaittu muutosta. Tämän vahvistaa myös yöperhosseurannan aineistolla tehty aiempi tutkimus (Kohonen ym. 2020). Monien eteläisten perhoslajien levinneisyys on siirtynyt pohjoista kohti ja pohjoisen lajien oletetaan myös vetäytyvän pohjoisemmaksi (Pöyry ym. 2009). Yöperhosilla uusia lajeja saapuu etenkin lounaiseen Etelä-Suomeen, mutta ei niinkään pohjoiseen (Leinonen ym. 2016, 2017). Antão ym. (2020) havaitsivat lajien suurempaa vaihtuvuutta Pohjois-Suomessa. Tutkimuksemme osoitti myös lajiston ajallisen vaihtumisen (Kuva 10. ja 11.), mutta ei pystynyt osoittamaan maalla elävien hyönteisten pohjoisten alueiden lajien ajallista vaihtumista (Kuva 12. A). Sen sijaan lajiversiteetin kasvu voimistui etelä- ja keskiboreaalisilta alueilta hemiarktista aluetta kohti (Kuva 12 A.).

Yöperhosten kokonaisyksilömäärä vaihtelee tutkimusaineistoittain, mutta myöskään yöperhosseuranta-aineiston kannankehityksen trendin tulkinta ei ole yksiselitteistä. Suurperhosten kokonaisyksilömäärä TRIM-analyyseissa oli lievästi laskeva yöperhosseurannassa sekä Hästö-

Busö-saarella, mutta nousussa Pohjois-Suomen tutkimusasemilla (ilman tunturimittaria). Yöperhosaineiston kokonaisyksilömäärän lasku oli kuitenkin hyvin pieni ja johtui tarkastelujakson ensimmäisien runsaslukuisten perhosvuosien (1995–1996) hieman suuremmasta yksilömäärästä verrattuna seuraaviin runsaisiin vuosiin (2005-2006 ja 2015-2016) (Kuva 5. b). Kohonen (2020) puolestaan arvioi yöperhosseurannan kokonaisyksilömäärän olevan vakaa.

Yöperhosseurannan tulevat vuodet näyttävät suuremmalla varmuudella kannankehityksen trendin suunnan. Yöperhosseurannan rysäpaikat kattavat metsäiset ympäristöt, joten maantieteellisesti laaja-alaisia pitkäaikaisseurantoja muissa ympäristöissä tapahtuvista kannanmuutoksista yöperhosilla ei Suomessa ole tehty.

5.7. Pikkuperhosten aineistot kertovat paikallisista muutoksista

Yöperhosseurannassa on määritetty joukko kookkaita pikkuperhoslajeja juuriperhosten (Hepialidae) ja puuntuhojien (Cossidae) heimoista, joista kolme oli riittävän runsaita TRIM-analyysia varten, mutta ne eivät riitä alkuunkaan kuvaamaan lähes 1600 pikkuperhoslajin tilaa koko Suomessa. Kevon ja Värriön tutkimusasemien sekä etelässä Hästö-Busö-saaren pikkuperhosaineistot ovat kattavia aineistoja ja antavatkin hyvän pohjan pikkuperhosten kannankehityksen vaihteluiden tutkimiselle, vaikka paikkoja on vain kolme. Näiden aineistojen perusteella ei kuitenkaan voida tulkita pikkuperhosten tilaa koko Suomessa. Lisäksi Hästö-Busö-saarella on valkohäntäkauriita, joiden vaikutuksen pikkuperhosten suosimiin ravintokasveihin on huomattu olevan paikallisesti suuri (Kunttu ym. 2021). Valkohäntäkauriiden laidunnus on muuttanut myös Hästö-Busö-saaren kasvillisuutta ja kasvillisuuden muutosten arvellaan olevan syynä lajien vaihtumiseen saarella (Itämies suullinen tieto 2021).

Meta-analyysi ei pystynyt havaitsemaan biodiversiteettitrendejä pikkuperhosilla, mutta tarkempi tarkastelu TRIM-analyyseissa paljasti pikkuperhosten kokonaismäärien olevan kasvussa tutkimusasemien ympäristöissä, lukuun ottamatta Kevon viimeisintä pikkuperhosten aineistoa vuosilta 2010–2017. Kun pikkuperhosten trendit jaettiin eteläisiin ja pohjoisiin havaintoihin (Kuva 7.), etelässä (Hästö-Busö-saari ja Yöperhosseuranta) vakaita lajeja on runsaasti, mutta pohjoisessa hyvin vähän (Kevo ja Värriö). Tuloksiin tuo kuitenkin epäselvyyttä aineistojen laatu. Yksittäisten tutkimusasemien sekä tutkimusten lisääminen valtakunnallisiin seurantoihin siirtää tulosten painopistettä kohti yksittäisiä alueita kuten esimerkiksi Hästö-Busö-saarta, joka poikkeaa elinympäristönä mantereesta.

5.8. Eteläiset mesipistiäiset, kukkakärpäset ja kukkajäärät hyötyivät ilmastonmuutoksesta

Pölyttäjäien levinneisyysaineistojen perusteella monet eri lajiominaisuudet selittivät esiintyvyyden muutoksia eliöryhmästä ja tarkasteluvälistä riippuen (Liite 7.). Yhteinen ja yksiselitteinen tulos kaikille

eliöryhmille oli kuitenkin se, että etelään painottuneet lajit yleistyivät muita useammin. Tulos selittynee ilmaston lämpenemisellä (Pöyry & Aapala 2020). Maailmanlaajuisesti ilmastonmuutosta pidetään yhtenä tärkeimmistä syistä pölyttäjien ja erityisesti kimalaisten taantumiselle (Williams ym. 2009, Kerr ym. 2015, Soroye ym. 2020), ja tämän tutkimuksen tulosten perusteella Suomessakin pohjoiseen painottuneiden pölyttäjälajien esiintyvyys rajoittuu hyvin pienelle alueelle. Pohjoisten lajien taantumisesta ei kuitenkaan saatu näyttöä, koska tutkimuksen tilallinen resoluutio oli siihen liian karkea eikä aineiston perusteella pystytty vetämään johtopäätöksiä yksilömäärien muutoksista.

Useimpien kimalaisten ominaisuusanalyysiin sisältyneiden pohjoiseen Suomeen painottuvien kimalaislajien (alppikimalainen (*Bombus alpinus*, NT), tundrakimalainen (*B. hyperboreus*, VU) ja pohjankimalainen (*B. balteatus*)) esiintyvyys oli laskenut jo ennen 2000-lukua niin matalalle tasolle, että laskeva trendi ei enää lyhimällä tarkasteluvälillä ollut käytännössä mahdollinen (Kuvataulu L6. A). Pohjoisista lajeista ainoastaan lapinkimalainen (*B. lapponicus*) esiintyy hieman useammassa havaintoruuduissa ja on säilynyt vakaana koko tutkimuksen ajan. Analyysiin sisältyneistä koko maassa esiintyvistä lajeista ainoastaan kanervakimalainen (*B. jonellus*) on harvinaistunut voimakkaasti kaikilla tarkasteluväleillä. Eteläisten kaakonkimalaisen (*B. schrencki*), ketokimalaisen (*B. sylvarum*) ja kontukimalaisen (*B. terrestris*) esiintyvyys on kasvanut voimakkaasti etenkin viime vuosina. Pohjoisten lajien ja kanervakimalaisen ahdinko, samoin kuin eteläisten lajien voittokulku, lienevät seurausta ilmastonmuutoksesta.

5.9. Myöhään lentävät mesipistiäiset harvinaistuivat

Lentokauden pituus selitti mesipistiäisten esiintyvyyden kasvua kaikilla tarkasteluväleillä siten, että lyhyen lentokauden omaavat lajit olivat yleistyneet pitkään lentäviä useammin. Lentokauden ajoittuminen selitti esiintyvyyden vähenemistä lyhyellä tarkasteluvälillä, jolla lentokautensa myöhään aloittavat lajit olivat harvinaistuneet aiemmin lentäviä lajeja useammin. Samankaltaisia tuloksia saatiin kimalaisten osalta myös tanskalaistutkimuksessa, jossa kaikkien tutkimusalueelta 1930-luvun jälkeen kadonneiden kimalaislajien lentokausi alkoi myöhään (Dupont ym. 2011). Yhteiskunnissa elävillä kimalaisilla myöhäisten lajien ahdinko voi selittyä sillä, että niille ei välttämättä ole tarjolla yhdyskunnan kehittymisen vaatimaa aikaa ja resursseja, jos kesän olosuhteet sattuvat olemaan epäedulliset (Williams ym. 2009). Esimerkiksi helle- ja kuivuusjaksot vähentävät kukkivia ravintokasveja erityisesti keski- ja loppukesällä.

Maassa pesivät mesipistiäislajit olivat yleistyneet maan yläpuolella pesiviä lajeja eli lähinnä kolopesijöitä useammin pitkällä ja keskipitkällä aikavälillä. Kolopesijöiden yleistymistä voi rajoittaa sopivan kolopuun saatavuus. Suomessa esiintyvien kultapistiäisten osalta on saatu samankaltaisia tuloksia: Paukkusen ym. (2018) tutkimuksessa kaikki runsastuneet lajit olivat maassa pesivien pistiäisten loisia, ja vastaavasti kolopesijöiden loiset olivat vähentyneet maapesijöiden loisia enemmän. Suurikokoiset lajit olivat yleistyneet pienempiä useammin pitkällä ja keskipitkällä aikavälillä. Vastaavaa suurikokoisten lajien voittokulkua on havaittu aiemmin Suomen perhosilla,

joilla iso koko korreloi myös toukkavaiheen ravinnon monipuolisuuden kanssa (Pöyry ym. 2017). Useiden ravintokasvilajien siitepölyä hyödyntävät mesipistiäislajit olivat yleistyneet keskipitkällä aikavälillä useammin kuin harvoja ravintokasvilajeja hyödyntävät lajit. Yleinen havainto siitä, että generalistilajit hyötyvät ihmisperäisistä ympäristömuutoksista erikoistuneempia lajeja useammin, näyttää siis kuvaavan myös mesipistiäislajiston muutoksia (Hillebrand ym. 2018).

Eteläisistä lajeista erityisen voimakkaasti ovat harvinaistuneet kirjokimalainen (*B. distinguendus*) ja mustakimalainen (*B. ruderarius*). Niiden taantumisen todennäköinen syy on niittyjen väheneminen. Kleijn ja Raemakers (2008) havaitsivat, että harvinaistuneet kimalaislajit käyttivät ravintonaan yhtä monien kasvilajien siitepölyä kuin yleisenä säilyneet lajit. Harvinaistuneiden kimalaisten suosimat ravintokasvilajit olivat kuitenkin harvinaistuneet, kun taas vakaina säilyneet lajit olivat joustavampia ja vaihtoivat uusiin ravintokasveihin vanhojen harvinaistuessa.

Bommarco ym. (2012) arvioivat kielen pituuden vaikuttavan kimalaisten runsauden muutoksiin Ruotsin apilapelloilla, sillä heidän tutkimuksessaan taantuneella lajistolla (kirjokimalainen, ketokimalainen, tarhakimalainen (*B. hortorum*) ja peltokimalainen (*B. pascuorum*)) oli pidemmät kielet kuin voimakkaasti runsastuneilla kontukimalaisella ja kivikkokimalaisella (*B. lapidarius*). Tässä tutkimuksessa näistä lajeista kirjo-, tarha- ja kivikkokimalainen olivat harvinaistuneet, ja vastaavasti keto-, pelto- ja kontukimalainen yleistyneet. Ainoastaan keskipitkällä aikavälillä kielen pituus selitti esiintyvyyden muutoksia, ja silloinkin pitkäkieliset lajit näyttivät harvinaistumisen sijaan säilyneen keskimäärin lyhytkielisiä vakaampina. On silti mahdollista, että Suomessakin pitkäkielisten kimalaisten runsaus on vähentynyt. Tämän tutkimuksen aineisto mahdollistaa vain esiintyvyyden muutosten tarkastelun varsin karkealla tilallisella resoluutiolla, jolloin yksilömäärien laskusta saadaan tietoa vasta, kun se on niin voimakasta, että johtaa lajien katoamiseen verrattain laajoilta alueilta.

Monien kimalaislajien esiintyvyyden vuosittaiset vaihtelut näyttävät voimistuneen 2000-luvulla (Liite 6. Kuvataulut L6. A), mikä voi olla seurausta aineiston määrän kasvusta, joka tuo vaihtelut esiin aiempaa paremmin. On myös mahdollista, että sääolojen äärevöityminen on johtanut esiintyvyyden muutosten voimistumiseen, kuten on havaittu tapahtuneen täpläverkkoperhosella Ahvenanmaan saaristossa (Kahilainen ym. 2018, van Bergen ym. 2020).

5.10. Avointen elinympäristöjen suurikokoiset kukkakärpäset harvinaistuivat

Avoimissa elinympäristöissä, eli lähinnä niityillä ja tuntureilla, elävien kukkakärpästen harvinaistuminen selittyy niittyjen vähenemisellä ja ilmastonmuutoksen vaikutuksilla tuntureiden eliöstöön: ilmaston lämpenemisen myötä puuraja nousee ylemmäs tunturien rinteillä, jolloin avointen tunturiympäristöjen lajit ajautuvat ahtaalle (Heliölä ym. 2021). Lisäksi porotalouden aiheuttama ylilaidunnus voi vähentää tuntureilla kukkivia kasveja ja niiden pölyttäjiä. Mikrobeja ja kuollutta puuta toukkana syövien lajien muita positiivisemmat esiintyvyytrendit ovat yllättäviä, koska etenkin

lahopuun saatavuus on yleisesti vähentynyt metsätalouden tehostumisen myötä. Näidenkin trendien taustalla voivat vaikuttaa elinympäristötekijät, sillä mikrobiravintoa toukkana käyttävät lajit ovat painottuneet vahvasti rannoille ja kosteikoille sekä kuollutta puuta syövät lajit metsiin ja metsänreunoihin. Yksikään näistä lajeista ei elä voimakkaasti vähentyneillä niityillä ja soilla tai ilmastonmuutoksen uhkaamilla tuntureilla.

Suurikokoisten kukkakärpäslajien harvinaistumista 2000-luvulla voidaan pitää myös yllättävänä. Aiempia tuloksia koon vaikutuksesta runsaustrendeihin löytyy Suomen perhosista, joissa suurikokoiset lajit ovat runsastuneet pienikokoisia useammin (Pöyry ym. 2017, Pöyry & Aapala 2020). Suurikokoiset lajit ovat tyypillisesti pienikokoisia vahvempia lentäjiä ja pystyvät siten leviämään tehokkaammin pirstoutuneissakin elinympäristöissä. Perhosilla suuri koko on lisäksi usein yhteydessä toukkavaiheen ravinnon monipuolisuuteen, mutta kukkakärpäksillä mahdollisesti johonkin muuhun ominaisuuteen, joka aiheuttaa niiden harvinaistumisen.

5.11. Tuoreella lahopuulla elävät sarvijäärät yleistyivät

Toukkien ravinnoksi ja elinympäristöksi tarvitsemien puiden lahoaste vaikutti kukilla vierailevien sarvijäärien esiintyvyyden muutokseen siten, että elävää tai vain vähän lahonnutta puuta tarvitsevat lajit yleistyivät pidemmälle lahonnutta puuta tarvitsevia lajeja useammin. Ilmastonmuutos lisää myrskytuhoja, mikä lisää uuden lahopuun määrää ja suosii siten tuoreella lahopuulla eläviä kovakuoriaisia (Ikonen ym. 2017). Nykyaikainen metsätalous vähentää lahopuun kokonaismäärää luonnontilaisiin metsiin verrattuna ja nopeuttaa lahopuun kiertoa, sillä talousmetsien nopeakasvuiset puut lahoavat nopeammin kuin luonnonmetsissä hitaasti kasvaneet puut (Venugopal ym. 2016). Lahopuun kierron nopeutuminen johtaa siihen, että pitkälle lahonnutta puuta tarvitsevien kovakuoriaisten on etsittävä useammin uusia lahopuita, ja niiden voi olla vaikeaa ehtiä käydä läpi yksilönkehitystään (Pöyry & Aapala 2020).

6. Johtopäätökset ja suositukset

Hyönteisten systemaattiset seuranta-aineistot ja kansalaishavaintoihin pohjautuvat levinneisyystiedot yhdistävän tutkimuksen pohjalta voidaan tehdä vain varovaisia yleistyksiä hyönteisten tilasta. Tutkimusta on hyvä jatkaa hyönteisryhmittäin erikseen, ja näytteenottoaikoja kuvaavat taustamuuttujat ovat tärkeitä. Systemaattisilla keräysmenetelmillä pystytään tuottamaan hyvin tarkkaa tietoa, mutta niiden heikkoutena on suhteellisen harva havaintoverkosto. Levinneisyystietokantojen vahvuutena on havaintojen suuri määrä, mutta heikkoutena havaintojen ajallisen ja alueellisen kattavuuden satunnaisuus. Levinneisyysaineistoihin pohjautuvat tutkimusmenetelmät ovat kuitenkin viime vuosina kehittyneet niin, että niitä voidaan käyttää myös lajien kannankehityksen seurantaan. Samalla on tärkeää huomata, että nämä aineistot ja menetelmät tuovat esiin vain hyvin voimakkaat kannanmuutokset verrattuna seuranta-aineistoihin, joista pystytään havaitsemaan verrattain hienovaraisetkin trendit.

Valtakunnallisia hyönteisseurantoja on Suomessa vain muutama, ja ne ovat toistaiseksi keskittyneet perhosiin. Niiden rahoituksen jatkuvuuden varmistaminen on keskeistä, jotta vuosikymmeniä jatkuneet seurannat tuottavat jatkossakin tietoa hyönteiskantojen kehityksestä. Samalla karttuu ymmärrys myös ympäristön tilasta ja muutoksista. Yksittäiset seurantapisteen, kuten yliopistojen tutkimusasemat, tuottavat tärkeää ja korkealaatuista paikallista tietoa. Näiden seurantatietojen liittäminen valtakunnallisten seurantojen tuottamiin aineistoihin mahdollistaa arvokkaalla tavalla paikallisen ja valtakunnallisen tason muutosten vertailun. Hyönteisseurantojen taksonomista kattavuutta tulisi laajentaa, kuten on jo päätetty tehdä pölyttäjähönteisten osalta. Laajennustarvetta on kuitenkin myös heikommin tunnettuihin hyönteisryhmiin: kuten tämänkin tutkimuksen tulokset osoittavat, hyönteisryhmien välillä ja sisällä on suuria eroja lajien kannankehityksessä ja siihen vaikuttavissa ympäristötekijöissä. Vesistöjen pohjaeläinkantojen kehitystä voidaan jo seurata kansallisella tasolla Hertta-aineiston avulla, ja pohjaeläinlajien kannanmuutoksiin tulisi kiinnittää lisää huomiota.

Maaympäristöissä etenkin päiväperhosten ja vesiympäristöissä kaksisiipisten pieneneviin yksilömääriin on tärkeää kiinnittää huomiota ja etsiä ratkaisuja kehityskulun pysäyttämiseksi ja kääntämiseksi. Päiväperhosten lisäksi myös muissa pölyttäjärühmissä on paljon taantuvia lajeja, vaikka aineiston rajallisuuden vuoksi mesipistiäisten, kukkakärpästen ja kukkajäärien yksilömäärien muutoksia ei pystytty laskemaan. Lisäksi näissä, kuten todennäköisesti muissakin tutkimukseen sisällyneissä eliöryhmissä, useimmat uhanalaiset ja taantuneet lajit jäivät trendianalyyseihin ulkopuolelle. Siksi yleiset ja runsaslukuiset lajit ovat suurella todennäköisyydellä yliedustettuina trendianalyyseihin tuloksissa. Taantuvan pölyttäjälajiston elinympäristöjen, etenkin niittymäisten

alueiden, hoidon jatkuvuuden varmistaminen on välttämätöntä taantumisen pysäyttämiseksi. Myös uusien niittymäisten alueiden luominen ja niiden kytkeytyvyyden varmistaminen on tärkeää, jotta hyönteislajisto pystyy ilmaston lämmetessä leviämään pohjoisemmaksi.

Ilmastonmuutos heijastuu tutkimuksen tuloksiin, jotka osoittavat monien eteläisten lajien kantojen kasvavan muiden lajien kantoja voimakkaammin. Tutkimuksessa käsitellyistä ilmastomuuttujista kuivuus vaikuttaa negatiivisesti sekä maalla että vedessä eläviin hyönteisiin. Vaikka erityisesti maaekosysteemeissä hyönteiset toipuvat yleensä tehokkaasti yksittäisistä kuivista vuosista, ilmastonmuutos lisää suurella todennäköisyydellä kuivien jaksojen esiintymistiheyttä ja ankaruutta, jolloin lajisto voi muuttua pysyvästi. Luontokadon estämiseksi onkin tehtävä töitä myös ilmastonmuutoksen pysäyttämiseksi. Samalla hyönteisten ilmastonmuutossietokykyä on pyrittävä parantamaan esimerkiksi lisäämällä elinympäristöjen pienilmastollista monimuotoisuutta.

Kiitokset

Lukuisat tutkijat ovat olleet määrittämässä ja keräämässä tässä raportissa käytettyjä aineistoja sekä moni tutkija on jakanut asiantuntemusta omissa lajiryhmissään. Yöperhosseuranta, Maatalousympäristöjen päiväperhosseuranta sekä tunturiperhosseuranta ovat toimineet asiantuntevien vapaaehtoisten voimin vuosikymmeniä, eikä tätä raporttia olisi ollut mahdollista toteuttaa ilman heidän panostustaan. Lisäksi kiitämme LUOMUSTA aineistojen ylläpitämisestä ja jakamisesta. Tahdomme kiittää seuraavia henkilöitä, jotka on mainittu sukunimen mukaan aakkosjärjestyksessä: Andersson Tommi, Bäck Jaana, Fält-Nardmann Julia, Heliölä Janne, Huttunen Kaisa-Leena, Itämies Jussi, Juutilainen Ilmari, Kaila Lauri, Kaitila Jari, Kohonen Ilmari TRIM-skriptien laatimisesta, Koponen Seppo, Kozlov Mikhail, Kuussaari Mikko, Kyrö Ella-Maria, Lehto Jyrki, Martikainen Petri, Mikkonen Ninni, Muotka Timo, Mykrä Heikki, Neuvonen Seppo, Niemelä Pekka, Paavola Riku, Paukkunen Juho, Pulliainen Erkki, Saastamoinen Marjo, Saikkonen Kari, Suominen Otso, Sääksjärvi Ilari ja Väisänen Leif.

Lähteet

- Aho, J. (1978). Freshwater snail populations and the equilibrium theory of island biogeography. I. A case study in southern Finland. *Ann. Zool. Fennici* 15: 146-154.
- Antão, L., Pöyry, J., Leinonen, R. & Roslin, T. (2020) Contrasting latitudinal patterns in diversity and stability in a high-latitude species-rich moth community. *Global Ecology and Biogeography* 29: 896-907. [doi: 10.1111/geb.13073]
- Aroviita, J., Hellsten, S., Jyväsjärvi, J., Järvenpää, L., Järvinen, M., Karjalainen, S.M., Kauppila, P., Keto, A., Kuoppala, M., Manni, K., Mannio, J., Mitikka, S., Olin, M., Perus, J., Pilke, A., Rask, M., Riihimäki, J., Ruuskanen, A., Siimes, K., Sutela, T., Vehanen T. & Vuori K-M. (2012). Ohje pintavesien ekologisen ja kemiallisen tilan luokitteluun vuosille 2012–2013 – päivitetty arviointiperusteet ja niiden soveltaminen. Ympäristöhallinnon ohjeita 7/2012. https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi/Pintavesien_tila/Pintavesien_luokittelu
- Bartsch, H. 2009a: Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. Tvåvingar: blomflugor. Diptera: Syrphidae: Syrphinae. ArtDatabanken SLU, Uppsala. 406 s.
- Bartsch, H. 2009b: Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. Tvåvingar: blomflugor. Diptera: Syrphidae: Eristalinae & Microdontinae. ArtDatabanken SLU, Uppsala.
- Bennie, J., Hodgson, J. A., Lawson, C. R., Holloway, C. T., Roy, D. B., Brereton, T., Thomas, C. D. & Wilson, R. J. (2013). Range expansion through fragmented landscapes under a variable climate. *Ecology Letters* 16: 921-929.
- Bogaart, P., van der Loo, M. & Pannekoek, J. (2020). rtrim: Trends and Indices for Monitoring Data. Versio 2.1.1. <https://cran.r-project.org/package=rtrim>
- Bommarco, R., Lundin, O., Smith, H. G. & Rundlöf, M. 2012: Drastic historic shifts in bumble-bee community composition in Sweden. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279: 309-315. <https://doi.org/10.1098/rspb.2011.0647>
- Buddle, C. M., Langor, D. W., Pohl, G. R. & Spence, J. R. (2006). Arthropod responses to harvesting and wildfire: implications for emulation of natural disturbance in forest management. *Biological Conservation* 128: 346-357.
- Bürkner, P.-C. (2017). brms: An R package for Bayesian multilevel models using Stan. *Journal of Statistical Software*, 80: 1-28. [doi: [10.18637/jss.v080.i01](https://doi.org/10.18637/jss.v080.i01)]
- Bürkner, P.-C. 2017: brms: An R package for Bayesian multilevel models using Stan. *Journal of Statistical Software*, 80: 1-28. <https://doi.org/10.18637/jss.v080.i01>
- Calcagno, V. (2020). glmulti: Model Selection and Multimodel Inference Made Easy. Versio 1.0.8. <https://CRAN.R-project.org/package=glmulti>
- Ceballos, G., Ehrlich, P. R., & Dirzo, R. 2017: Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 114: E6089-E6096. [doi: [10.1073/pnas.1704949114](https://doi.org/10.1073/pnas.1704949114)]
- Cornes, R., van der Schrier, G., van den Besselaar, E. J. M. ja Jones P.D. (2018). An Ensemble Version of the E-OBS Temperature and Precipitation Datasets, *J. Geophys. Res. Atmos.* 123. [doi:10.1029/2017JD028200]
- Crossley, M. S., Meier, A. R., Baldwin, E. M., Berry, L. L., Crenshaw, L. C., Hartman, G. L., Lagos-Kutz, D., Nichols, D. H., Patel, K., Varriano, S., Snyder, W. E. & Moran, M. D. (2020) No net insect abundance and diversity declines across US Long Term Ecological Research sites. *Nature Ecology & Evolution*. [doi:10.1038/s41559-020-1269-4]

- Dallas, T., Antão, L., Pöyry, J., Leinonen, R. & Ovaskainen, O. (2020). Spatial synchrony is related to environmental change in Finnish moth communities. *Proc. R. Soc. B* 287: 20200684. [doi: 10.1098/rspb.2020.0684]
- Dennis, R. L. H., & Sparks, T. H. (2007). Climate signals are reflected in an 89 year series of British Lepidoptera records. *European Journal of Entomology*, 104(4), 763-767.
- Didham, R., K., Basset, Y., Collins, M., ym. (2020). Interpreting insect declines: seven challenges and a way forward. *Insect Conservation and Diversity* 13, 103–114. [doi: 10.1111/icad.12408]
- Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J. & Collen, B. 2014: Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345: 401-406. [doi: 10.1126/science.1251817]
- Dupont, Y. L., Damgaard, C. & Simonsen, V. (2011). Quantitative historical change in bumblebee (*Bombus* spp.) assemblages of red clover fields. *PLoS One*, 6: e25172. [doi: 10.1371/journal.pone.0025172]
- Edwards, M. & Williams, P. H. (2004). Where have all the bumblebees gone, and could they ever return? *British Wildlife* June: 305-312.
- Ehnström, B. (2007). Nationalnyckeln till Sveriges flora och fauna. Skalbaggar: Långhorningar. Coleoptera: Cerambycidae. ArtDatabanken SLU, Uppsala. 304 s.
- Fält-Nardmanna, J., Tikkanen, O., Ruohomäki K., Otto, L.-F., Leinonen, R., Pöyry J., Saikkonen K. & Neuvonen, S. (2018). The recent northward expansion of *Lymantria monacha* in relation to realized changes in temperatures of different seasons. *Forest Ecology and Management* 427: 96–105. [doi: 10.1016/j.foreco.2018.05.053]
- Fraixedas, S., Roslin, T., Antão, L. H., Pöyry, J., & Laine, A.-L. (2022). Nationally reported metrics can't adequately guide transformative change in biodiversity policy. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 119: e2117299119. [doi: 10.1073/pnas.2117299119]
- Goulson, D., Hanley, M.E., Darvill, B., Ellis, J.S. & Knight, M.E. (2005). Causes of rarity in bumblebees. *Biological Conservation*, 122: 1-8. [doi: 10.1016/j.biocon.2004.06.017]
- Goulson, D., Lye, G. C. & Darvill, B. (2008). Diet breadth, coexistence and rarity in bumblebees. *Biodiversity and Conservation*, 17: 3269-3288. [doi: 10.1007/s10531-008-9428-y]
- Haarto, A. & Kerppola, S. (2007). Suomen kukkakärpäset ja lähialueiden lajeja. Otava, Keuruu. 647 s.
- Hällfors, M. H., Pöyry, J., Heliölä, J., Kohonen, I., Kuussaari, M., Leinonen, R., Schmucki, R., Sihvonen, P. & Saastamoinen, M. (2021). Combining range and phenology shifts offers a winning strategy for boreal Lepidoptera. *Ecology Letters*, 24(8), 1619-1632. [doi: 10.1111/ele.13774]
- Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., ym. (2017). More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS ONE* 12: e0185809. [doi: 10.1371/journal.pone.0185809]
- Hamed, K. H. & Rao, A. R. (1998). A modified Mann-Kendall trend test for autocorrelated data. *Journal of Hydrology*, 204(1-4), 182-196.
- Heikkala, O., Seibold, S., Koivula, M., Martikainen, P., Müller, J., Thorn, S. & Kouki, J. (2016). Retention forestry and prescribed burning result in functionally different saproxylic beetle assemblages than clear-cutting. *Forest Ecology and Management*, 359: 51-58. [doi: 10.1016/j.foreco.2015.09.043]
- Heliölä, J. & Kuussaari, M. (2020). Maatalousympäristön päiväperhosseurannan vuoden 2020 tulokset. Seurantareportti, Suomen ympäristökeskus 2020.
[file:///D:/Users/E1008169/Downloads/Seurantareportti_2020_www_final%20\(2\).pdf](file:///D:/Users/E1008169/Downloads/Seurantareportti_2020_www_final%20(2).pdf)
- Heliölä, J. (2020). Maatalousympäristön päiväperhosseurannan vuoden 2019 tulokset. *Baptria* 45: 36-44.
- Heliölä, J., Kuussaari, M. & Niininen, I. (2010). Maatalousympäristön päiväperhosseuranta 1999–2010. Suomen ympäristö 2/2010. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 65 s.

- Heliölä, J., Kuussaari, M. & Pöyry, J. (2021). Pölyttäjien tila Suomessa. Kansallista pölyttjästrategiaa tukeva taustaselvitys. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 34/2021. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 74 s.
- Heliövaara, K., Mannerkoski, I. ja Siitonen, J. (2004). Suomen sarvijäärät. Tremex Press, Helsinki. 374 s.
- Hertta, tiedot haettu huhti-kesäkuussa (2021). Vesienhoito-tietojärjestelmä Vesimuodostumat, suunnittelukausi 3.
- Hill, J. K., Thomas, C. D., Fox, R., Telfer, M. G., Willis, S. G., Asher, J., & Huntley, B. (2002). Responses of butterflies to twentieth century climate warming: implications for future ranges. *Proceedings of the Royal Society of London. Biological Sciences*, 269(1505), 2163-2171.
- Hillebrand, H., Blasius, B., Borer, E. T., Chase, J. M., Downing, J. A., Eriksson, B. K., Filstrup, C. T., Harpole, W. S., Hodapp, D., Larsen, S., Lewandowska, A. M., Seabloom, E. W., Van de Waal, D. B. & Ryabov, A. B. (2018). Biodiversity change is uncoupled from species richness trends: Consequences for conservation and monitoring. *Journal of Applied Ecology* 55: 169-184.
- Hunter M.D., Kozlov M.V., Itämies J., Pulliainen E., Bäck J., Kyrö E.-M. ja Niemelä P. (2014). Current temporal trends in moth abundance are counter to predicted effects of climate change in an assemblage of subarctic forest moths. *Global Change Biology* 20, 1723–1737. [doi: 10.1111/gcb.12529]
- Huttunen, K.-L., Mykrä, H. & Muotka, T. (2012). Temporal variability in taxonomic completeness of stream macroinvertebrate assemblages. *Freshwater Sci.* 31, 423–441.
- Huttunen, K.-L., Mykrä, H., Oksanen, J., Astorga, A., Paavola, R., & Muotka, T. (2017). Habitat connectivity and in-stream vegetation control temporal variability of benthic invertebrate communities. *Scientific reports* 7: 1448. [doi:10.1038/s41598-017-00550-9]
- Huttunen, K.-L., Mykrä, H., Paavola, R. ja Muotka, T. (2018). Estimates of benthic invertebrate community variability and its environmental determinants differ between snapshot and trajectory designs. *Freshwater Science* 37(4):769–779. [doi: 10.1086/700402]
- Hyvärinen, E., Juslén, A., Kemppainen, E., Uddström, A. & Liukko, U.-M. (toim.) (2019). Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2019. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 704 s.
- Ikonen, V. P., Kilpeläinen, A., Zubizarreta-Gerendiain, A., Strandman, H., Asikainen, A., Venäläinen, A., Kaurola, J., Kangas, J. & Peltola, H. (2017). Regional risks of wind damage in boreal forests under changing management and climate projections. *Canadian Journal of Forest Research* 47: 1632-1645. [doi: 10.1139/cjfr-2017-0183]
- IPBES (2019). Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondízio, H. T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, A. Arneth, P. Balvanera, K. A. Brauman, S. H. M. Butchart, K. M. A. Chan, L. A. Garibaldi, K. Ichii, J. Liu, S. M. Subramanian, G. F. Midgley, P. Miloslavich, Z. Molnár, D. Obura, A. Pfaff, S. Polasky, A. Purvis, J. Razzaque, B. Reyers, R. Roy Chowdhury, Y. J. Shin, I. J. Visseren-Hamakers, K. J. Willis, and C. N. Zayas (toim.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 s. [doi: 10.5281/zenodo.3553579]
- Isaac, N.J.B., van Strien, A.J., August, T.A., de Zeeuw, M.P. & Roy, D.B. (2014). Statistics for citizen science: extracting signals of change from noisy ecological data. *Methods in Ecology and Evolution* 5: 1052-1060. [doi: 10.1111/2041-210X.12254]
- Itämies, J. (2021). Haastattelu puhelimesta kesällä 2021.
- Jähnig, S., C., Baranov, V., Altermatt, F., ym. (2020). Revisiting global trends in freshwater insect biodiversity. *WIREs Water* 8, 1506.

- Jalas I. (1960). Eine leichtgebaute, leichttransportable Lichtreue zum Fangen von Schmetterlingen. *Ann Entomol Fenn* 26: 44-50.
- Kahilainen, A., van Nouhuys, S., Schulz, T. & Saastamoinen, M. (2018). Metapopulation dynamics in a changing climate: Increasing spatial synchrony in weather conditions drives metapopulation synchrony of a butterfly inhabiting a fragmented landscape. *Global Change Biology* 24: 4316-4329. [doi: 10.1111/gcb.14280]
- Kerr, J. T., Pindar, A., Galpern, P., Packer, L., Potts, S. G., Roberts, S. M., ... & Pantoja, A. (2015). Climate change impacts on bumblebees converge across continents. *Science* 349: 177-180.
- Kharouba, H. M., Ehrlén, J., Gelman, A., Bolmgren, K., Allen, J. M., Travers, S. E. & Wolkovich, E. M. (2018). Global shifts in the phenological synchrony of species interactions over recent decades. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 115: 5211-5216. <https://doi.org/10.1073/pnas.1714511115>
- Kleijn, D. & Raemakers, I. (2008). A retrospective analysis of pollen host plant use by stable and declining bumble bee species. *Ecology* 89: 1811-1823.
- Kohonen, I. (2020). No long-term change in total macro-moth abundance and biomass in Finland. Pro gradu -työ. Bio- ja ympäristötieteiden tiedekunta, Helsingin yliopisto. 37 s. <http://urn.fi/URN:NBN:fi:hulib-202012094820>
- Komárek (2020). Multivariate Normal Mixture Models and Mixtures of Generalized Linear Mixed Models Including Model Based Clustering. Package 'mixAK' Version 5.3
- 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. [doi: 10.1007/s10841-006-9052-7]
- Kuussaari, M., Rytteri, S., Heikkinen, R. K., Heliölä, J. & von Bagh, P. (2016). Weather explains high annual variation in butterfly dispersal. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 283: 20160413.
- Kuussaari, M., Toivonen, M., Heliölä, J. ym. (2021). Butterfly species' responses to urbanization: differing effects of human population density and built-up area. *Urban Ecosystems* 24, 515-527. [doi: 10.1007/s11252-020-01055-6]
- Leinonen, R., Pöyry, J., Söderman, G. & Tuominen-Roto, L. (2016). Suomen yöperhosseuranta (Nocturna) 1993–2012. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 15/2016. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 71 s. [<https://helda.helsinki.fi/handle/10138/161221>]
- Leinonen, R., Pöyry, J., Söderman, G., & Tuominen-Roto, L. (2017). Suomen yöperhosyhteisöt muutoksessa–valtakunnallisen yöperhosseurannan keskeisiä tuloksia 1993–2012. *Baptria* 42: 74-92.
- Lister, B. C., & Garcia, A. (2018). Climate-driven declines in arthropod abundance restructure a rainforest food web. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(44), E10397-E10406. [doi:10.1073/pnas.1722477115]
- Lodge, D.M. & Kelly, P. (1985). Habitat disturbance and the stability of freshwater gastropod populations. *Oecologia* 68: 111-117.
- Luoto, M., Heikkinen, R. K., Pöyry, J., & Saarinen, K. (2006). Determinants of the biogeographical distribution of butterflies in boreal regions. *Journal of Biogeography*, 33, 1764-1778.
- Martikainen P. & Kaila L. (2004). Sampling saproxylic beetles: lessons from a 10-year monitoring study. *Biological Conservation* 120: 171–181.
- McDermott Long, O., Warren, R., Price, J., Brereton, T. M., Botham, M. S. & Franco, A. M. (2017). Sensitivity of UK butterflies to local climatic extremes: which life stages are most at risk? *Journal of Animal Ecology* 86: 108-116.

- Meissner, K., Aroviita, J., Hellsten, S., Järvinen, M., Karjalainen, S.M., Kuoppala, M., Mykrä, H. & Vuori, K-M. (2012). Jokien ja järvien biologinen seuranta – näytteenotosta tiedon tallentamiseen. Suomen ympäristökeskus. 41 s. (www.ymparisto.fi > Tutkimus > Ympäristön seuranta > Vesien tilan seuranta > Menetelmäohjeet ja maastolomakkeet).
- Mikkonen N., Leikola N., Lahtinen A., Lehtomäki J. ja Halme P. (2018). Monimuotoisuudelle tärkeät metsäalueet Suomessa. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 9/2018.
- Mustonen, K.-R., Mykrä, H., Marttila, H., Sarremejane, R., Veijalainen, N., Sippel, K., Muotka, T. & Hawkins C.P. (2017). Thermal and hydrologic responses to climate change predict marked alterations in boreal stream invertebrate assemblages. *Glob Change Biol.* 24: 2434–2446. [doi: 10.1111/gcb.14053]
- Niemi, V. (2018). Ilmaston lämpeneminen tekee hyönteisistä hedelmättömiä, kertoo tutkimus – Tutkijat varoittavat ”ekologisesta tuomiopäivästä”. *Tekniikan Maailma* 14.11.2018.
- Ojanen, S. P., Nieminen, M., Meyke, E., Pöyry, J. & Hanski I. (2013). Long-term metapopulation study of the Glanville fritillary butterfly (*Melitaea cinxia*): survey methods, data management, and long-term population trends. *Ecology and Evolution* 3(11): 3713–3737. [doi: 10.1002/ece3.733]
- Outhwaite, C.L., Powney, G.D., August, T.A., Chandler, R.E., Rorke, S., Pescott, ... Isaac, N.J.B. (2019). Annual estimates of occupancy for bryophytes, lichens and invertebrates in the UK, 1970–2015. *Scientific Data* 6: 259. [doi: 10.1038/s41597-019-0269-1]
- Paukkunen, J., Pöyry, J. & Kuussaari, M. (2018) Species traits explain long-term population trends of Finnish cuckoo wasps (Hymenoptera: Chrysididae). *Insect Conservation and Diversity* 11(1): 58-71. [doi: 10.1111/icad.12241]
- Pilotto, F., Kühn, I., Adrian, R., Alber, R., Alignier, A., Andrews, C., . . . Haase, P. (2020). Meta-analysis of multidecadal biodiversity trends in Europe. *Nature Communications*, 11(1), 3486. [doi:10.1038/s41467-020-17171-y]
- Pöyry, J. & Aapala, K. (toim.) (2020). Lajit ja luontotyypit muuttuvassa ilmastossa. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 2/2020. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 207 s.
- Pöyry, J., Luoto, M., Heikkinen, R., K., Kuussaari, M. & Saarinen, K. (2009). Species traits explain recent range shifts of Finnish butterflies. *Global Change Biology* 15, 732–743. [doi: 10.1111/j.1365-2486.2008.01789.xr]
- Pöyry, J., Carvalheiro, L. G., Heikkinen, R. K., Kühn, I., Kuussaari, M., Schweiger, O., Valtonen, A., van Bodegom, P. M. & Franzén, M. (2017). The effects of soil eutrophication propagate to higher trophic levels. *Global Ecology and Biogeography* 26: 18-30.
- Ranta, E. & Lundberg, H. 1980: Resource partitioning in bumblebees: the significance of differences in proboscis length. *Oikos* 35: 298-302. [doi: 10.2307/3544643]
- Roland, J. & Matter, S. F. (2016). Pivotal effect of early-winter temperatures and snowfall on population growth of alpine *Parnassius smintheus* butterflies. *Ecological Monographs* 86: 412-428.
- Rytteri, S., Kuussaari, M. & Saastamoinen, M. (2021). Microclimatic variability buffers butterfly populations against increased mortality caused by phenological asynchrony between larvae and their host plants. *Oikos* 130: 753-765.
- Saaty T. (1997). A Scaling method for priorities in hierarchical structures. *J. Math. Psychol.* 15:234–81.
- Sánchez-Bayo, F. & Wyckhuys, K. A. (2019). Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation* 232: 8-27. [doi: 10.1016/j.biocon.2019.01.020]
- Scheuchl, E. & Willner, W. 2016: Taschenlexikon der Wildbienen Mitteleuropas. Quelle + Meyer, Wiebelsheim. 917 s.

- Seibold, S., Gossner, M. M., Simons, N. K., Blüthgen, N., Müller, J., Ambarlı, D., ... & Weisser, W. W. (2019). Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature* 574: 671-674. [doi: 10.1038/s41586-019-1684-3]
- Soroye, P., Newbold, T., & Kerr, J. (2020). Climate change contributes to widespread declines among bumble bees across continents. *Science* 367: 685-688.
- Söderman, G. & Leinonen, R. (2003). Suomen mesipistiäiset ja niiden uhanalaisuus. Tremex Press Oy, Helsinki. 420 s.
- Sparks, T. H., Roy, D. B., & Dennis, R. L. H. (2005). The influence of temperature on migration of Lepidoptera into Britain. *Global Change Biology*, 11(3), 507-514.
- Stan Development Team (2020). RStan: the R interface to Stan. R package version 2.21.2. <http://mc-stan.org/>
- Välimäki P., Männistö K. & Kaitila J.-P. (2011). Tunturiperhosseurantaa vuosina 2008–2011. *Baptria* 36 nro 3.
- Valtonen, A., Leinonen, R., Pöyry, J., Roininen, H., Tuomela, J. & Ayres, M. (2013). Is climate warming more consequential towards poles? The phenology of Lepidoptera in Finland. *Global Change Biology* 20: 16–27. [doi: 10.1111/gcb.12372]
- van Bergen, E., Dallas, T., DiLeo, M. F., Kahilainen, A., Mattila, A. L., Luoto, M. & Saastamoinen, M. (2020). The effect of summer drought on the predictability of local extinctions in a butterfly metapopulation. *Conservation Biology* 34: 1503-1511. [doi: 10.1111/cobi.13515]
- Van Klink, R., Bowler, D. E., Gongalsky, K. B., Swengel, A. B., Gentile, A. & Chase, J. M. (2020). Meta-analysis reveals declines in terrestrial but increases in freshwater insect abundances. *Science* 368: 417-420. [doi: 10.1126/science.aax9931]
- Venter, O., Sanderson, E.W., Magrath, A., Allan, J.R., Beher, J., Jones, K.R., Possingham, H.P., Laurance, W.F., Wood, P., Fekete, B.M., Levy, M.A. & Watson, J.E.M. (2016). Global terrestrial Human Footprint maps for 1993 and 2009. *Sci. Data* 3:160067. [doi: 10.1038/sdata.2016.67]
- Venugopal, P., Junninen, K., Linnakoski, R., Edman, M. & Kouki, J. (2016). Climate and wood quality have decayer-specific effects on fungal wood decomposition. *Forest Ecology and Management* 360: 341-351. [doi: 10.1016/j.foreco.2015.10.023]
- Wagner, D. L., Grames, E. M., Forister, M. L., Berenbaum, M. R., & Stopak, D. (2021). Insect decline in the Anthropocene: Death by a thousand cuts. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 118: e2023989118. [doi: 10.1073/pnas.2023989118]
- Williams, P. (2005). Does specialization explain rarity and decline among British bumblebees? A response to Goulson et al. *Biological Conservation* 122: 33-43. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.06.019>
- Williams, P., Colla, S. & Xie, Z. (2009). Bumblebee vulnerability: common correlates of winners and losers across three continents. *Conservation Biology* 31: 931-943. [doi: 10.1111/j.1523-1739.2009.01176.x]
- Yhdyskuntarakenteen aluejako YKR, 1990–2019. <https://ckan.ymparisto.fi/dataset/%7BA2CEE8A2-F188-4787-88FC-A393032CA60A%7D>

Liite 1. Pitkäaikaisseuranta-aineistojen kuvaukset

5. Päiväperhoset

Päiväperhosista käytössämme oli kolme eri systemaattisesti kerättyä aineistoa. Maatalousympäristön päiväperhosseuranta tuottaa runsaustietoa valtaosasta Suomessa tavattavista päiväperhoslajeista ja Tunturiperhosseuranta tuntureilla esiintyvistä päiväaktiivisista perhosista. Täpläverkko-perhosen (*Melitaea cinxia*) maastokartoituksissa arvioidaan vuosittain lajin populaatiokoon muutoksia laskemalla toukkaryhmien määriä.

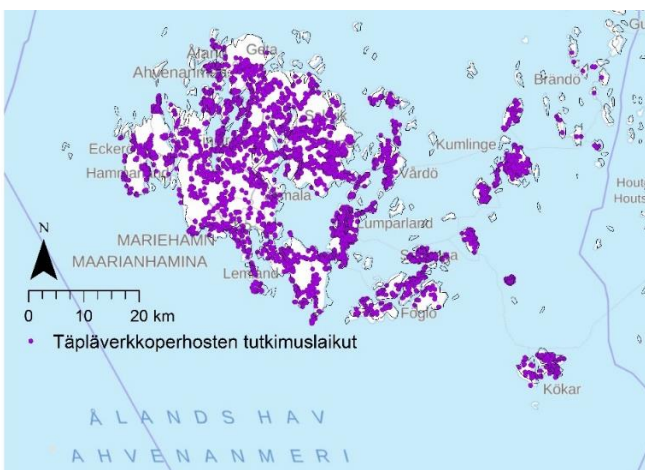
SYKEN koordinoima Maatalousympäristön päiväperhosseuranta on aloitettu vuonna 1999. Tässä tutkimuksessa käytetty seuranta-aineisto kattaa vuodet 1999–2020. Perhoset lasketaan linjalaskentamenetelmällä edessä olevasta 5 x 5 x 5 metrin kuutiosta edeten samalla tasaista kävelyvauhtia. Laskentalinjat pidetään samoina vuodesta toiseen ja ne pyritään laskemaan vuosittain touko-syyskuussa 1–3 viikon välein sääolojen salliessa. Kauden aikana alle seitsemän kertaa laskettuja linjoja ei sisällytetty aineistoon. (Heliölä ym. 2010).

<https://www.ymparisto.fi/paivaperhosseuranta>

Helsingin yliopiston täpläverkko-perhosaineisto on kerätty Ahvenanmaalla (Kuva L1.1.) jokasyksyisessä kartoituksessa, jossa on käytetty tarkkaa tilallista resoluutiota. Aineiston keruu aloitettiin edesmenneen Ilkka Hanskin aloitteesta, ja myöhemmin aikasarjan keruuta on jatkettu Anna-Liisa Laineen, Marjo Saatamoisen ym. johdolla. Ryhmässä elävien toukkien talvipesien määrät on laskettu elinympäristölaikuittain (n = 4656), mutta kaikkia laikkuja ei ole kartoitettu joka vuosi. Laikkujen rajaus perustuu lajin toukan ravintokasvien, heinäratamon (*Plantago lanceolata*) ja tähkätädykkeen (*Veronica spicata*), sijaintiin tutkimusalueella (Ojanen ym. 2013). Tässä tutkimuksessa käytimme vuosien 2000–2019 kartoitusaineistoa, jossa pesien määrä oli laskettu suhteessa laikun pinta-alaan.

Tunturiperhosseuranta on Suomen Perhostutkijain Seuran ylläpitämä pitkäaikaisseuranta, joka toteutetaan vuosittain Kilpisjärven, Inarin ja Utsjoen alueilla. Käyttämämme aineisto kattaa vuodet 2008–2020. Tunturiperhosia on havainnointi kahdella eri muotoisella, mutta samankokoisella tutkimusalueella (100 m x 25 m ja 50 m x 50 m, molemmat 2500 neliometriä). Tunturiperhosseuranta on tiukasti riippuvainen auringon paisteesta, koska havaittavat päiväaktiiviset lajit lentävät vain aurinkoisella säällä. Aineisto kattaa päiväperhosten lisäksi myös muita päiväaktiivisiä perhoslajeja. Havaintoja on tehty vuosittain epäsäännöllinen määrä kesäkuun puolivälistä heinäkuun loppuun tai elokuun alkupuolelle asti (Välimäki ym. 2011).

<http://www.perhostutkijainseura.fi/fi/Tunturiperhosseuranta.html>



Kuva L1.1. Täpläverkko-perhosten tutkimuslaitut vuosina 2000–2019.

6. Yöperhoset

Vuonna 1993 käynnistynyt Valtakunnallinen yöperhosseuranta (Nocturna) kattaa koko Suomen ja sitä koordinoi Suomen ympäristökeskus (SYKE). Pimeässä lentäviä perhoslajeja on kerätty vuosittain huhtikuusta marraskuuhun (pohjoisessa touko-lokakuu) Jalas-mallisilla valorysillä (Jalas 1960), jotka on koettu viikoittain. Tässä tutkimuksessa käytetty aineisto on vuosilta 1993–2016. Vuosien edetessä pyyntipaikkojen määrä on vaihdellut siten, että vuonna 1996 mukana oli 152 pyydystä, mutta vuonna 2016 vain noin 30 pyydystä. Tähän tutkimukseen sisällytettiin seurantapaikat, joilla aineistoa oli kerätty vähintään seitsemänä asianomaisella jaksolla. Aineiston maantieteellisen kattavuuden parantamiseksi mukaan otettiin myös kolme lyhyempää, Pohjois-Suomessa kerättyä aikasarjaa, koska aineistoja Pohjois-Suomesta on vähän. Aineisto koostuu 4 854 638 havainnosta ja 743 lajista. Aloituvuonna 1993 rysistä 42 % sijaitsi avomailla ja 58 % metsäisissä ympäristöissä, mutta vuoden 1998 yhtenäistämisen jälkeen lähes 90 % rysistä on sijainnut metsissä tai metsänreunoissa (Leinonen ym. 2016 ja 2017). Rysäpaikkojen määrä on 71, joista pohjoisin on Kilpisjärvellä Enontekiöllä. Aineisto koostuu pääasiassa suurperhosista (Heimot Drepanidae, Geometridae, Lasiocampidae, Brahmaeidae, Endromidae, Saturniidae, Sphingidae, Notodontidae, Erebidae, Noctuidae ja Nolidae), mutta mukana on myös muutama pikkuperhosiin kuuluva laji (heimot Hepialidae ja Cossidae). Lajit tunnistetaan asiantuntevien vapaaehtoisten voimin ja lajikohtaiset yksilömäärät tallennetaan SYKEN ylläpitämään tietokantaan (YÖPETI). (Leinonen ym. 2016 ja 2017).

https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Luonto/Lajit/Lajien_seuranta/Yoperhosseuranta

Muiden tahojen keräämiä yöperhosaineistoja saatiin mukaan kolmesta paikasta: Raasepori Hästö-Busö, Salla Värriö ja Utsjoki Kevo. Hästö-Busö-saari sijaitsee Raaseporissa Suomen etelärannikolla ja on ollut pitkään puolustusvoimien käytössä. Saaren aineiston suurperhoset ovat vuosilta 1996–2019 (lajimäärä 610, yksilömäärä 355 596) ja pikkuperhoset vuosilta 1996–2013 (lajimäärä 916, yksilömäärä 1 154 132). Aineisto on kerätty kolmella valorysillä ja perhosten lukumäärät on laskettu yhteen. Aineiston yleisimpien lajien puuttuvia koenta-aikoja on korjattu lentoaikamalleilla (Komárek 2020) kaikkien vuosien yli. Myös harvinaisille lajeille on sovitettu lentoaikamalli, joka on sama kaikkina vuosina (Komárek 2020). Aineiston keräämisestä ja määrittämisestä on vastannut Juhani Itämies.

Turun yliopisto Kevon tutkimusasema sijaitsee Utsjoella pohjoisimmassa Lapissa. Kevon yöperhosaineisto kattaa suurperhoset vuosilta 1971–2017. Pikkuperhoset on määritetty samalta aikaväliltä, mutta puutteellisten tietojen vuoksi vuodet 2004–2009 on poistettu aineistosta. 1970-luvulla aineistonkeruuseen käytettyjen valorysien määrä vaihteli vuosittain yhdestä neljään. 1980-luvulta eteenpäin rysiä on ollut vuosittain neljä. Pyytävien rysiä aineisto on laskettu yhteen vuosittain, joten rysiä määrän vaihtelun vuoksi vuosien 1971–1979 aineistoihin tulee suhtautua varauksella. Rysiä paikat ovat pysyneet samoina. Pyynti on tapahtunut toukokuun lopusta syyslokakuun loppuun. Aineiston keräämisestä ja määrittämisessä on ollut monia tutkijoita vuosien varrella (aakkosjärjestyksessä): Tommi Andersson, Julia Fält-Nardmann, Jussi Itämies, Seppo Koponen, Seppo Neuvonen, Pekka Niemelä, Kari Saikkonen, Otso Suominen ja Ilari Sääksjärvi.

Helsingin yliopiston Värriön tutkimusasema sijaitsee Sallassa itäisessä Lapissa. Värriön yöperhosaineisto on vuosilta 1978–2009 ja sitä on kerätty vuosittain toukokuun puolivälistä lokakuun puoliväliin. Aineisto on pyydetty 11 valorysillä, jotka ovat sijainneet eri korkeuksilla tutkimusaseman ympäristössä. Myös tämän aineiston kaikkien rysiä yksilömäärät on laskettu yhteen vuosittain. Aineisto kattaa 388 779 yksilöä ja 80 lajia. Helsingin yliopisto on vastannut aineiston keruusta ja määrittämisestä (aakkosjärjestyksessä): Jaana Bäck, Juhani Itämies, Mikhail Kozlov, Ella-Maria Kyrö Pekka Niemelä ja Erkki Pulliainen.

7. Koskien pohjaeläimet

Tutkimus sisältää kaksi systemaattisesti kerättyä virtaavan veden (koskien) pohjaeläinaineistoa. Toinen aineisto kattaa koko Suomen joet ja perustuu SYKEN ja ELY-keskusten suorittamaan

säännölliseen pohjaeläinseurantaan, kun taas toinen Oulun yliopiston Oulangan biologisen aseman keräämä aineisto keskittyy Oulankajoen alueelle. Koko Suomen joet kattava aineisto on ladattu ympäristötiedon Hertta-hallintajärjestelmästä. Tämän tutkimuksen aineisto on aikaväliltä 1997–2020. Jotta Hertta-aineistosta saatiin vertailukelpoinen eri paikkojen suhteen, aikasarjat valittiin paikoilta, joilta oli otettu näytteitä vähintään viitenä vuotena, mutta kaikki vuodet eivät välttämättä olleet peräkkäisiä. Oulankajoen aineistoa on kerätty 24 näytteenotto paikasta Oulanka-, Kitka- ja Kuusinkijoen sivu-uomista, jotka ovat latvapuroja tai pieniä metsäjokia. Oulankajoen valuma-alue on harvaan asuttua ja se kulkee osin kansallispuiston läpi. Oulankajoki on luonnontilaltaan erinomaisessa kunnossa (SYKE, 2021). Tässä tutkimuksessa ovat mukana vuodet 2000–2014 ja niiden keruusta ja määrittämisestä ovat vastanneet (aakkosjärjestyksessä) Kaisa-Leena Huttunen, Timo Muotka, Heikki Mykrä, Riku Paavola sekä Leif Väisänen.

Sekä Hertta-aineisto että Oulankajoen aineisto on kerätty vuosittain syys-lokakuun aikana. Näytteet on otettu molemmissa aineistossa pöyhimällä pohjakiviä potkuhaavilla, mutta näytteenottotapa ja näytteiden määrä eroavat aineistojen välillä. Herttaan tallennetut näytteet on kerätty pöyhimällä joen pohjaa 30 sekunnin ajan yhden metrin mittaiselta alueelta ylävirtaa kohti ottaen eliöt haavilla talteen. Yhtä sijaintia kohden on lukuisia rinnakkaisnäytteitä (Meissner ym. 2012). Lisäksi Hertta-aineiston rinnakkaisnäytteiden määrään vaikuttaa joen suuruus (Aroviita ym. 2014). Vastaavasti Oulankajoella on käytetty kahden minuutin pöyhintäjaksoa ja jonka pinta-ala oli 1,3 neliometriä (Huttunen ym. 2018). Molempien aineistojen lajistot on harmonisoitu, eli joitain vaikeasti toisistaan erotettavia hyönteisryhmiä on yhdistetty isommiksi ryhmiksi. Useat pohjaeläimet on määritetty lajilleen, mutta joidenkin ryhmien määrittäminen on voinut jäädä hyvin yleiselle tasolle. Hertta-aineiston määrittäjien kokemus vaihtelee vuosittain ja alueittain. Oulankajoen aineistosta on poistettu surviaissääsket (Chironomidae). Nivelmadot (Annelida), joita oli vain muutamaa lajia, on poistettu aineistoista, mutta nilviäiset (Mollusca) sekä äyriäiset (Crustacea) on otettu mukaan analyysiin vertailukohteiksi, sillä etenkin nilviäisten on jo aikaa sitten todettu reagoivan vedenlaadun muutoksiin (Aho 1978, Lodge & Kelly 1985).

Pohjaeläinten Hertta-aineistoa on ollut määrittämässä lukuisia eri henkilöitä ja aineiston määrittämisaste vaihtelivat. Jotta saimme aineistosta mahdollisimman kattavan, mutta yhdenmukaisen, yhdistimme taksonit suku- tai heimotasolle. Potkunäytteiden määrä näytteenotossa tulisi vaihdella joen koon mukaan niin että suuresta joesta otetaan enemmän näytteitä, kun pienestä. Hertta-aineistossa rinnakkaisnäytteitä oli kuitenkin otettu eri määrä eri vuosina, vaikka sijainti pysyi samana. Aineisto yhdenmukaistettiin niin, että sijainneittain sama määrä rinnakkaisnäytteitä summattiin vuosittain ja ylimääräiset rinnakkaiset potkunäytteet poistettiin analyyseista. Mikäli sukuja oli heimossa vain yksi ja heimotason määrittämisaste oli runsaasti, muutettiin koko ryhmä heimotason havainnoiksi (heimot Psychodidae, Tipulidae, Sialidae). Samoin tehtiin, jos lajitasolle yltäviä havaintoja oli vähän, mutta heimotasoisia määrittämisaste selvästi enemmän (heimot Chironomidae, Empidae, Limnephilidae, Tabaenidae). Oulankajoen taksonit oli muodostettu siten, että mahdollisimman monesta ryhmästä oli pyritty saamaan mahdollisimman lajitarkkaa tietoa, mutta vaikeasti määritettävät ryhmät oli määritetty vain suku- ja osittain heimotasolle. Aineiston rinnakkaiset potkunäytteet oli jo summattu ennalta.

8. Kovakuoriaiset

Petri Martikaisen ja Lauri Kailan keräämä (Itä-Suomen yliopisto) Heinolan ja Pertunmaan valkoselkätikkatutkimuksen kovakuoriaisaineisto on vuosilta 1994–2005. Tutkimusalueet sijaitsivat 24 kilometrin etäisyydellä toisistaan. Metsät olivat koivuvaltaisia ja lahoppuun määrä oli korkea molemmilla tutkimusalueilla. Tutkimus keskittyi lahoppuilla elävien kovakuoriaisten pitkäaikaisseurantaan. Kovakuoriaisia kerättiin ikkunapyydyksillä kymmenen taulakääpää (*Fomes fomentarius*) kasvavan puun rungoilta. (Martikainen & Kaila 2004). Aineisto kerättiin ikkunapyydyksillä huhti-toukokuusta syys-lokakuulle joka kesä ja lajihavainnot summattiin vuosittain.

Liite 2. Luonnonmukaisuuden arvottaminen

Taulukko L2.1. Karttatasojen parittaiset vertailut ja niistä lasketut toisen tason AHP-arvot. RIW arvot ovat AHP-tason uusia arvoja, jotka summautuvat yhdeksi.

	HFp	HFp muutos	Monimuotoisuudelle tärkeät metsäalueet	est.eigen.ele.	RIW
HFp	1	2	3	1,442	0,390
HFp muutos	1/2	1	2	1,260	0,340
Monimuotoisuudelle tärkeät metsäalueet	1/3	1/2	1	1,000	0,270
					= 1

Taulukko L2.2. Human footprint. Tasojen parittaiset vertailut ja niistä lasketut ensimmäisen tason AHP-arvot.

	0–1,99	2–3,99	4–7,99	6–9,99	8–11,99	10–11,99	12–13,99	14–15,99	16–17,99	18–20	est.eigen.ele.	RIW
0–1,99	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	2,154	0,127
2–3,99	1/2	1	2	3	4	5	6	7	8	9	2,080	0,123
4–7,99	1/3	1/2	1	2	3	4	5	6	7	8	2,000	0,118
6–9,99	1/4	1/3	1/2	1	2	3	4	5	6	7	1,913	0,113
8–11,99	1/5	1/4	1/3	1/2	1	2	3	4	5	6	1,817	0,107
10–11,99	1/6	1/5	1/4	1/3	1/2	1	2	3	4	5	1,710	0,101
12–13,99	1/7	1/6	1/5	1/4	1/3	1/2	1	2	3	4	1,587	0,094
14–15,99	1/8	1/7	1/6	1/5	1/4	1/3	1/2	1	2	3	1,442	0,085
16–17,99	1/9	1/8	1/7	1/6	1/5	1/4	1/3	1/2	1	2	1,260	0,074
18–20	1/10	1/9	1/8	1/7	1/6	1/5	1/4	1/3	1/2	1	1,000	0,059
												= 1

Taulukko L2.3. Human footprint -muutos. Tasojen parittaiset vertailut ja niistä lasketut ensimmäisen tason AHP-arvot.

	-20- (-0,01)	0-5,99	6-11,99	12-17,99	18-24	est.eigen.ele.	RIW
-20- (-0,01)	1	2	3	4	5	1,710	0,244
0-5,99	1/2	1	2	3	4	1,587	0,227
6-11,99	1/3	1/2	1	2	3	1,442	0,206
12-17,99	1/4	1/3	1/2	1	2	1,260	0,180
18-24	1/5	1/4	1/3	1/2	1	1	0,143

= 1

Taulukko L2.4. Monimuotoisuudelle tärkeät metsäalueet. Tasojen parittaiset vertailut ja niistä lasketut ensimmäisen tason AHP-arvot.

	0,9-1	0,8-0,89	0,7-0,79	0,6-0,69	0,5-0,59	0,4-0,49	0,3-0,39	0,2-0,29	0,1-0,19	0-0,99	est.eigen.ele.	RIW
0,9-1	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	2,154	0,127
0,8-0,89	1/2	1	2	3	4	5	6	7	8	9	2,080	0,123
0,7-0,79	1/3	1/2	1	2	3	4	5	6	7	8	2,000	0,118
0,6-0,69	1/4	1/3	1/2	1	2	3	4	5	6	7	1,913	0,113
0,5-0,59	1/5	1/4	1/3	1/2	1	2	3	4	5	6	1,817	0,107
0,4-0,49	1/6	1/5	1/4	1/3	1/2	1	2	3	4	5	1,710	0,101
0,3-0,39	1/7	1/6	1/5	1/4	1/3	1/2	1	2	3	4	1,587	0,094
0,2-0,29	1/8	1/7	1/6	1/5	1/4	1/3	1/2	1	2	3	1,442	0,085
0,1-0,19	1/9	1/8	1/7	1/6	1/5	1/4	1/3	1/2	1	2	1,260	0,074
0-0,99	1/10	1/9	1/8	1/7	1/6	1/5	1/4	1/3	1/2	1	1,000	0,059

= 1

Taulukko L2.5. Valuma-alueiden paineiden parittaiset vertailut ja ensimmäisen tason AHP-arvot. Paineet: Maatalous, metsätalous, laskeuma, turkis, haja- ja lomakuormitus hulevedet sekä maankuivatus happamilla sulfiittimailla. Pistemäiset paineet: Kaivosvedet, turvetuotanto, yhdyskunnan jätevedet ja metsäteollisuuden pistekuormitus. Morfologinen ja hydrologiset paineet: Tulvasuojelu, pato, vesivoima, teollisuuden este ja morfologinen muutos. Paineet pisteytettiin sen mukaan, kuinka monta painetta valuma-alueeseen kohdistui.

	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	est.eigen.ele.	RIW
0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	2,154	0,127
1	1/2	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	2,080	0,123
2	1/3	1/2	1	2	3	4	5	6	7	8	9	2,000	0,118
3	1/4	1/3	1/2	1	2	3	4	5	6	7	8	1,913	0,113
4	1/5	1/4	1/3	1/2	1	2	3	4	5	6	7	1,817	0,107
5	1/6	1/5	1/4	1/3	1/2	1	2	3	4	5	6	1,710	0,101
6	1/7	1/6	1/5	1/4	1/3	1/2	1	2	3	4	5	1,587	0,094
7	1/8	1/7	1/6	1/5	1/4	1/3	1/2	1	2	3	4	1,442	0,085
8	1/9	1/8	1/7	1/6	1/5	1/4	1/3	1/2	1	2	3	1,260	0,074
9	1/10	1/9	1/8	1/7	1/6	1/5	1/4	1/3	1/2	1	2	1,000	0,059
10	1/11	1/10	1/9	1/8	1/7	1/6	1/5	1/4	1/3	1/2	1	0,794	0,047

= 1

Taulukko L2.6. Valuma-alueiden fysikaaliskemikaalisten, hydrologismorfologisten sekä biologisten muuttujien ensimmäisten tasojen parittaiset vertailut. Muuttujat oli arvioitu viiteen eri kategoriaan huonosta erinomaiseen.

	erinomainen	hyvä	tydyttävä	välttävä	huono	est.eigen.ele.	RIW
erinomainen	1	2	3	4	5	1,710	0,244
hyvä	1/2	1	2	3	4	1,587	0,227
tydyttävä	1/3	1/2	1	2	3	1,442	0,206
välttävä	1/4	1/3	1/2	1	2	1,260	0,180
huono	1/5	1/4	1/3	1/2	1	1,000	0,143

Taulukko L2.7. Valuma-alueiden toisen tason parittaiset vertailut. Paineet saivat eniten painoarvoa ja muut muuttujat määriteltiin saman arvoiseksi.

	Paineet	biol. muuttujat	fys.kem. muuttujat	Hydromorfologinen tila	est.eigen.ele.	RIW
Paineet	1	3	3	3	1,442	0,325
biol. muuttujat	1/3	1	1	1	1,000	0,225
fys.kem. muuttujat	1/3	1/3	1	1	1,000	0,225
Hydromorfologinen tila	1/3	1/3	1/3	1	1,000	0,225
						= 1

Liite 3. Säämuuttujien parittaiset vertailut kollineaarisuuden todentamiseksi

Taulukko L3.1. Meta-analyysin sää ja ympäristömuuttujien parittainen vertailu kollineaarisuuden selvittämiseksi.

	Aineiston ajallinen pituus	Kasvukauden pituus	Kasvukauden sadanta	Kokonaissadanta	Kylmimmän keskiarvo	kk.	Leveyspiiri	Luonnonmukaisuus	Lämpötilan keskiarvo	Pituuspiiri
Koko aineisto										
Aineiston ajallinen pituus	1,000									
Kasvukauden pituus	0,606	1,000								
Kasvukauden sadanta	0,437	0,743	1,000							
Kokonaissadanta	0,249	0,331	0,663	1,000						
Kylmimmän kk. keskilämpötila	0,014	0,298	0,189	0,045	1,000					
Leveyspiiri	-0,019	0,122	0,445	0,269	0,079		1,000			
Luonnonmukaisuus	-0,221	-0,125	0,075	0,053	0,132		0,322	1,000		
Lämpötilan keskiarvo	0,719	0,558	0,270	0,120	0,196		-0,327	-0,204	1,000	
Pituuspiiri	-0,152	-0,145	0,147	0,198	-0,098		0,283	0,327	-0,109	1,000
Maalla elävät hyönteiset										
Aineiston ajallinen pituus	1,000									
Kasvukauden pituus	0,668	1,000								
Kasvukauden sadanta	0,571	0,828	1,000							
Kokonaissadanta	0,307	0,270	0,518	1,000						
Kylmimmän kk. keskilämpötila	0,382	0,445	0,326	0,027	1,000					
Leveyspiiri	0,357	0,528	0,569	0,045	0,418		1,000			
Luonnonmukaisuus	-0,064	0,012	0,029	-0,041	0,106		0,198	1,000		
Lämpötilan keskiarvo	0,856	0,605	0,477	0,241	0,297		0,181	0,036	1,000	
Pituuspiiri	0,005	0,079	0,163	0,197	0,046		0,190	0,324	0,158	1,000
Vedessä elävät hyönteiset										
Aineiston ajallinen pituus	1,000									
Kasvukauden pituus	0,172	1,000								
Kasvukauden sadanta	-0,025	0,376	1,000							
Kokonaissadanta	-0,031	0,246	0,876	1,000						
Kylmimmän kk. keskilämpötila	-0,513	-0,028	-0,061	-0,012	1,000					
Leveyspiiri	-0,070	0,292	0,753	0,665	0,004		1,000			
Luonnonmukaisuus	-0,264	-0,103	0,281	0,232	0,202		0,317	1,000		
Lämpötilan keskiarvo	0,370	-0,025	-0,452	-0,352	-0,022		-0,555	-0,289	1,000	
Pituuspiiri	-0,214	-0,346	0,277	0,307	-0,140		0,283	0,309	-0,217	1,000

Liite 4. TRIM-analyysien lajikohtaisia trendejä

Taulukko L4.1. Pikkuperhosten TRIM-analyysien voimakkaasti vähentyneet ja voimakkaasti runsastuneet lajit. U (2019): Uhanalaisuusluokka (2019), Yht.: yksilömäärä yhteensä. Yö: Yöperhosseuranta, H-B: Hästö-Busö-saari, Kevo: Kevon tutkimusasema, Värriö: Värriön tutkimusasema, Tunturi: Tunturiperhosseuranta.

Pikkuperhoset	U (2019)	Yht.	Yö	H-B	Kevo	Värriö	Tunturi
-- <i>Denisia similella</i>	LC	4437				--	
<i>Epinotia solandriana</i>	LC	8713		--			
<i>Acleris maccana</i>	LC	5839			--		
++ <i>Phiaris palustrana</i>	LC	4277		++		++	
<i>Elachista adscitella</i>	LC	3659		++			
<i>Hypsopygia costalis</i>	LC	3651		++			
<i>Crambus pascuellus</i>	LC	3493		++			
<i>Neofaculta infernella</i>	LC	1993				++	
<i>Zygaena exulans</i>	LC	487					++

Taulukko L4.2. Suurperhosten TRIM-analyysien voimakkaasti vähentyneet lajit. Trendien selitykset: voimakkaasti laskeva --, ja voimakkaasti nouseva ++. U (2019): Uhanalaisuusluokka (2019), Yht.: yksilömäärä yhteensä. Yö: Yöperhosseuranta, H-B: Hästö-Busö-saari, Kevo: Kevon tutkimusasema, Värriö: Värriön tutkimusasema, Tunturi: Tunturiperhosseuranta.

Suurperhoset	Laji	U (2019)	Yht.	Yö	H-B	Kevo	Värriö	Tunturi
--	<i>Apamea lateritia</i>	LC	3001	--				
	<i>Aplocera praeformata</i>	LC	7014	--	--			
	<i>Autographa macrogamma</i>	VU	464	--				
	<i>Brachylomia viminalis</i>	LC	10593	--				
	<i>Cabera exanthemata</i>	LC	48087	-	--			
	<i>Caradrina montana</i>	NT	2362	--				
	<i>Caradrina morpheus</i>	LC	10427	-	--			
	<i>Chersotis cuprea</i>	NT	12128	-	--			
	<i>Colostygia aptata</i>	NT	430	--				
	<i>Dasypolia templi</i>	NT	9229	--				
	<i>Entephria caesiata</i>	VU	60166	--				
	<i>Epirranthis diversata</i>	LC	772	--				
	<i>Epirrita autumnata</i>	LC	1796659		--		--	
	<i>Eupithecia icterata</i>	LC	6206	-	--			
	<i>Eupithecia subfuscata</i>	LC	5465	-	--			
	<i>Euxoa cursoria</i>	NT	511	--				
	<i>Euxoa recussa</i>	EN	59	--				
	<i>Gnophos obfuscatus</i>	LC	742	--				
	<i>Graphiphora augur</i>	LC	7477	--				
	<i>Hillia iris</i>	VU	1623	--				
	<i>Hylaea fasciaria</i>	LC	7790	-	--			
	<i>Lacanobia suasa</i>	LC	1908	--				
	<i>Laothoe amurensis</i>	VU	497	--				
	<i>Lycia hirtaria</i>	LC	17257	-	--			
	<i>Macaria loricaria</i>	VU	5245	--				
	<i>Macaria wauaria</i>	LC	28618	-	--			
	<i>Orthosia populeti</i>	LC	19885	--				
	<i>Perizoma albulatum</i>	LC	1674	--				
	<i>Scopula incanata</i>	LC	960	--				
	<i>Sideridis reticulata</i>	LC	617	--				
	<i>Thera variata</i>	LC	1769	-	--			
	<i>Venusia cambrica</i>	LC	4139	--				
	<i>Xanthorhoe decoloraria</i>	NT	7915	--				

Taulukko L4.3. Suurperhosten TRIM-analyysien voimakkaasti runsastuneet lajit. Trendien selitykset: voimakkaasti laskeva --, ja voimakkaasti nouseva ++. U (2019): Uhanalaisuusluokka (2019), Yht.: yksilömäärä yhteensä. Yö: Yöperhosseuranta, H-B: Hästö-Busö-saari, Kevo: Kevon tutkimusasema, Värriö: Värriön tutkimusasema, Tunturi: Tunturiperhosseuranta. Mukaan ei ole otettu lajeja jo

Suurperhoset		U (2019)	Yht.	Yö	H-B	Kevo	Värriö	Tunturi
++	<i>Abrostola triplasia</i>	LC	1150	++				
	<i>Acronicta strigosa</i>	LC	349	++				
	<i>Allophytes oxyacanthae</i>	LC	12499	++	+			
	<i>Amphipoea oculatea</i>	LC	16785	+	++			
	<i>Apamea scolopacina</i>	LC	2350	++				
	<i>Axylia putris</i>	LC	283	++				
	<i>Biston stratarius</i>	LC	932	++				
	<i>Calliteara pudibunda</i>	LC	411	++				
	<i>Catocala fulminea</i>	LC	150	++				
	<i>Cepphis advenaria</i>	LC	5340	++				
	<i>Eilema depressum</i>	LC	19315	++				
	<i>Eilema griseolum</i>	LC	4660	++				
	<i>Eilema sororculum</i>	LC	393	++				
	<i>Elaphria venustula</i>	LC	272	++				
	<i>Epirrhoe rivata</i>	LC	82	++				
	<i>Eupithecia indigata</i>	LC	3113	+	++			
	<i>Gortyna flavago</i>	LC	3079	++				
	<i>Helotropha leucostigma</i>	LC	2253	++				
	<i>Hemithea aestivaria</i>	LC	719	++	++			
	<i>Herminia grisealis</i>	LC	2217	++				
	<i>Hypenodes humidalis</i>	LC	2463	++				
	<i>Hypomecis punctinalis</i>	LC	3754	++				
	<i>Ipimorpha retusa</i>	LC	765	++				
	<i>Laspeyria flexula</i>	LC	5135	+	++			
	<i>Lymantria monacha</i>	LC	4130	++				
	<i>Melanchra persicariae</i>	LC	536	++				
	<i>Miltochrista miniata</i>	LC	6789	++	++			
	<i>Noctua pronuba</i>	LC	16601	++	++			
	<i>Nycteola degenerana</i>	LC	4030	++	+			
	<i>Odezia atrata</i>	LC	69	++				
	<i>Orthosia cruda</i>	LC	2393	++				
	<i>Panthea coenobita</i>	LC	537	++				
	<i>Paradarisa consonaria</i>	LC	476	++				
	<i>Pelosia muscerda</i>	LC	4950	++				
	<i>Photedes extrema</i>	LC	1681	++				
	<i>Plusia festucae</i>	LC	1498	++				
	<i>Protodeltote pygarga</i>	LC	24938	++	++			
	<i>Pyrrhia umbra</i>	LC	1763	++				
	<i>Rivula sericealis</i>	LC	44024	++	++			
	<i>Schrankia costaestrigalis</i>	LC	2839	++				
	<i>Venusia blomeri</i>	LC	1298	++				
	<i>Xanthorhoe ferrugata</i>	LC	4358	++				
	<i>Xestia c-nigrum</i>	LC	5135	++	++			
	<i>Xestia xanthographa</i>	LC	10470	+	++			

Taulukko L4.4. Päiväperhosten TRIM-analyyseissa harvinaistuneet, vakaat ja runsastuneet lajit. Kaikki trendin saaneet tulokset esitetään, koska pieni lajimäärä on helposti esitettävissä. Trendien selitykset: voimakkaasti laskeva --, laskeva -, vakaa 0, nouseva +, voimakkaasti nouseva ++. U (2019): Uhanalaisuusluokka (2019), Yht.: yksilömäärä yhteensä. Päivä: Trendit Päiväperhosseuranta, Tunturi: Trendit Tunturiperhosseuranta.

Laji	U (2019)	Yht.	Tunturi	Päivä
Boloria freija	NT	444	--	
Lycaena virgaureae	LC	17273		--
Pararge petropolitana	NA	897		--
Pieris brassicae	LC	1523		--
Pieris rapae	LC	1522		--
Aglais io	LC	26430		-
Aglais urticae	LC	33853		-
Aphantopus hyperantus	LC	142158		-
Aporia crataegi	LC	3744		-
Aricia artaxerxes	LC	1596		-
Carterocephalus silvicola	LC	2906		-
Coenonympha glycerion	LC	9152		-
Colias tyche	VU	748	-	
Cyaniris semiargus	LC	7106		-
Erebia ligea	LC	15100		-
Eumedonia eumedon	LC	1673		-
Gonepteryx rhamni	LC	32082		-
Macaria fusca	LC	1783	-	
Nymphalis antiopa	LC	1687		-
Ochlodes sylvanus	LC	14602		-
Pararge maera	NA	6341		-
Pieris napi	LC	75089		-
Polygonia c-album	LC	5204		-
Polyommatus amandus	LC	12272		-
Agriades optilete	LC	2126		0
Anthocharis cardamines	LC	4490		0
Boloria euphrosyne	LC	4488		0
Boloria selene	LC	22638		0
Callophrys rubi	LC	13346		0
Celastrina argiolus	LC	2488		0
Fabriciana adippe	LC	7680		0
Leptidea sinapis	LC	5272		0
Lycaena phlaeas	LC	1606		0
Melitaea athalia	LC (2010)	3378		0
Papilio machaon	LC	288		0
Plebejus argus	LC	4644		0
Polyommatus icarus	LC	4172		0
Brenthis ino	LC	31623		+
Colias palaeno	LC	1717	+	
Erebia pandrose	NT	2548	+	
Euphydryas maturna	LC	720		+
Lycaena hippothoe	NT	2556		+
Parnassius mnemosyne	VU	2695		+
Plebejus idas	LC	4480		+
Speyeria aglaja	LC	8007		+
Thymelicus lineola	LC	59235		+
Vanessa atalanta	LC	2027		+
Vanessa cardui	LC	4658		+
Araschnia levana	LC	4783		++
Argynnis paphia	LC	3084		++
Boloria napaea	EN	805	++	
Colias hecla	EN	1002	++	
Leptidea juvernica	LC	1018		++

Taulukko L4.5. Kovakuoriaisten TRIM-analyyseissa harvinaistuneet, vakaat ja runsastuneet lajit. Kaikki trendin saaneet tulokset esitetään, koska pieni lajimäärä on helposti esitettävissä. Trendien selitykset: voimakkaasti laskeva --, laskeva -, vakaa 0, nouseva +, voimakkaasti nouseva ++. U (2019): Uhanalaisuusluokka (2019), Yht.: Yksilömäärä TRIM-analyysissa.

Laji	U (2019)	Trendi	Yht.
Haploglossa villosula	LC	--	819
Corticaria lapponica	LC	-	2655
Enicmus fungicola	LC	-	794
Triplax russica	LC	-	9825
Contacyphon padi	LC	0	625
Strophosoma capitatum	LC	0	1218
Bolitophagus reticulatus	LC	+	1301
Dorcatoma dresdensis	LC	+	773
Dorcatoma robusta	LC	+	3609
Ropalodontus strandi	LC	+	782
Scaphisoma agaricinum	LC	+	803

Taulukko L4.6. Hertta-aineiston TRIM-analyyseissa harvinaistuneet, vakaat ja runsastuneet lajit. Kaikki trendin saaneet tulokset esitetään, koska pieni lajimäärä on helposti esitettävissä. Trendien selitykset: voimakkaasti laskeva --, laskeva -, vakaa 0, nouseva +, voimakkaasti nouseva ++. U (2019): Uhanalaisuusluokka (2019), Yht.: Yksilömäärä TRIM-analyysissa.

Lahko	Laji	U (2019)	Trendi	Yht.
Trichoptera	Lype phaeopa	LC	--	309
Trichoptera	Neureclipsis bimaculata	LC	--	12800
Trichoptera	Oecetis testacea	LC	--	145
Trichoptera	Hydropsyche angustipennis	LC	-	4419
Coleoptera	Oulimnius tuberculatus	LC	-	5888
Coleoptera	Platambus maculatus	LC	-	80
Trichoptera	Rhyacophila nubila	LC	-	4598
Plecoptera	Taeniopteryx nebulosa	LC	-	9709
Coleoptera	Elmis aenea	LC	0	16939
Ephemeroptera	Heptagenia sulphurea	LC	0	7906
Trichoptera	Hydropsyche pellucidula	LC	0	9129
Trichoptera	Hydropsyche siltalai	LC	0	13795
Ephemeroptera	Kageronia fuscogrisea	LC	0	2762
Coleoptera	Limnius volckmari	LC	0	6608
Trichoptera	Polycentropus flavomaculatus	LC	0	2807

Taulukko L4.7. Hertta-aineiston TRIM-analyseissa harvinaistuneet, vakaat ja runsastuneet suvut. Kaikki trendin saaneet tulokset esitetään, koska pieni lajimäärä on helposti esitettävissä. Trendien selitykset: voimakkaasti laskeva --, laskeva -, vakaa 0, nouseva +, voimakkaasti nouseva ++. U (2019): Uhanalaisuusluokka (2019), Yht.: Yksilömäärä TRIM-analyysissa.

Lahko	Suku	Trendi	Yht.
Trichoptera	Lype	--	16939
Diptera	Psychodidae	--	12800
Trichoptera	Athripsodes	--	1359
Trichoptera	Ceraclea	--	3593
Trichoptera	Hydroptila	--	427
Trichoptera	Neureclipsis	--	8259
Trichoptera	Oecetis	--	2952
Trichoptera	Oxyethira	--	2131
Ephemeroptera	Baetis	-	51657
Ephemeroptera	Caenis	-	1604
Diptera	Ceratopogonidae	-	5888
Plecoptera	Nemoura	-	29916
Coleoptera	Oulimnius	-	395
Coleoptera	Platambus	-	780
Trichoptera	Rhyacophila	-	168
Megaloptera	Sialidae	-	779
Ephemeroptera	Ephemerella	-	4686
Coleoptera	Elmis	0	82
Trichoptera	Hydropsyche	0	118
Sphaeriidae	Pisidium	0	1532
Trichoptera	Polycentropus	0	1029

Taulukko L4.8. Oulankajoen TRIM-analyysien vähentyneet, vakaat ja runsastuneet lajit. Kaikki trendin saaneet tulokset esitetään, koska pieni lajimäärä on helposti esitettävissä. Trendien selitykset: voimakkaasti laskeva --, laskeva -, vakaa 0, nouseva +, voimakkaasti nouseva ++. U (2019): Uhanalaisuusluokka (2019), Yht.: yksilömäärä TRIM-analyysissa.

Lahko	Morfolaji	U (2019)	Yht.	Trendi
Trichoptera	Micrasema setiferum	LC	11360	--
Ephemeroptera	Leptophlebia		4048	-
Ephemeroptera	Baetis niger group		45254	0
Ephemeroptera	Baetis rhodani	LC	128296	0
Plecoptera	Leuctra hippopus fusca digitata		29843	0
Plecoptera	Diura nanseni	LC	1787	0
Ephemeroptera	Ephemerella aurivillii	LC	8154	0
Trichoptera	Rhyacophila nubila	LC	6091	0
Coleoptera	Hydraena		14495	+
Diptera	Eloeophila		536	+
Diptera	Hemerodromia Wiedemannia		3238	+
Plecoptera	Isoperla		23395	+
Trichoptera	Limnephilidae incl Apatania		1647	+
Ephemeroptera	Paraleptophlebia		3776	+
Trichoptera	Rhyacophila obliterata fasciata		2066	+
Coleoptera	Elmis aenea	LC	82962	+
Ephemeroptera	Habrophlebia lauta	LC	6527	+
Ephemeroptera	Heptagenia dalecarlica	LC	3635	+
Trichoptera	Hydropsyche saxonica	LC	9138	+
Trichoptera	Philopotamus montanus	LC	2171	+
Trichoptera	Polycentropus flavomaculatus	LC	6877	+
Trichoptera	Silo pallipes	LC	410	+
Plecoptera	Taeniopteryx nebulosa	LC	6152	+
Plecoptera	Diura bicaudata	LC	180	++
Ephemeroptera	Heptagenia sulphurea	LC	573	++
Trichoptera	Lepidostoma hirtum	LC	4020	++
Coleoptera	Limnius volckmari	LC	7186	++
Trichoptera	Sericostoma personatum	LC	4895	++

Liite 5. Meta-analyysin z-arvot ja niiden tilastollinen merkitsevyys

Taulukko L5.1. Elinympäristön biodiversiteettitrendit. Ilmoitettuna z-arvo, jonka absoluuttinen arvo kertoo ympäristötekijän tärkeydestä ja meta-analyysin sekamallien tilastollinen merkitsevyys. Jos z arvo on positiivinen kasvaa lajiversiteettitrendi ympäristömuuttujan arvon kasvaessa. Mikäli z-arvo on negatiivinen, vähenee lajiversiteettitrendi ympäristötekijän arvon kasvaessa. Harmaalla kuvattu ne analyysit, joissa vakio-termi, eli koko mallin selittävyys ei ole ollut tilastollisesti merkitsevä.

	Koko aineisto	
	z	
Yksilömäärä		
Vedessä elävät	-0,55	
Maalla elävät	-1,92	
Lajimäärä		
Vedessä elävät	1,20	
Maalla elävät	2,96	**
Lajiversiteetti		
Vedessä elävät	2,47	*
Maalla elävät	2,44	*
Lajien vaihtuvuus		
Vedessä elävät	-2,63	**
Maalla elävät	2,42	*

***: $p \leq 0,001$; **: $p \leq 0,01$; *: $p \leq 0,05$

Taulukko L5.2. Kasvillisuusvyöhykkeiden biodiversiteettitrendit. Ilmoitettuna z-arvo, jonka absoluuttinen arvo kertoo ympäristötekijän tärkeydestä ja meta-analyysin sekamallien tilastollinen merkitsevyys. Jos z arvo on positiivinen kasvaa lajiversiteettitrendi ympäristömuuttujan arvon kasvaessa. Mikäli z-arvo on negatiivinen, vähenee lajiversiteettitrendi ympäristötekijän arvon kasvaessa. Harmaalla kuvattu ne analyysit, joissa vakio-termi, eli koko mallin selittävyys ei ole ollut tilastollisesti merkitsevä.

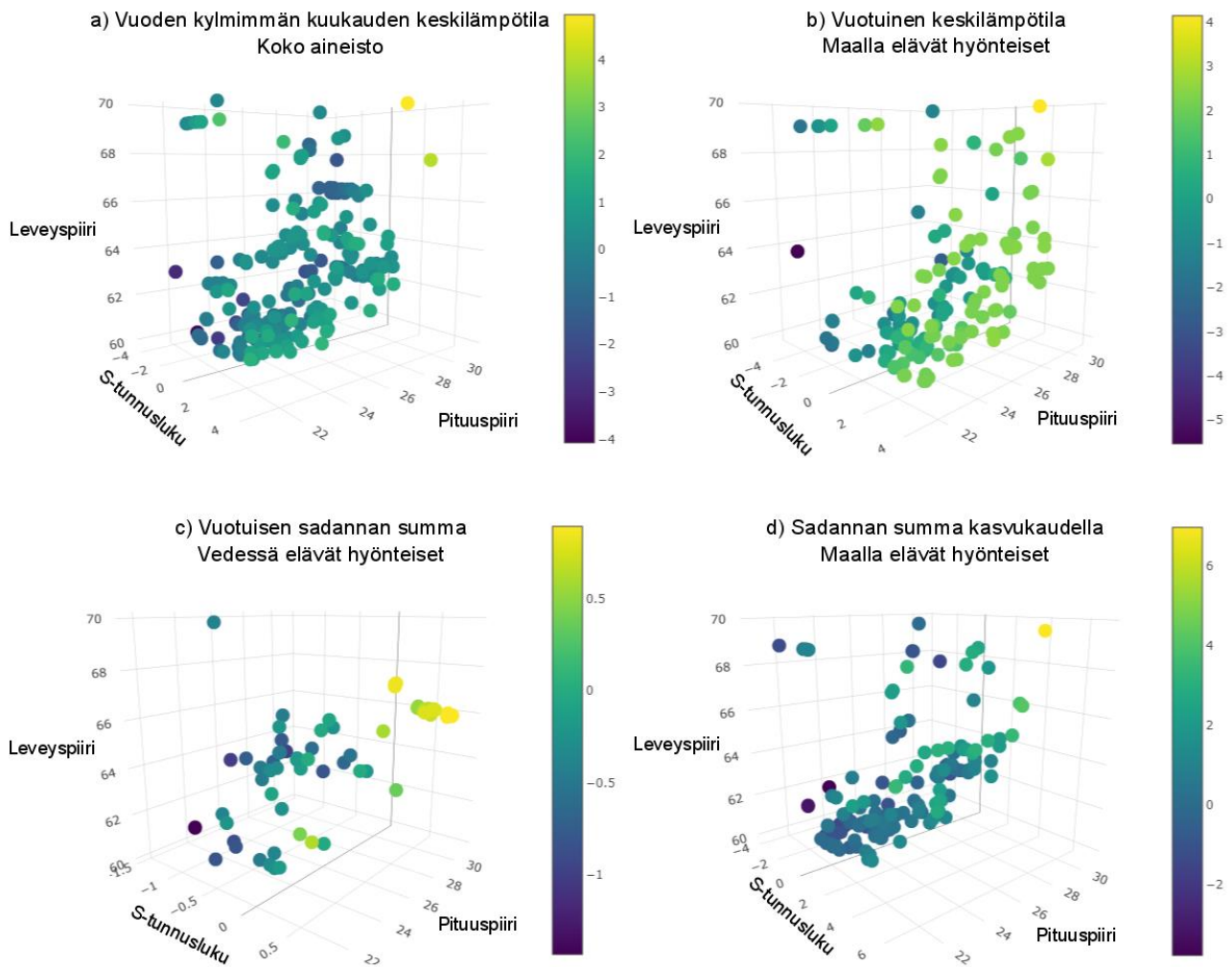
	Koko aineisto		Maalla elävät		Vedessä elävät	
	z		z		z	
Yksilömäärä						
Hemiboreaalin	1,57		-0,17		1,55	
Eteläboreaalin	-0,86		-3,33	***	0,42	
Keskiboreaalin	-3,38	***	-1,21		-3,17	**
Pohjoisboreaalin	3,24	**	0,47		3,18	**
Hemiarktinen	-0,66		1,12		-1,09	
Lajimäärä						
Hemiboreaalin	1,14		1,15		1,27	
Eteläboreaalin	0,86		0,49		0,53	
Keskiboreaalin	-0,08		4,46	***	-0,83	
Pohjoisboreaalin	4,02	***	1,56		3,74	***
Hemiarktinen	0,15		1,03		-1,26	
Lajiversiteetti						
Hemiboreaalin	-0,72		-0,03		-0,38	
Eteläboreaalin	4,23	***	2,44	*	3,40	***
Keskiboreaalin	0,37		2,37	*	-0,08	
Pohjoisboreaalin	2,00	*	-0,75		2,71	**
Hemiarktinen	1,33		1,98	*	-1,14	
Lajien vaihtuvuus						
Hemiboreaalin	0,50		1,12		-0,93	
Eteläboreaalin	0,29		1,40		-0,76	
Keskiboreaalin	-0,16		0,27		-0,12	
Pohjoisboreaalin	-5,05	***	-1,04		-5,39	***
Hemiarktinen	2,45	*	1,57		0,84	

***: $p \leq 0,001$; **: $p \leq 0,01$; *: $p \leq 0,05$

Taulukko L5.3. Eliöryhmien biodiversiteettitrendit. Ilmoitettuna z-arvo, jonka absoluuttinen arvo kertoo ympäristötekijän tärkeydestä ja meta-analyysin sekamallien tilastollinen merkitsevyys. Jos z arvo on positiivinen kasvaa lajiversiteettitrendi ympäristömuuttujan arvon kasvaessa. Mikäli z-arvo on negatiivinen, vähenee lajiversiteettitrendi ympäristötekijän arvon kasvaessa. Harmaalla kuvattu ne analyysit, joissa vakio-termi, eli koko mallin selittävyys ei ole ollut tilastollisesti merkitsevä.

	Koko aineisto		Maalla elävät		Vedessä elävät	
	z		z		z	
Yksilömäärä						
Coleoptera	2,75	**	0,13		2,87	**
Diptera	-1,96	*			-2,05	*
Ephemeroptera	0,83				0,83	
Hemiptera	0,44				0,46	
Lepidoptera	-2,72	**	-3,46	***	-0,97	
Pikkuperhoset	-0,71		-0,10			
Suurperhoset	0,63		0,54			
Megaloptera	-0,09				-0,12	
Neuroptera	-1,27				-1,30	
Odonata	-0,64				-0,73	
Plecoptera	-1,73				-1,79	
Trichoptera	0,35				0,34	
Arthropoda Non Insecta	-0,93				-0,95	
Mollusca	-0,03				-0,03	
Lajimäärä						
Coleoptera	2,20	*	1,17		2,09	*
Diptera	-0,82				-0,95	
Ephemeroptera	2,79	**			2,82	**
Hemiptera	0,54				0,57	
Lepidoptera	-0,66		-1,65		-0,76	
Pikkuperhoset	-1,70		-0,11			
Suurperhoset	6,91	***	7,65	***		
Megaloptera	-0,52				-0,56	
Neuroptera	-1,42				-1,48	
Odonata	-0,75				-0,94	
Plecoptera	-0,37				-0,36	
Trichoptera	1,92				1,89	
Arthropoda Non Insecta	-1,74				-1,88	
Mollusca	1,26				1,62	
Lajiiversiteetti						
Coleoptera	2,30	*	1,23		2,28	*
Diptera	0,51				0,51	
Ephemeroptera	0,67				0,69	
Hemiptera	-0,74				-0,76	
Lepidoptera	0,73		0,57		1,29	
Pikkuperhoset	0,20		0,21			
Suurperhoset	3,41	***	3,68	***		
Megaloptera						
Neuroptera						
Odonata	1,31				1,35	
Plecoptera	1,11				1,22	
Trichoptera	1,67				1,64	
Arthropoda Non Insecta	-0,51				-0,56	
Mollusca	0,36				0,42	
Lajien vaihtuvuus						
Coleoptera	-1,51		-0,07		-1,50	
Diptera	-2,99				-3,39	***
Ephemeroptera	-1,66				-1,79	
Hemiptera	-0,55				-0,56	
Lepidoptera	0,56		0,55			
Pikkuperhoset	-1,93		-0,33			
Suurperhoset	3,82		2,34	*		
Megaloptera						
Neuroptera						
Odonata	-0,66				-0,72	
Plecoptera	0,84				0,96	
Trichoptera	-1,12				-0,99	
Arthropoda Non Insecta	0,38				0,39	
Mollusca	-0,07				-0,13	

***: $p \leq 0,001$; **: $p \leq 0,01$; *: $p \leq 0,05$

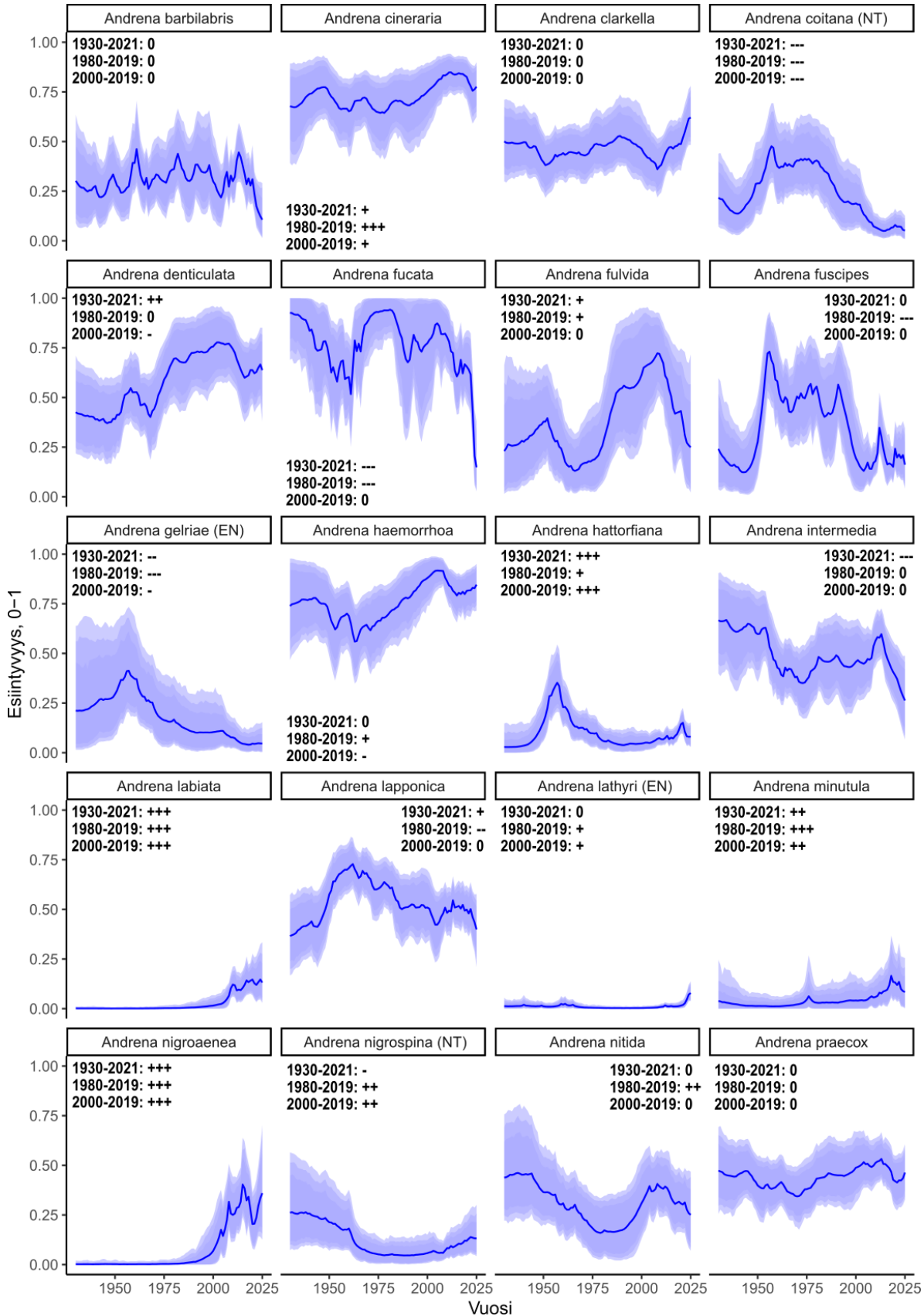


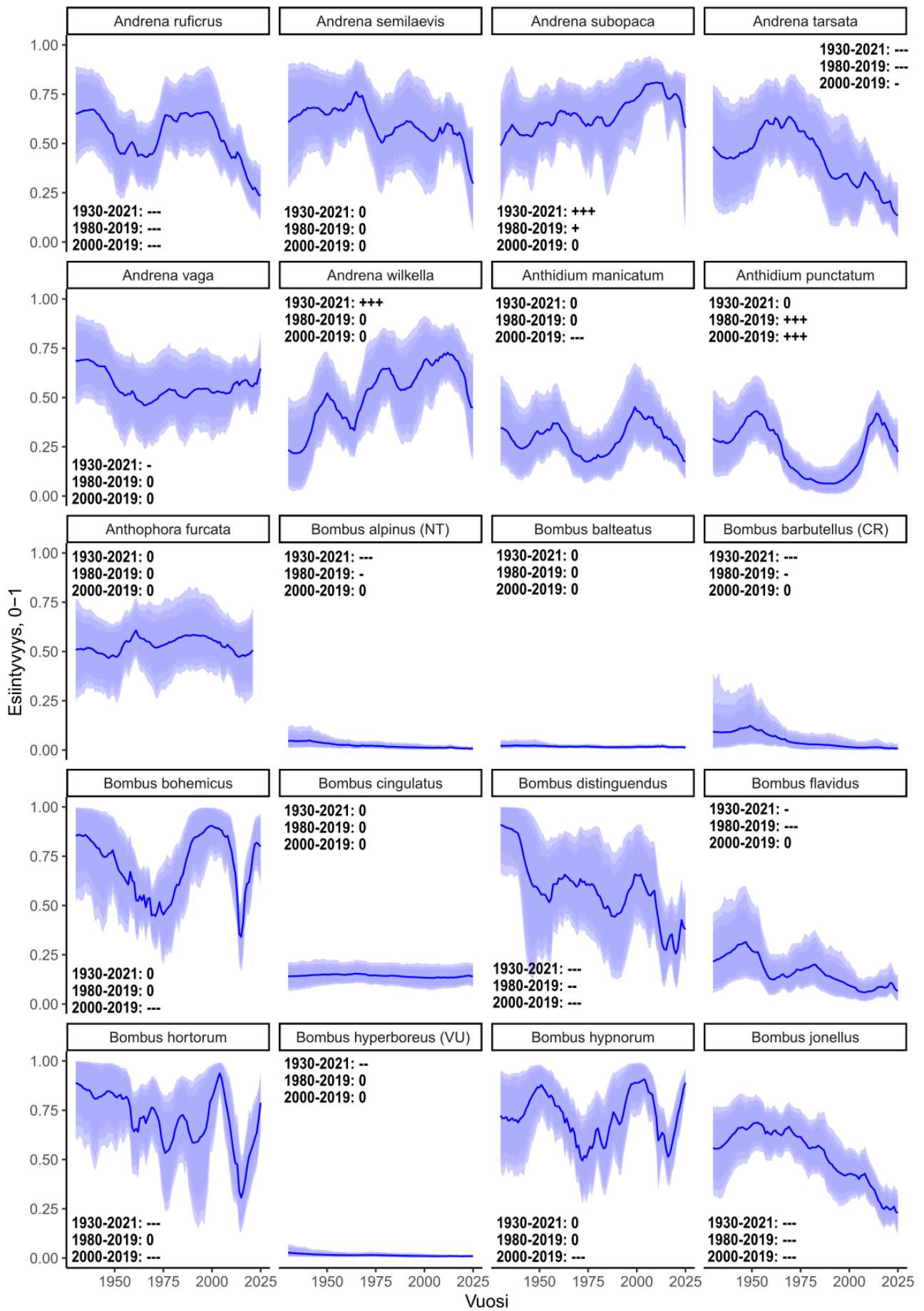
Kuva L5.1. Log-muunnetut ja standardoidut säämuuttujat leveys ja pituuspiireittäin (havaintopaikoittain) a) vuoden kylmimmän kuukauden keskilämpötilan S-tunnusluku pituus ja leveyspiireittäin (havaintopaikoittain), b) vuotuinen keskilämpötilan S-tunnusluku pituus ja leveyspiireittäin maalla elävillä hyönteisillä, c) vuotuisen sadannan summan S-tunnusluku vedessä elävillä hyönteisillä sekä d) kasvukauden sadannan summan S-tunnusluku pituus ja leveyspiireittäin maalla elävillä hyönteisillä. Kaikkien säämuuttujien S-tunnusluvun arvot nousevat leveys ja pituuspiirin noustessa.

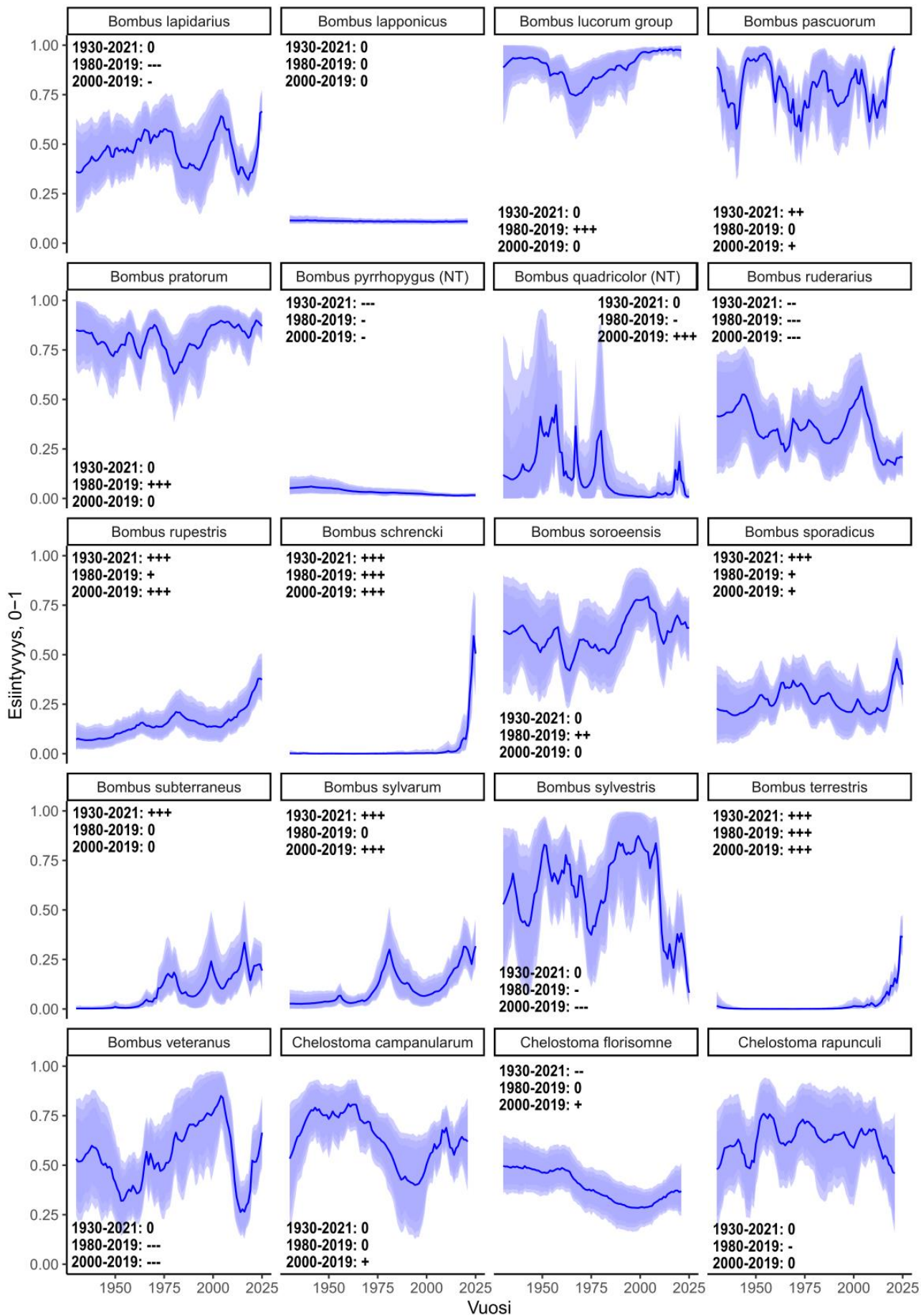
Liite 6. Mesipistiäisten, kukkajäärien ja kukkakärpästen lajikohtaiset trendit

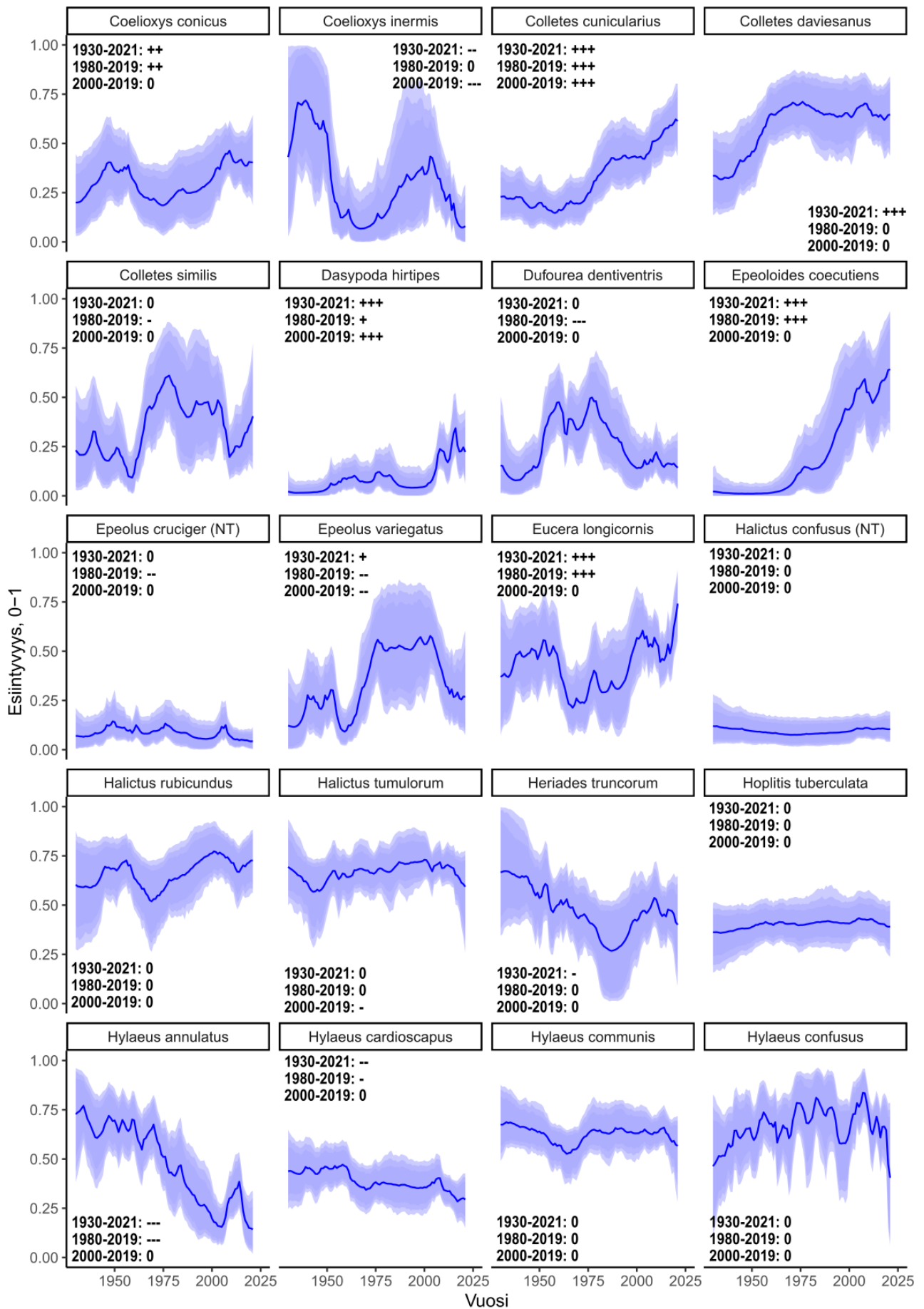
Kuvaajissa on esitetty (L6. A) mesipistiäisten kannanmuutokset vuosina 1930–2021, (L6. B) sarvijäärien kannanmuutokset vuosina 1980–2019 ja (L6. C) kukkakärpästen kannanmuutokset vuosina 1930–2020. Kuvaajat näyttävät mallin keskiarvon sekä 80 %, 90 % ja 95 % uskottavuusväliä. Jokaisessa kuvaajassa on lisäksi arvio lajin yleiskehityksestä koko mallinnusajalle, vuosille 1980–2019 ja vuosille 2000–2019 (ks. Luku 4.2). Uhanalaisten ja silmälläpidettävien (2019) lajien uhanalaisuusluokat näkyvät nimen perässä.

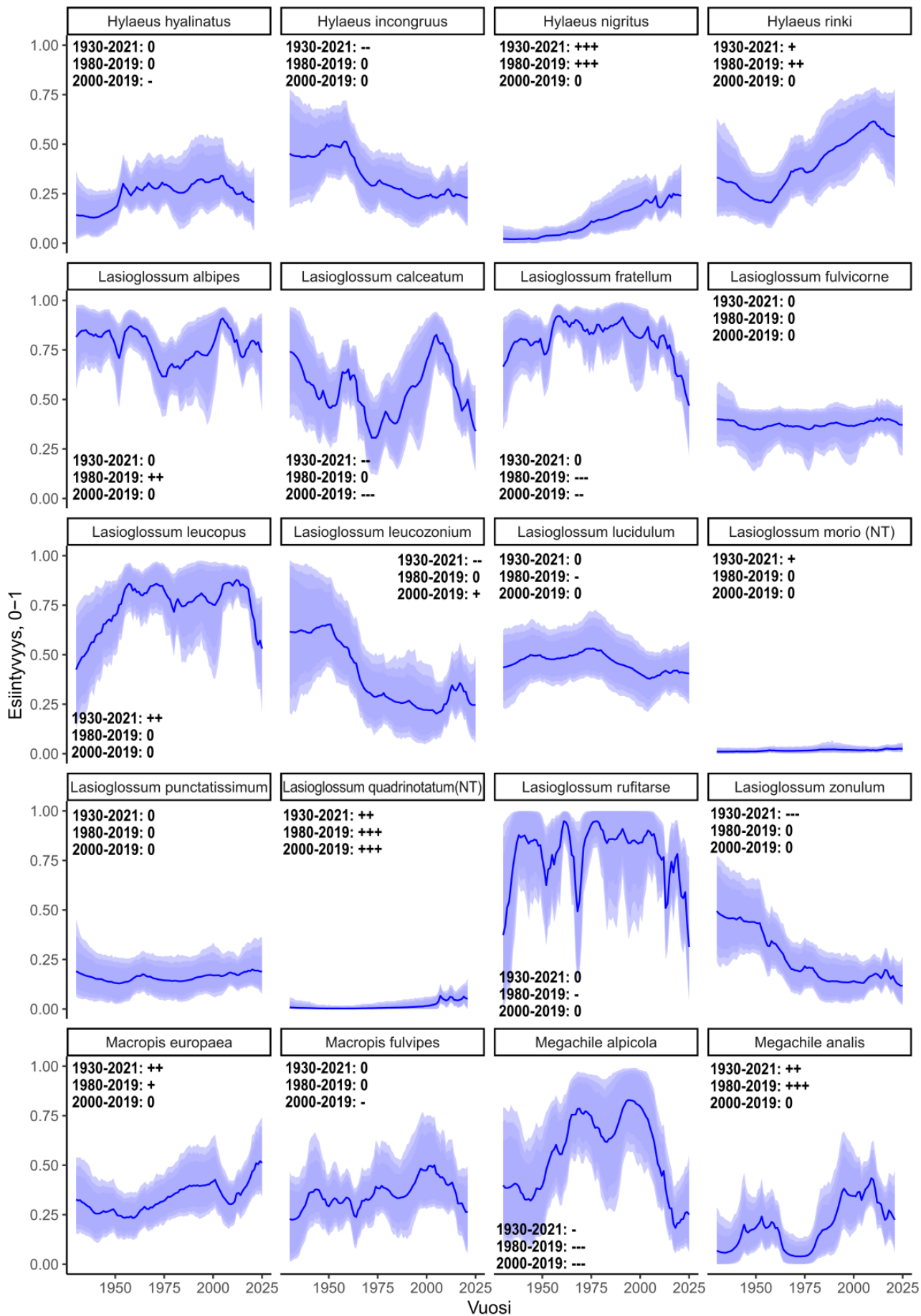
Kuvataulut L6. A. Mesipistiäiset (Anthophila)

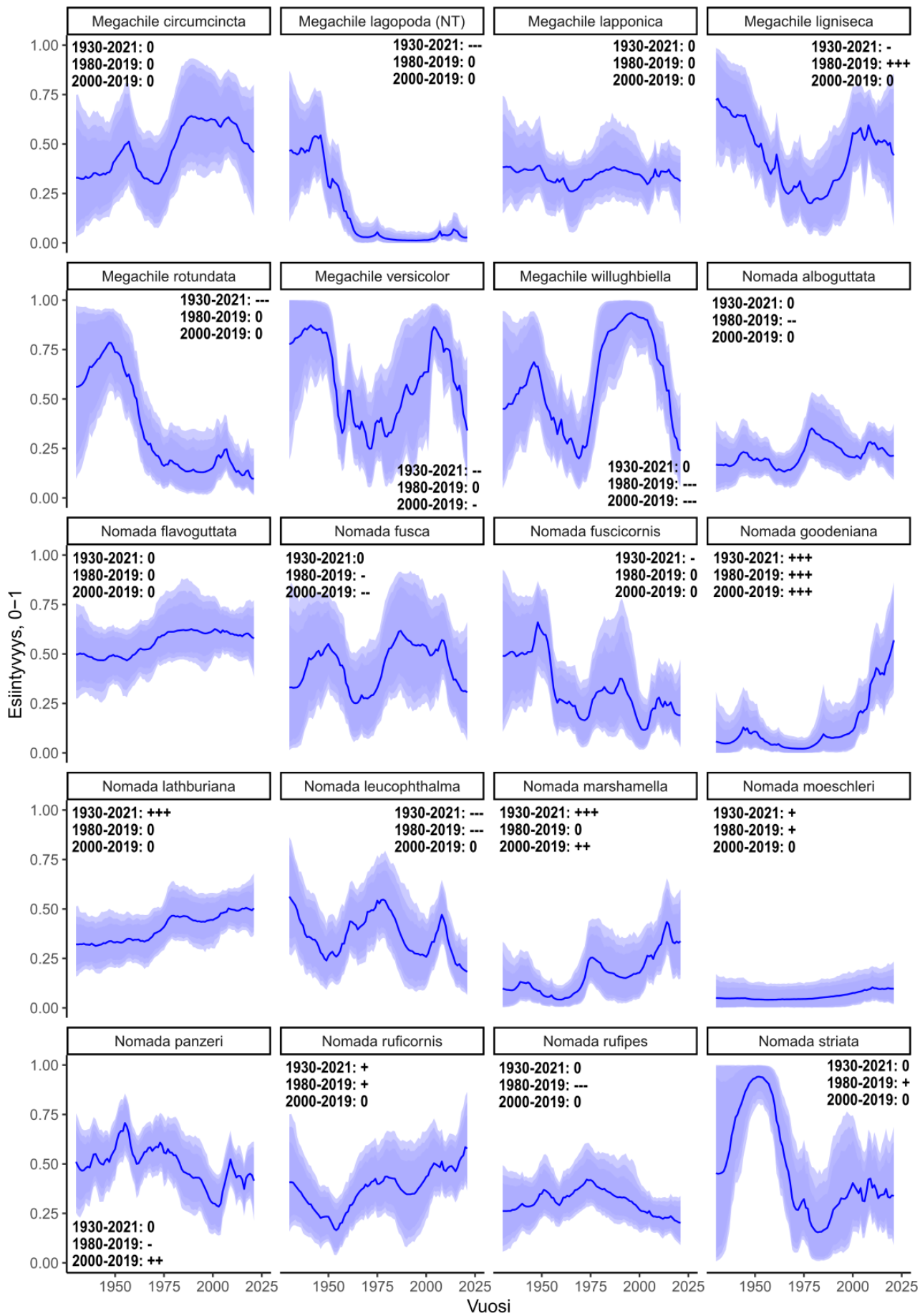


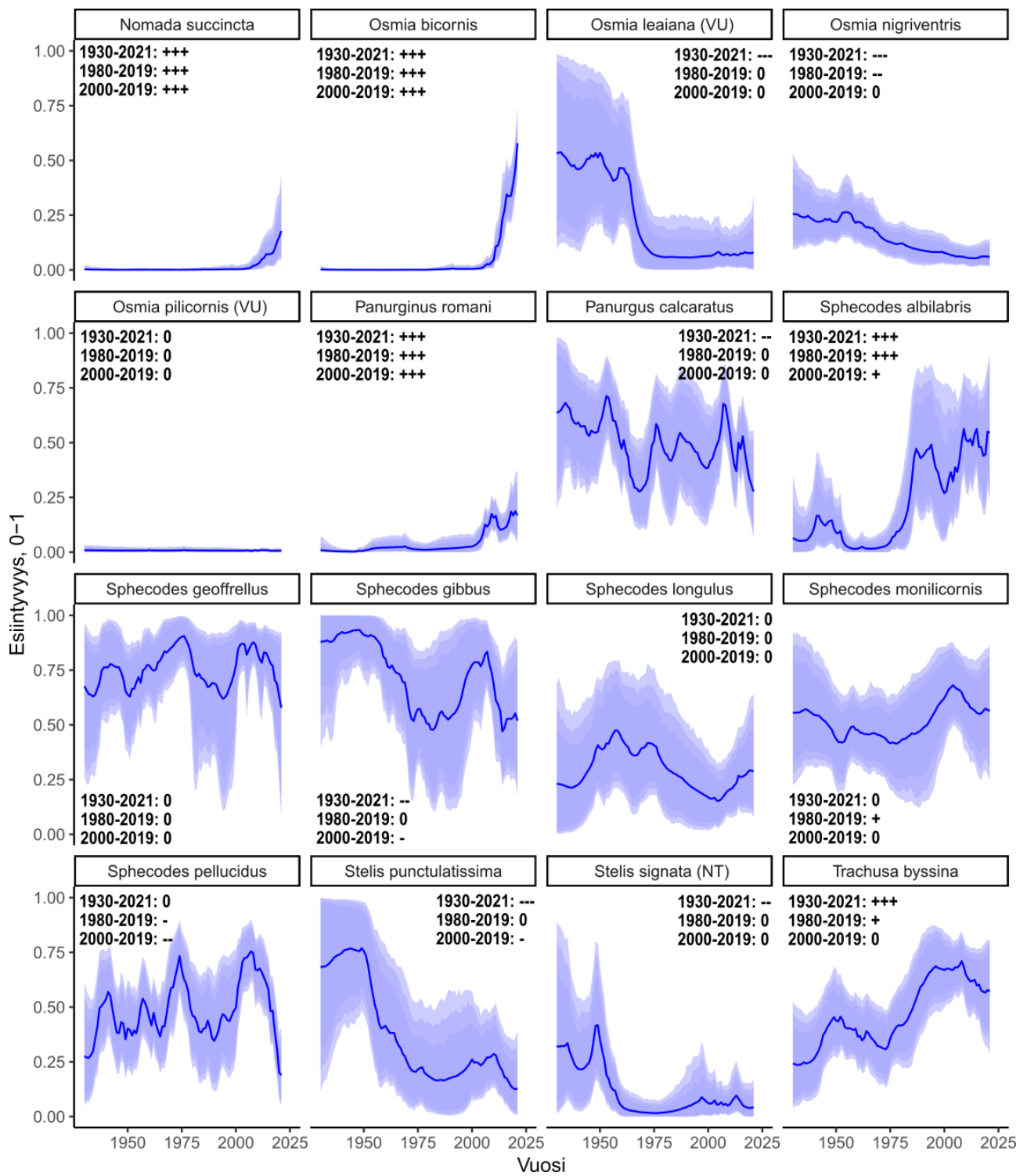




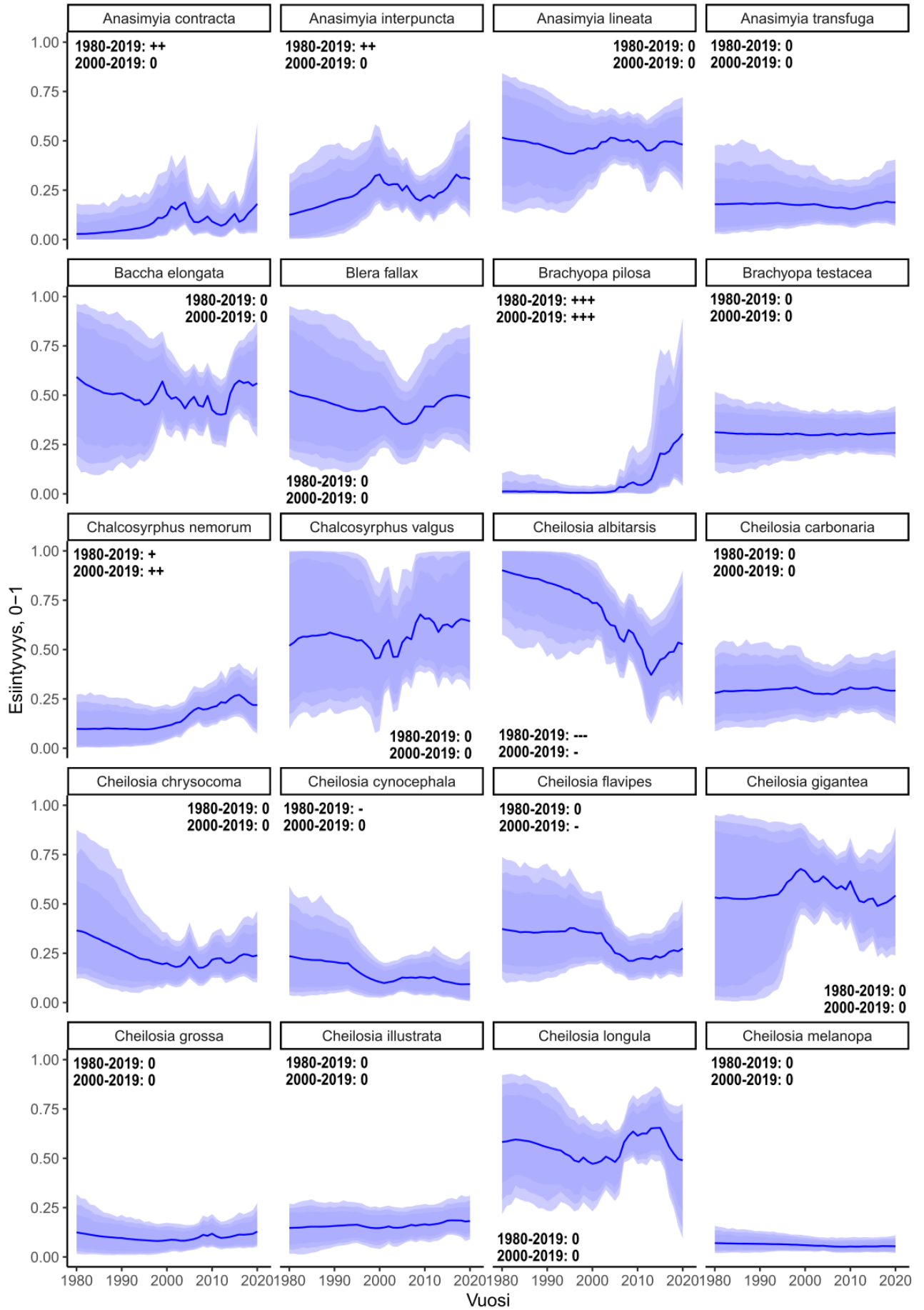


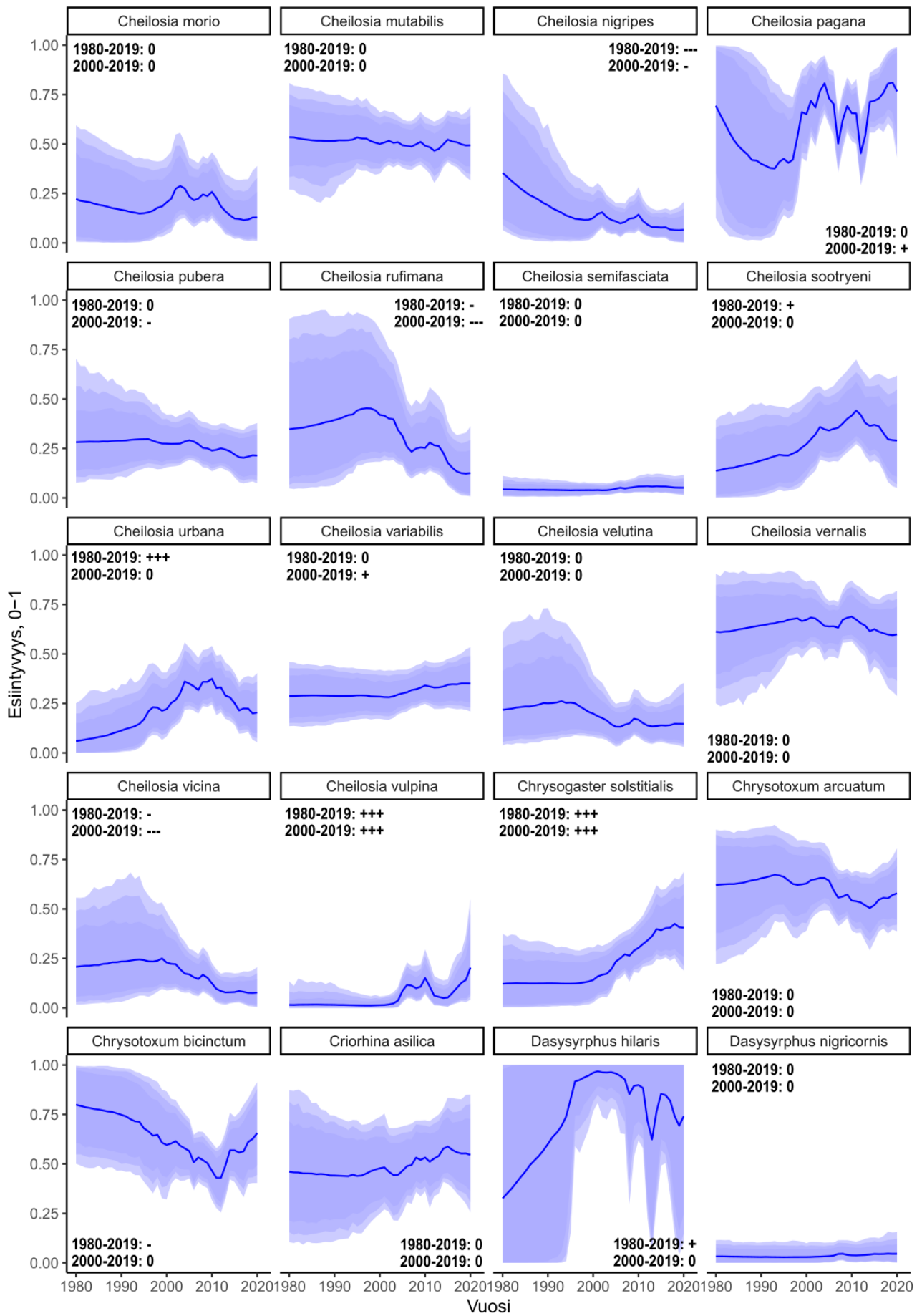


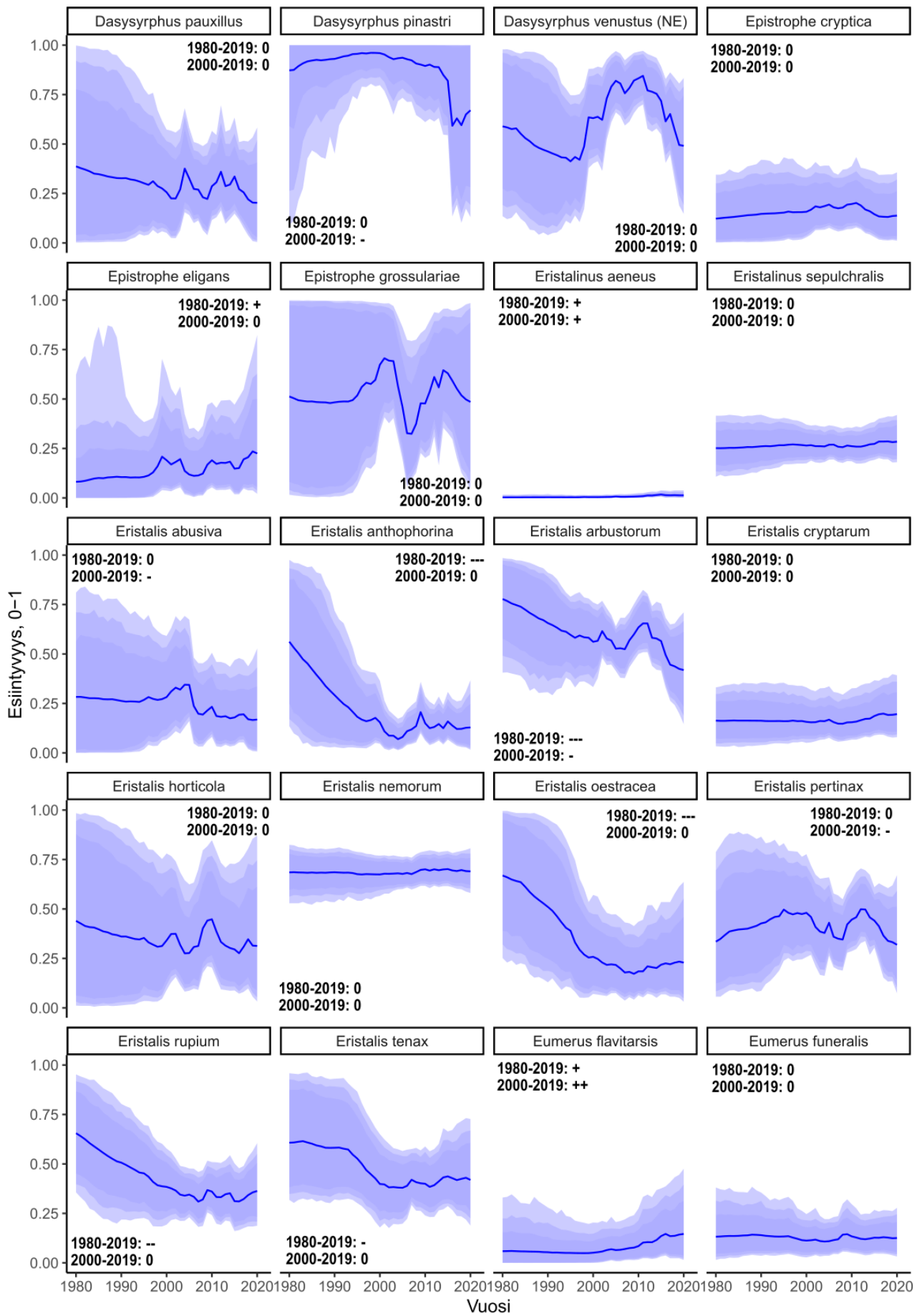


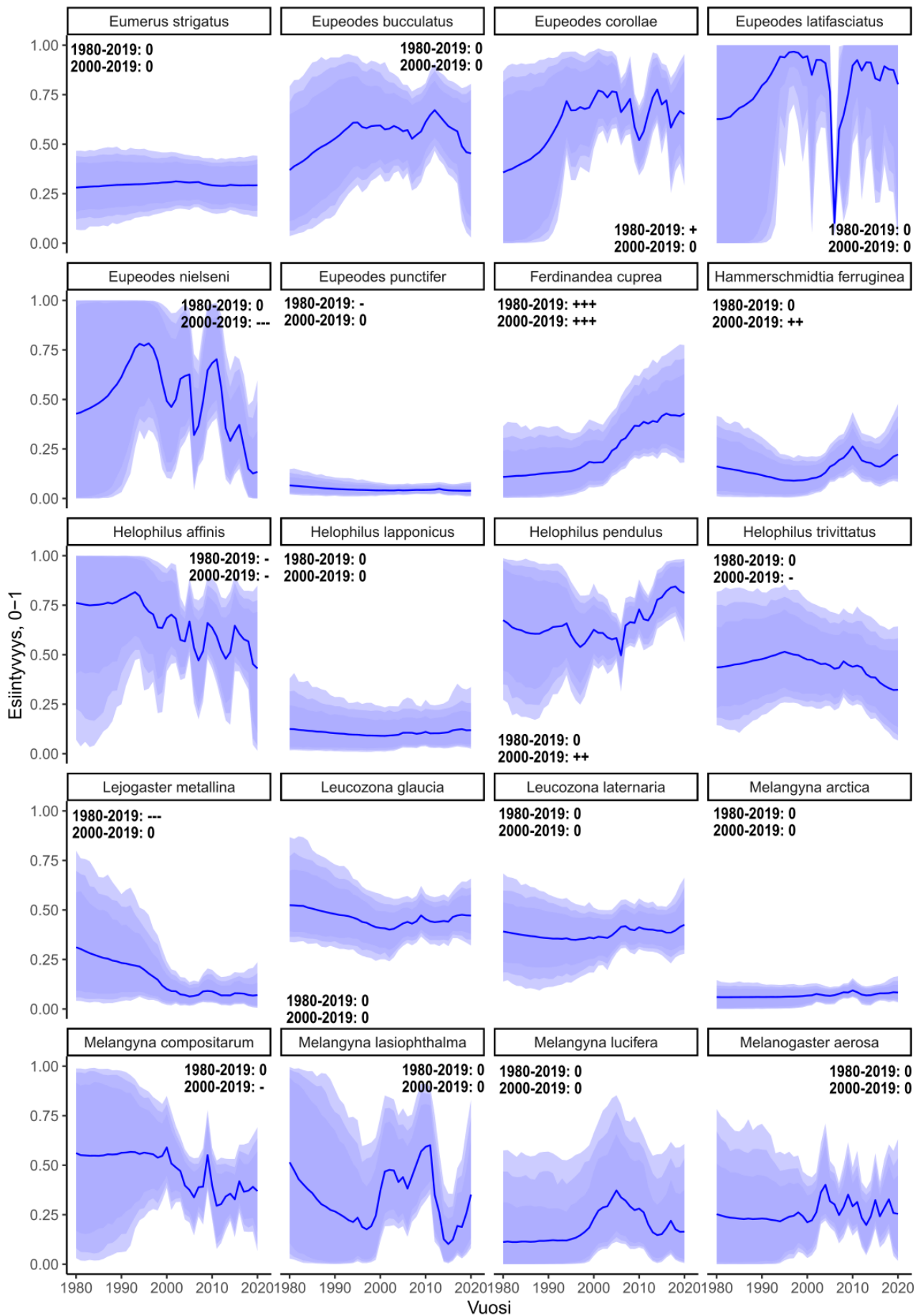


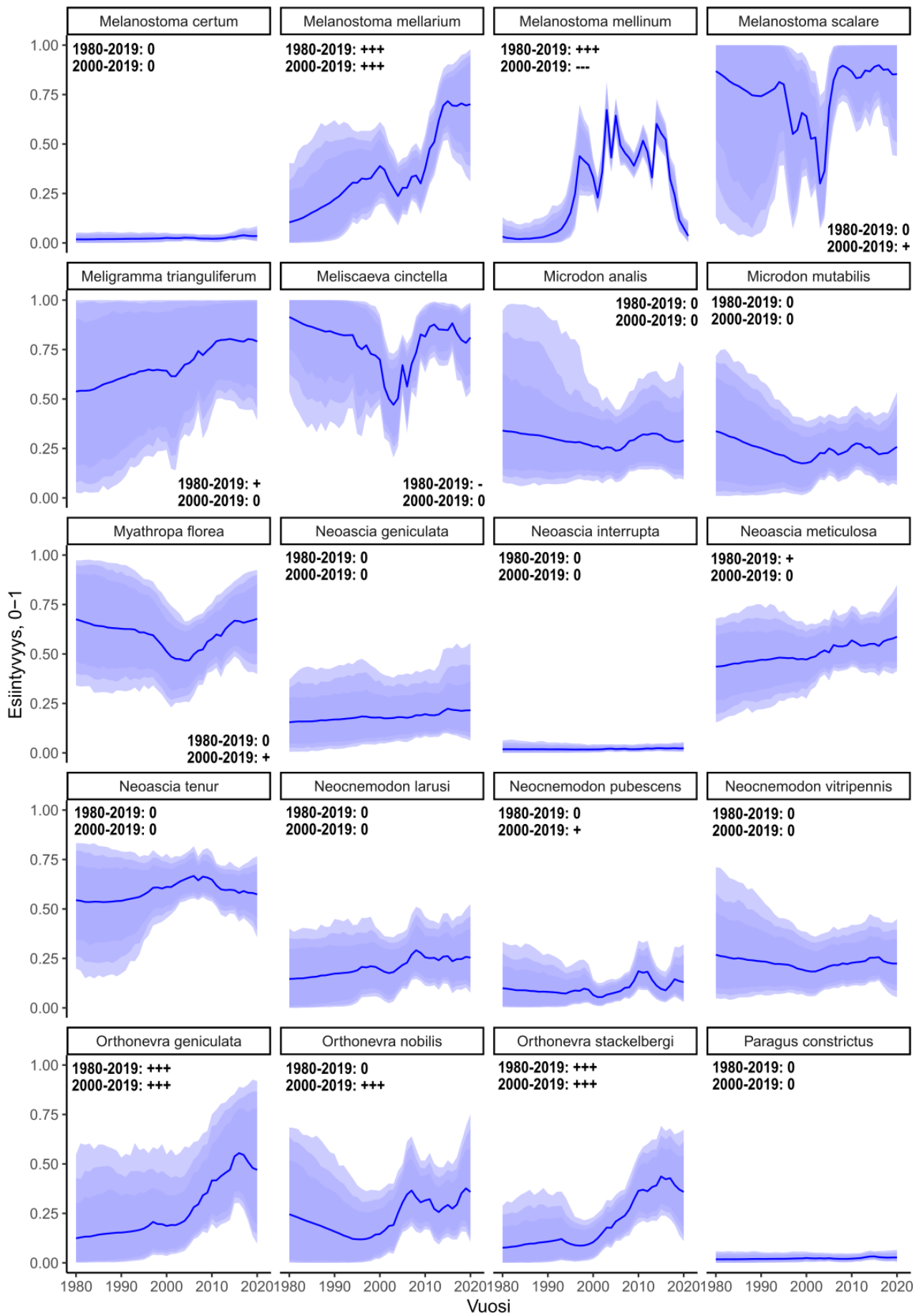
Kuvataulut L6. B. Kukkakärpäset (Syrphidae)

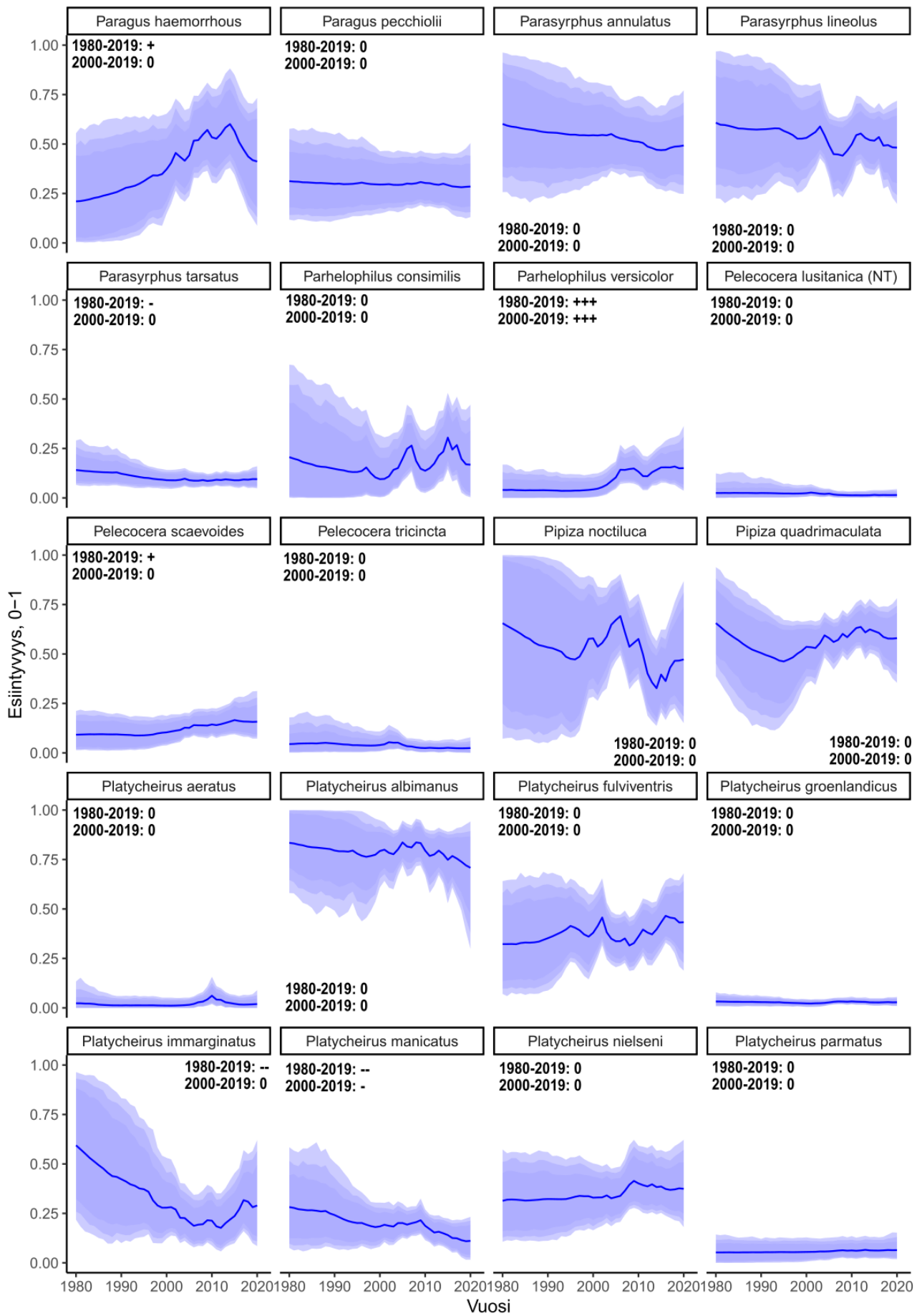


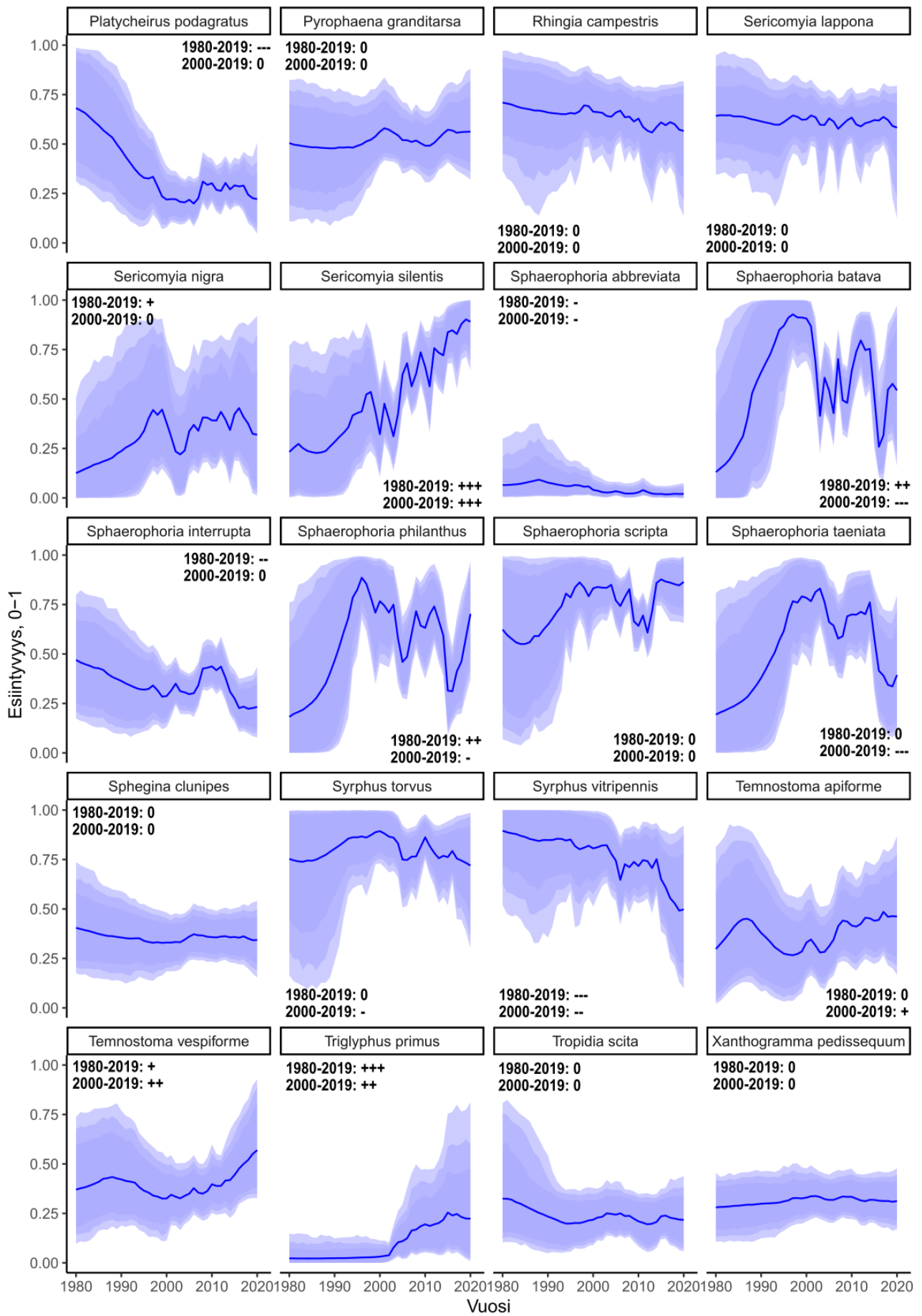


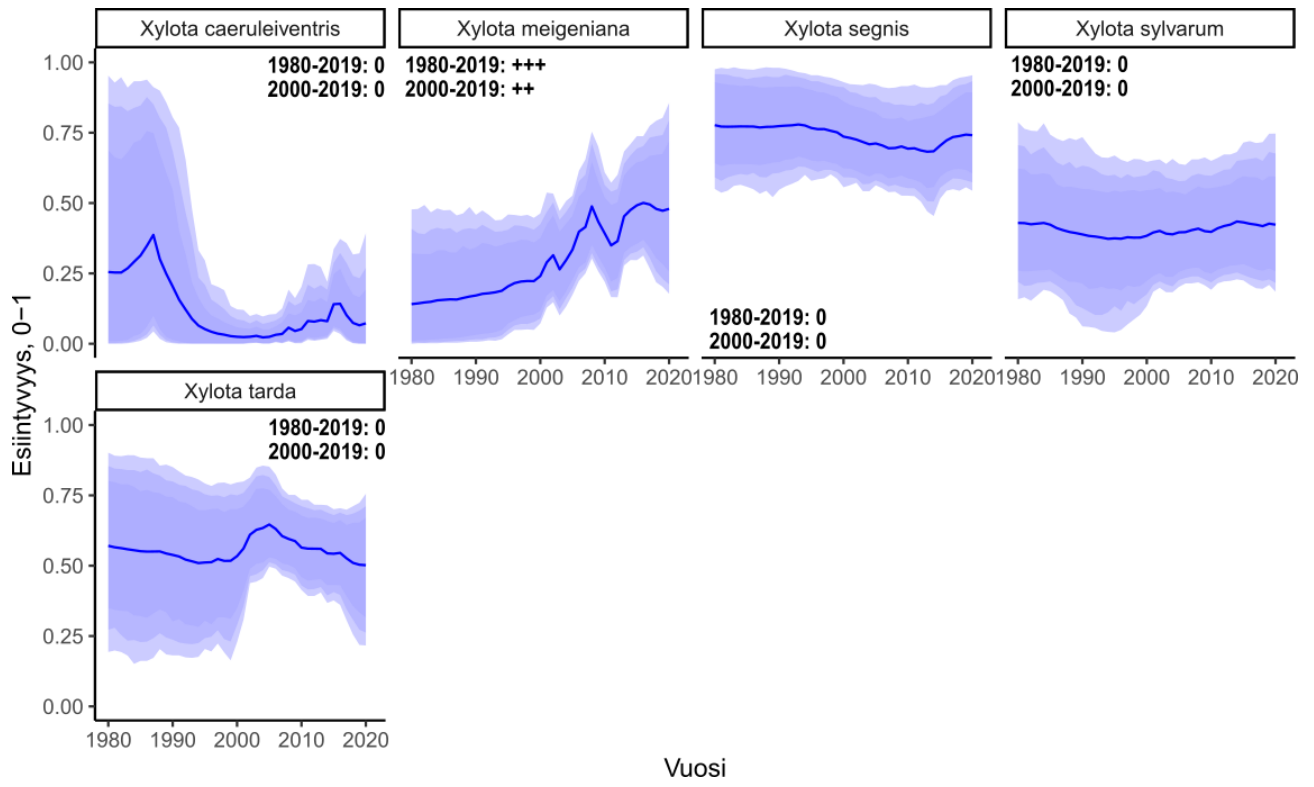




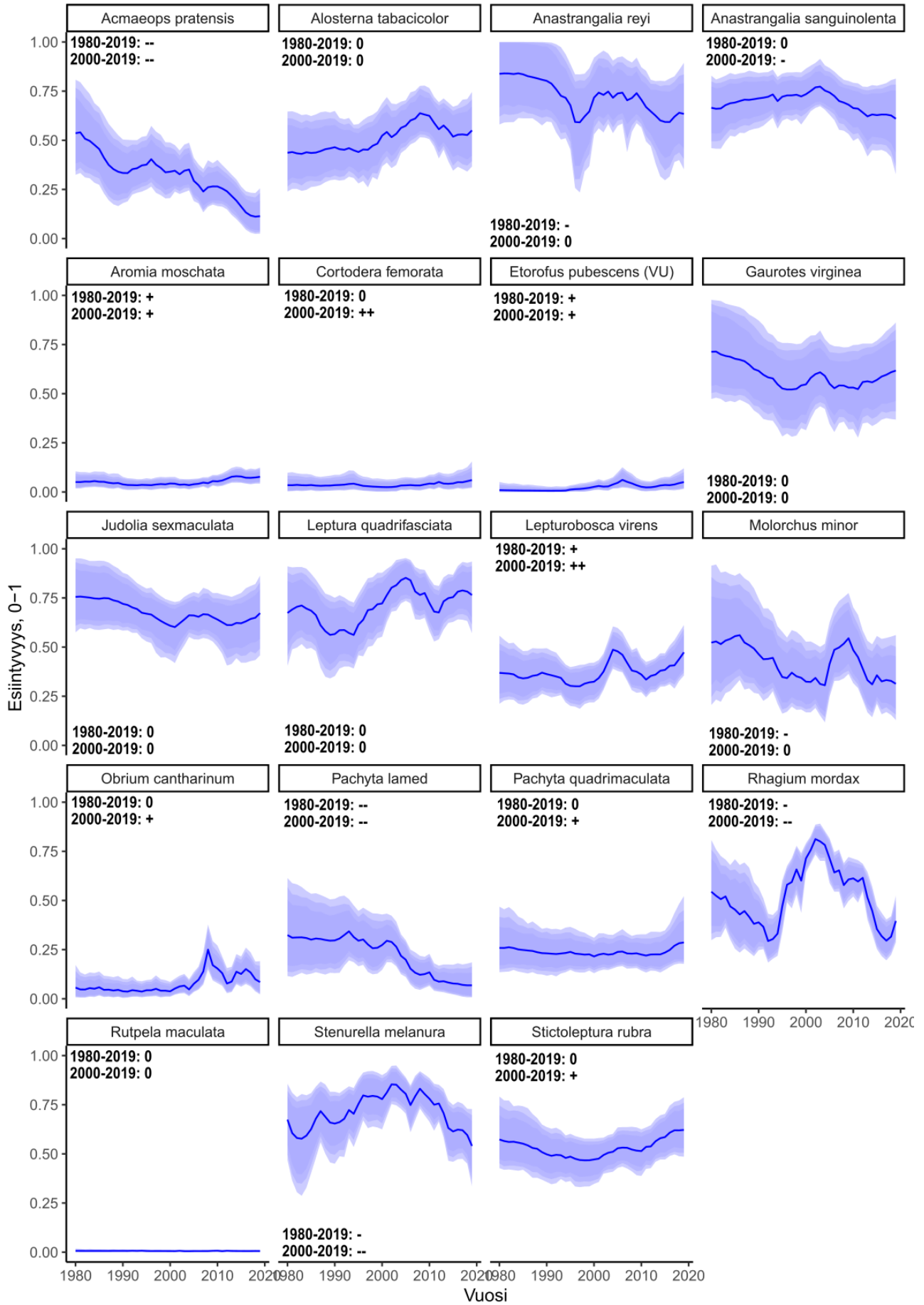








Kuvataulu L6. C. Sarvijäärät (Cerambycidae)



Liite 7. Mesipistiäisten, kukkajäärien ja kukkakärpästen ominaisuusmallien tulokset

Taulukko L7.1. Mesipistiäisten (kimalaiset ja erakkomehiläiset) trendejä lajiominaisuuksilla selittävien mallien posteriorijakaumien tunnusluvut. Analyysit on tehty erikseen kolmelle aikavälille (1930-2021, 1980-2019 ja 2000-2019). Jokaiselle jatkuvalla muuttujalle ja luokkamuuttujan tasolle raportoidaan keskiarvo sekä 95 % uskottavuusvälin ala- ja yläraja. 95 % uskottavuudella trendejä selittävät muuttujat on lihavoitu. Vakiotermi sisältää seuraavat ominaisuudet: vakaa esiintyvyys, ravinto koostuu harvoista kasvilajeista, pesii maassa, elää yksin ja esiintyy sekä eteläisessä että pohjoisessa Suomessa. Vakaina säilyneisiin lajeihin verrataan lajeja, joiden esiintyvyys on A) vähentynyt ja B) kasvanut.

Muuttuja	Luokkamuuttujan taso	Keskiarvo 1930-2021	0.025 1930-2021	0.975 1930-2021	Keskiarvo 1980-2019	0.025 1980-2019	0.975 1980-2019	Keskiarvo 2000-2019	0.025 2000-2019	0.975 2000-2019
A. Vähentynyt esiintyvyys										
Vakiotermi		-2.93	-8.97	2.95	1.19	-5.04	7.63	-11.34	-19.20	-4.30
Ravinto	Loinen	-0.01	-13.68	13.67	0.37	-13.29	14.19	0.61	-13.44	14.60
	Useita kasvilajeja	-0.01	-1.25	1.21	0.47	-0.89	1.86	0.76	-0.60	2.17
Pesintä	Maanpinnan yläpuolella	0.22	-0.91	1.33	-1.18	-2.51	0.07	0.00	-1.21	1.20
Sosiaalisuus	Loinen	-0.04	-13.82	13.63	0.46	-13.35	14.21	0.47	-13.66	14.54
	Sosiaalinen	-0.89	-3.29	1.45	-0.46	-2.93	1.97	0.80	-1.49	3.09
Levinneisyys	Pohjoinen	-0.11	-3.12	3.00	-2.96	-6.54	0.29	-3.32	-7.17	0.13
	Eteläinen	-0.78	-2.76	1.17	-3.15	-6.12	-0.84	0.68	-1.52	3.10
Koko		0.12	-0.05	0.28	0.03	-0.14	0.20	0.14	-0.03	0.30
Lentokauden kesto		-0.07	-0.58	0.45	-0.11	-0.61	0.39	0.38	-0.17	0.96
Lentokauden ajoittuminen		0.44	-0.32	1.20	0.23	-0.51	0.99	1.18	0.30	2.15
B. Kasvanut esiintyvyys										
Vakiotermi		-0.73	-6.54	4.99	1.88	-4.02	8.04	3.38	-2.75	9.49
Ravinto	Loinen	0.09	-13.58	13.87	0.50	-13.22	14.13	0.17	-13.75	14.04
	Useita kasvilajeja	0.63	-0.68	1.95	1.86	0.51	3.30	0.40	-0.88	1.68
Pesintä	Maanpinnan yläpuolella	-2.02	-3.69	-0.56	-1.90	-3.38	-0.58	-0.69	-2.08	0.62
Sosiaalisuus	Loinen	0.37	-13.50	13.94	0.52	-13.19	14.32	0.38	-13.50	14.27
	Sosiaalinen	-0.98	-3.28	1.30	-1.53	-3.89	0.77	1.69	-0.90	4.45
Levinneisyys	Pohjoinen	-10.21	-23.87	-2.00	-11.22	-24.42	-3.27	-10.55	-23.76	-2.76
	Eteläinen	-0.71	-2.73	1.37	-2.10	-5.15	0.37	-0.36	-2.22	1.63
Koko		0.19	0.02	0.36	0.18	0.01	0.35	0.04	-0.15	0.23
Lentokauden kesto		-0.53	-1.05	-0.03	-0.56	-1.08	-0.08	-0.88	-1.49	-0.31
Lentokauden ajoittuminen		0.21	-0.50	0.93	-0.12	-0.84	0.59	-0.28	-1.03	0.45

Taulukko L7.2. Kimalaisten trendejä lajiominaisuuksilla selittävien mallien posteriorijakaumien tunnusluvut. Analyysit on tehty erikseen kolmelle aikavälille (1930–2021, 1980–2019 ja 2000–2019). Jokaiselle jatkuvalla muuttujalle ja luokkamuuttujan tasolle raportoidaan keskiarvo sekä 95 % uskottavuusvälin ala- ja yläraja. 95 % uskottavuudella trendejä selittävät muuttujat on lihavoitu. Vakiotermi sisältää seuraavat ominaisuudet: vakaa esiintyvyys ja esiintyy sekä eteläisessä että pohjoisessa Suomessa. Vakaina säilyneisiin lajeihin verrataan lajeja, joiden esiintyvyys on A) vähentynyt ja B) kasvanut.

Muuttuja	Luokkamuuttujan taso	Keskiarvo 1930-2021	0.025 1930-2021	0.975 1930-2021	Keskiarvo 1980-2019	0.025 1980-2019	0.975 1980-2019	Keskiarvo 2000-2019	0.025 2000-2019	0.975 2000-2019
A. Vähentynyt esiintyvyys										
Vakiotermi		15.11	1.56	31.09	19.20	2.54	43.03	1.02	-12.40	13.80
Levinneisyys	Pohjoinen	-8.96	-18.76	-0.65	-0.72	-7.41	5.60	-11.80	-24.73	-2.48
	Eteläinen	-3.58	-9.22	1.50	1.17	-3.64	6.21	-0.60	-4.52	3.03
Kielen pituus		0.58	-0.34	1.54	-1.47	-3.41	-0.14	0.31	-0.61	1.36
Lentokauden kesto		-3.34	-6.16	-1.19	-1.61	-3.73	0.01	-0.34	-1.88	1.17
B. Kasvanut esiintyvyys										
Vakiotermi		1.48	-18.46	21.30	13.88	-9.86	40.93	-1.68	-25.52	22.83
Levinneisyys	Pohjoinen	-5.93	-22.12	9.02	-3.98	-21.00	9.64	-4.14	-20.76	10.56
	Eteläinen	9.59	-1.13	24.41	4.52	-0.49	10.16	9.72	0.10	23.69
Kielen pituus		0.13	-0.93	1.09	-3.16	-6.81	-0.67	-0.72	-2.63	0.79
Lentokauden kesto		-2.31	-4.98	-0.21	0.94	-1.36	3.51	-0.51	-3.05	1.79

Taulukko L7.3. Kukkakärpästen trendejä lajiominaisuuksilla selittävien mallien posteriorijakaumien tunnusluvut. Analyysit on tehty erikseen kahdelle aikavälille (1980–2019 ja 2000–2019). Jokaiselle jatkuvalla muuttujalle ja luokkamuuttujan tasolle raportoidaan keskiarvo sekä 95 % uskottavuusvälin ala- ja yläraja. 95 % uskottavuudella trendejä selittävät muuttujat on lihavoitu. Vakiotermin sisältää seuraavat ominaisuudet: vakaa esiintyvyys, toukkana hyönteisiä ravinnokseen käyttävä, metsä- ja metsänreunaympäristöissä elävä ja esiintyy sekä eteläisessä että pohjoisessa Suomessa. Vakaina säilyneisiin lajeihin verrataan lajeja, joiden esiintyvyys on A) vähentynyt ja B) kasvanut.

Muuttuja	Luokkamuuttujan taso	Keskiarvo 1980-2019	0.025 1980-2019	0.975 1980-2019	Keskiarvo 2000-2019	0.025 2000-2019	0.975 2000-2019
A. Vähentynyt esiintyvyys							
Vakiotermin		-3.91	-11.33	3.19	-7.26	-15.46	0.27
Toukan ravinto	Mätänevä aines	-0.12	-2.12	1.75	-2.22	-4.99	0.18
	Kasvit	0.21	-1.67	1.96	0.17	-1.76	1.95
	Mikrobit	-1.23	-3.92	1.19	-0.44	-3.67	2.66
	Puu	-8.67	-22.75	-0.56	-8.98	-23.22	-0.80
Elinympäristö	Avoin	0.99	-0.35	2.39	1.69	0.34	3.12
	Kosteaa	1.34	-0.30	3.02	-0.13	-2.73	2.13
Levinneisyys	Pohjoinen	1.19	-0.76	3.04	-0.92	-4.33	1.60
	Eteläinen	-1.31	-3.06	0.21	-1.16	-3.06	0.51
Koko		0.24	-0.02	0.52	0.44	0.13	0.79
Lentokauden kesto		0.16	-0.31	0.66	0.37	-0.11	0.88
Lentokauden ajoittuminen		-0.20	-1.27	0.87	-0.04	-1.15	1.04
B. Kasvanut esiintyvyys							
Vakiotermin		0.03	-5.69	5.72	-0.80	-7.00	5.44
Toukan ravinto	Mätänevä aines	1.25	-0.58	3.03	0.70	-1.82	2.96
	Kasvit	-0.15	-1.58	1.24	0.74	-0.92	2.43
	Mikrobit	3.03	0.78	5.62	4.61	1.91	7.83
	Puu	0.92	-0.79	2.55	2.90	1.06	4.89
Elinympäristö	Avoin	0.51	-0.73	1.73	0.60	-0.95	2.15
	Kosteaa	-1.50	-3.71	0.38	-2.10	-5.01	0.16
Levinneisyys	Pohjoinen	-8.68	-22.77	-0.53	-8.56	-22.98	0.13
	Eteläinen	0.50	-0.54	1.56	1.27	0.12	2.48
Koko		-0.19	-0.38	0.00	-0.11	-0.32	0.11
Lentokauden kesto		0.20	-0.21	0.63	0.34	-0.13	0.84
Lentokauden ajoittuminen		-0.20	-1.06	0.66	-0.54	-1.52	0.40

Taulukko L7.4. Sarvijäärien trendejä lajiominaisuuksilla selittävien mallien posteriorijakaumien tunnusluvut. Analyysit on tehty erikseen kahdelle aikavälille (1980–2019 ja 2000–2019). Jokaiselle jatkuvalla muuttujalle ja luokkamuuttujan tasolle raportoidaan keskiarvo sekä 95 % uskottavuusvälin ala- ja yläraja. 95 % uskottavuudella trendejä selittävät muuttujat on lihavoitu. Vakiotermin sisältää seuraavat ominaisuudet: vakaa esiintyvyys ja esiintyy sekä eteläisessä että pohjoisessa Suomessa. Vakaina säilyneisiin lajeihin verrataan lajeja, joiden esiintyvyys on A) vähentynyt ja B) kasvanut.

Muuttuja	Luokkamuuttujan taso	Keskiarvo 1980-2019	0.025 1980-2019	0.975 1980-2019	Keskiarvo 2000-2019	0.025 2000-2019	0.975 2000-2019
A. Vähentynyt esiintyvyys							
Vakiotermin		10.00	-0.55	24.38	0.59	-10.10	10.66
Levinneisyys	Eteläinen	-2.31	-5.48	0.45	2.17	-0.97	5.86
Lahoaste		-1.00	-3.43	1.25	-1.35	-4.68	1.68
Puun koko		-2.63	-7.09	0.61	1.03	-1.98	4.41
B. Kasvanut esiintyvyys							
Vakiotermin		0.53	-20.60	18.76	-0.51	-17.77	13.46
Levinneisyys	Eteläinen	-2.08	-7.03	2.44	4.58	0.44	10.02
Lahoaste		-2.32	-5.70	0.42	-3.45	-7.56	-0.24
Puun koko		1.92	-4.21	9.95	3.26	-0.96	9.57