

Latvijas Universitāte  
Bioloģijas fakultāte

Andris Avotiņš

LATVIJĀ REGULĀRI LIGZDOJOŠO PŪČU AIZSARDZĪBAS EKOLOĢIJA

Promocijas darba kopsavilkums

Doktora grāda iegūšanai bioloģijas nozarē  
Apakšnozare: zooloģija

Rīga, 2023

Promocijas darbs izstrādāts Latvijas Universitātes  
Bioloģijas fakultātē,  
Zooloģijas un dzīvnieku ekoloģijas katedrā  
laika posmā no 2015. gada līdz 2023. gadam

Darbs sastāv no ievada, septiņām nodaļām, pateicībām un literatūras saraksta.

Darba forma: publikāciju kopa bioloģijas nozarē, zooloģijas apakšnozarē

Darba zinātniskais vadītājs: Dr. biol., asoc. prof. Ainārs Auniņš

Darba recenzenti:

- 1)
- 2)
- 3)

Promocijas darba aizstāvēšana notiks 20\_\_ . gada \_\_ . \_\_\_\_\_

Latvijas Universitātes

bioloģijas nozares promocijas padomes atklātā sēdē

*(norāda gadu, dienu un mēnesi, laiku un adresi)*

Ar promocijas darbu un tā kopsavilkumu var iepazīties Latvijas Universitātes Bibliotēkā Rīgā, Kalpaka bulvārī 4.

LU bioloģijas zinātņu nozares promocijas

padomes priekšsēdētājs

\_\_\_\_\_ / *Indriķis Muižnieks* /  
(paraksts)

promocijas padomes sekretāre

\_\_\_\_\_ / *Vita Rovīte* /  
(paraksts)

© Latvijas Universitāte, 2023

© Andris Avotiņš, 2023

## Anotācija

Autors analizējis pūču aizsardzībā nozīmīgus aspektus Latvijā no 1990. līdz 2021. gadam. Šīs analīzes ietver pūču barības sastāvu un nozīmīgāko barības objektu (sīko zīdītāju) populācijas dinamiku, pūču ligzdošanas sekmes un populācijas pārmaiņu rādītājus kā arī sugu izplatības modelēšanu ar vietu prioritizēšanu aizsardzībai. Pēdējā analīžu kopa izstrādāta apodziņam un tālāk pielietota citām pūču sugām, kā arī dzeņiem, jo šīs taksonomiskās grupas ir ekoloģiski saistītas. Tādā veidā nodrošinot plašāku ekoloģisko informācijas spektru mežu aizsardzības un esošo aizsargājamo teritoriju izvērtējumam Latvijā.

Sīko zīdītāju populācijām 20. gs. nogalē līdz 21. gs. sākumā bija raksturīgas cikliskas skaita svārstības, kuru amplitūda būtiski samazinājās kopš apmēram 2004. gada. Tā rezultātā dažādām pūču sugām tika reģistrētas atšķirīgas skaitliskās atbildes ar izteikti negatīvām tendencēm sugām, kuras ir vairāk specializējušās uz strupastēm barībā. Dzīvotņu piemērotības analīzes atklāja pūcēm nozīmīgo biotopu saistību ar dzīvotnēm, kurās ir augstāks sīko zīdītāju sastopamības blīvums. Tādēļ tika īstenota telpiski noteikta vietu prioritizācija dzīvotņu aizsardzībai.

Vairums pūču un dzeņu aizsardzībai prioritāro vietu atradās ārpus aizsargājamām teritorijām. Turklāt vairāk kā 37% no mežiem aizsargājamās teritorijās bija ar zemu nozīmi nobriedušu un mazapsaimniekotu mežu speciālistu pūču un dzeņu aizsardzībā. Izvēles priekšrocības un prioritāro vietu novietojuma analīze liecināja, ka piemērotākie aizsardzības režīmi ir dabas lieguma un dabas rezervāta zonas ar aizliegtu mežsaimniecisko darbību.

Šis promocijas darbs ir viens no nedaudzajiem pūču ekoloģijas pētījumiem boreonemorālajā reģionā un vienīgais ilgstošas sīko zīdītāju populācijas depresijas laikā. Turklāt, ierosinātā dabas aizsardzības plānošanas pieeja var tikt reģionāli paplašināta (ārpus Latvijas) un izmantota citām ekosistēmām (paredzot atbilstošu modeļsugu izvēli).

## Annotation

The author analysed some aspects important in the conservation ecology of owls in Latvia between 1990 and 2021. This analysis includes owl diet, population dynamics of the main owl prey items (small mammals), owl breeding performance and population trends, as well as species distribution modeling together with site prioritisation for conservation. The last set of analyses was first developed on the Pygmy Owl and further applied to other owl species and also to woodpeckers, as these taxonomic groups are ecologically associated. Thus, allowing for a broader ecological perspective for evaluation of forest protection in Latvia and of the existing conservation area network.

The populations of small mammals showed cyclicity in the late 20<sup>th</sup> and early 21<sup>st</sup> centuries, but cycles have been dampened since approximately 2004. This had different numeric responses in different owl species, with stronger declines in more vole-specialised and forest-dwelling species. Owl habitat suitability revealed an association of habitats with higher vole densities and preference for owls, indicating cumulative effects of land use and habitat management on owls directly and via pressures on voles. Therefore, the spatially explicit importance of habitat conservation for owl protection was suggested by site prioritisation for conservation.

The majority of priority sites for owl and woodpecker conservation were outside existing nature conservation areas. Furthermore, more than 37% of forests in nature conservation areas appeared to have low importance for mature and less-managed forest specialist owls and woodpeckers. Analysis of preference and priority site for species conservation location suggested the most suitable conservation regime being nature reserve and strict nature reserve with forbidden forestry.

The thesis is one of few studies on owl ecology in the boreo-nemoral region and the first one during a prolonged period of dampened small mammal populations. Furthermore, the introduced conservation planning approach can be extended to broader regions and other ecosystems (with appropriate model species selection).

## Saturs

1. Ievads .....	6
1.1. Pētījuma aktualitāte .....	6
1.2. Pētījuma novitāte .....	6
1.3. Zinātniskā hipotēze.....	6
1.4 Darba mērķis .....	6
1.5 Darba uzdevumi .....	6
1.6 Oriģinālo publikāciju saraksts .....	7
1.7 Citas ar pūču ekoloģiju, dzīvotņu piemērotības analīzēm vai vietu prioritizēšanu un izvēli aizsardzībai saistītas publikācijas .....	7
1.8 Ar pūču ekoloģiju, dzīvotņu piemērotības analīzēm vai vietu prioritizēšanu un izvēli aizsardzībai saistītas konferenču prezentācijas .....	8
1.9 Rezultātu praktiskā pielietošana.....	9
1.10. Doktora darba izstrādes gaitā īstenotie projekti (ar pūcēm vai biodaudzveidības aizsardzību saistītie) .....	9
2. Teorētiskais pamatojums.....	11
2.1. Pūces Latvijā .....	11
2.2. Strupastu nozīme ekosistēmās un pūču populāciju procesos .....	12
2.3. Pūču loma dabas aizsardzībā.....	13
2.4. <i>Natura 2000</i> tīkls un mežu aizsardzība Latvijā.....	13
2.5. Sugu izplatības modelēšana un vietu prioritizēšana aizsardzībai.....	15
3. Materiāli un metodes.....	16
3.1. Sīko zīdītāju populāciju dinamika (Publikācija I).....	16
3.2. Pūču barības sastāvs un barības niša (Publikācijas I un II).....	16
3.3. Pūču populāciju dinamika un ligzdošanas sekmes (Publikācija I).....	16
3.4. Urālpūces barības sastāva un ligzdošanas sekmju salīdzinājums Eiropā (Publikācija II) .....	17
3.5. Dzīvotņu piemērotības analīze (Publikācijas III un IV).....	17
3.5.1. Klātbūtnes dati .....	17
3.5.2. Ekoģeogrāfisko mainīgo slāņi .....	17
3.5.3. Piepūles slānis.....	18
3.5.4. MaxEnt iestatījumi un modeļa izvēle .....	18
3.6. Prioritarizācija aizsardzībai (Publikācija III) .....	18
3.7. Aizsargājamo teritoriju izvērtējums (Publikācija III) .....	19
4. Rezultāti .....	20
4.1. Sīko zīdītāju populāciju dinamika (Publikācija I).....	20

4.2. Pūču barības sastāvs ligzdošanas sezonā (Publikācija I).....	20
4.3. Pūču populācijas pārmaiņas (Publikācija I) .....	21
4.4. Pūču ligzdošanas sekmes (Publikācija I).....	22
4.5. Urālpūces barības sastāva un ligzdošanas sekmju salīdzinājums Eiropā (Publikācija II) .....	23
4.6. Apodziņa dzīvotņu piemērotības izplatība un aizsardzībai prioritārās vietas (Publikācijas III un IV) .....	24
4.7. Esošā aizsargājamo teritoriju tīkla izvērtējums (Publikācija III un saistītās publikācija un konferenču prezentācijas).....	25
5. Plašāks dzīvotņu piemērotības analīžu un aizsargājamo teritoriju izvērtējuma darba plūsmas pielietojums praktiskajā darba aizsardzībā.....	27
5.1. Dzīvotņu piemērotības izplatība un aizsardzībai prioritārās vietas.....	27
5.2. Esošo aizsargājamo teritoriju tīkla izvērtējums.....	28
6. Diskusija.....	30
6.1. Sīkie zīdītāji.....	30
6.2. Pūču skaitliskās atbildes sīko zīdītāju populācijām .....	30
6.3. Dzīvotņu aizsardzība, aizsargājamās teritorijas un mežsaimniecība.....	32
6.3.1. GLAPAS piemērs .....	32
6.3.2. Sugu-dzīvotņu un mežu aizsardzības izvērtējums .....	33
7. Secinājumi.....	35
Pateicības .....	36
Izmantotā literatūra .....	37

# 1. Ievads

## 1.1. Pētījuma aktualitāte

Pierādījumos balstītas prakses nozīme bioloģiskās daudzveidības saglabāšanā ir labi zināma. Tomēr piekļuve nepieciešamajiem pierādījumiem ir sarežģīta (Sutherland et al., 2004; Stewart et al., 2005; Gutzat and Dormann, 2020; Hoffmann, 2022; Angelstam et al., 2023). Šajā pētījumā es piedāvāju ekoloģiskās nišas analīzē balstītu darba plūsmu teritoriju prioritāšu noteikšanai dabas kapitāla pārvaldības plānošanai. Kā modeļa organismu, kas pētīts, izstrādājot darba plūsmu, izmantoju nobriedušu mežu speciālistu sugu - apodziņu *Glaucidium passerinum*. Un tālāk darba plūsmu piemēroju sugu grupai ar dažāda līmeņa biotopu specializāciju, no kurām daudzas atzītas par bioloģiskās daudzveidības indikatoriem un dabas aizsardzības lietussarga sugām - pūcēm (Sergio et al., 2006, 2005; Korpimäki and Hakkarainen, 2012; Brambilla et al., 2013; Rueda et al., 2013; Pakkala et al., 2014; Penteriani and del Mar Delgado, 2019). Sakarā ar pūču un dzeņu lielo ekoloģisko saistību un to augsto bioloģiskās daudzveidības indikatora vērtību (Angelstam and Mikusinski, 1994; Fayt, 2004; Bobiec et al., 2005; Virkkala, 2006; Czeszczewik, 2009; Rueda et al., 2013; Pakkala et al., 2014; Virkkala et al., 2022) promocijas darba noslēgumā izvērtēju rezultātus par abām grupām, tādējādi aptverot lielāko daļu meža aizsardzībai nozīmīgāko lietussarga putnu sugu.

Lai ierobežotu “trokšņainu” dzīvotņu piemērotības analīzes interpretāciju, kas saistīta ar pūču spēcīgo funkcionālo un skaitlisko reakciju uz to galvenā medījuma - strupastu - pieejamību (sk. Ratajc et al., 2022 un Avotins et al., 2023, un tajos minētās atsauces), tika pētīta šī saistība. Mans pētījums pierāda sīko zīdītāju populāciju ciklu izsīkumu Latvijā, uzsverot, cik svarīgi ir ņemt vērā plēsēju un upuru attiecības sugu aizsardzības plānošanā.

## 1.2. Pētījuma novitāte

Šis ir pirmais pētījums boreo-nemorālajā reģionā, kura ietvaros kvantitatīvi novērtēta sīko zīdītāju populāciju samazināšanās ietekme uz pūču populācijas lieluma dinamiku un ligzdošanas rādītājiem. Viens no svarīgākajiem rezultātiem liecina par sīko zīdītāju skaita iepriekšējā rudenī ietekmi uz ūpja ligzdošanas rezultātiem. Pūču sugām svarīgāko sīko zīdītāju augstākā blīvuma biotopi ir saistīti ar dzīvotnēm, kas nozīmīgas pūcēm ar populāciju samazināšanās vai negatīvām ligzdošanas rādītāju tendencēm, kas liecina par biotopu saglabāšanas nozīmi.

Izstrādātā aizsardzībai prioritāro teritoriju noteikšanas darba plūsma ne tikai sniedz biotopu piemērotības novērtējumu, bet arī pierādījumus par dažādu aizsardzības režīmu nozīmi attiecībā uz mežsaimniecības ierobežojumiem, turklāt sniedz iespēju novērtēt esošo dabas aizsardzības tīklu. Turklāt darba plūsmas tālākā aprobācija praktiskajā dabas aizsardzībā, kas aptver sešas pūču un septiņas dzeņu sugas, uzskatāma par apjomīgu rezultātu mežu aizsardzības prioritāšu noteikšanā. Turpmāk šo pieeju var izmantot arī citām ekosistēmām un plašākiem reģioniem.

## 1.3. Zinātniskā hipotēze

Pūču sugām ar augstāku specializācijas līmeni uz strupastēm un šaurākām barības nišām ir spēcīgāka negatīva skaitliskā reakcija uz sīko zīdītāju populāciju ciklu apsīkumu. Šīs sugas ir vairāk saistītas ar noteiktiem biotopiem vai ainavas iezīmēm, kas jāsaglabā, lai aizsargātu pūču sugas un to indicētās ekosistēmas vērtības.

## 1.4 Darba mērķis

Galvenais promocijas darba mērķis ir nodrošināt informatīvo bāzi labākai dabas aizsardzības plānošanai un dabas kapitāla apsaimniekošanai Latvijā, izmantojot pūces kā modeļa organismus.

## 1.5 Darba uzdevumi

Definēti sekojoši darba uzdevumi:

- 1) Kvantificēt pūču populācijas lieluma un ligzdošanas sekmju dinamiku valsts līmenī;
- 2) Analizēt sīko zīdītāju populāciju ciklu apsīkšanas ietekmi pūču populācijās;

- 3) Izstrādāt un izmēģināt darba plūsmu ekoloģiski jēgpilnai telpiskajai dabas aizsardzības plānošanai;
- 4) Ierosināt mežu bioloģiskās daudzveidības aizsardzībai prioritārās vietas, izvērtējot esošo aizsargājamo teritoriju tīkla un funkcionālo zonu nozīmi.

## 1.6 Oriģinālo publikāciju saraksts

Šis promocijas darbs ir balstīts sekojošās publikācijās:

**I Avotins, A., Avotins sen., A., Ķerus, V., Aunins, A., 2023.** Numerical Response of Owls to the Dampening of Small Mammal Population Cycles in Latvia. *Life* 13, 572. doi:10.3390/life13020572.

**II Vrezec, A., Saurola, P., Avotins, A., Kocijančič, S., Sulkava, S., 2018.** A comparative study of Ural Owl *Strix uralensis* breeding season diet within its European breeding range, derived from nest box monitoring schemes. *Bird Study*. doi:10.1080/00063657.2018.1553026.

**III Avotins, A., Kerus, V., Aunins, A., 2022a.** National scale habitat suitability analysis to evaluate and improve conservation areas for a mature forest specialist species. *Global Ecology and Conservation* 38. doi:10.1016/j.gecco.2022.e02218.

**IV Avotins, A., Kerus, V., Aunins, A., 2022b.** Ecogeographical variable dataset for species distribution modelling, describing forest landscape in Latvia, 2017. *Data in Brief* 44. doi:10.1016/j.dib.2022.108509.

## 1.7 Citas ar pūču ekoloģiju, dzīvotņu piemērotības analīzēm vai vietu prioritizēšanu un izvēli aizsardzībai saistītas publikācijas

Di Marzio, A., **Avotins, A.**, Ķemere, M., Šķērstiņa, R., 2023. Fluorescence in European owls. *Annales Zoologici Fennici* 60: 31-51. doi: 10.5735/086.060.0106.

Reihmanis, J., **Avotiņš, A.**, 2022. Kā klājas tiem, kas barības ķēdes augšgalā? Atbildes, ko sniedz plēsīgo putnu monitorings. *Putni dabā* 2022/1: 40 – 43.

Bergmanis, M., Priednieks, J., **Avotiņš, A.**, Priedniece, I., 2021. Mazā dzeņa *Dryobates minor*, vidējā dzeņa *Leiopicus medius*, baltmugurdzeņa *Dendrocopos leucotos*, dižraibā dzeņa *Dendrocopos major*, trīspirkstu dzeņa *Picoides tridactylus*, melnās dzilnas *Dryocopus martius* un pelēkās dzilnas *Picus canus* aizsardzības plāns. Rīga.

Reihmanis, J., **Avotiņš, A.**, 2021. Plēsīgo putnu monitorings 2020. gadā. *Putni dabā* 2021/1: 29-33.

**Avotiņš jun., A.**, Reihmanis, J., 2020. Plēsīgo putnu monitorings 2019. gadā. *Putni dabā* 2020/1: 12-16.

**Avotiņš jun., A.**, 2019. Apodziņa *Glaucidium passerinum*, bikšainā apoga *Aegolius funereus*, meža pūces *Strix aluco*, urālpūces *Strix uralensis*, ausainās pūces *Asio otus* un ūpja *Bubo bubo* aizsardzības plāns. Rīga.

**Avotiņš jun., A.**, Reihmanis, J., 2019. Plēsīgo putnu monitoringā iegūtas ziņas par 18 sugu populācijas pārmaiņu rādītājiem. *Putni dabā* 2019/1: 14-17.

Aunins, A., **Avotins, A.**, 2018. Ekoloģiskās nišas un biotopu piemērotības modeļi - rīks dabas aizsardzībā un vides plānošanā, in: Aigars, J. (Ed.), *Latvijas Ekosistēmu Dinamika Klimata Ietekmē*. LU Akadēmiskais apgāds, Rīga, pp. 70–73.

Aunins, A., **Avotins, A.**, 2018. Impact of military activities on bird species considered to benefit from disturbances: an example from an active military training area in Latvia. *Ornis Fennica* 95: 15-31.

**Avotiņš jun., A.**, Reihmanis, J., 2018. Noslēgusies ceturtā plēsīgo putnu monitoringa sezona. *Putni dabā* 2018/1: 18-20.

**Avotiņš jun., A.,** Ķerus, V., 2018. Aicinām pārbaudīt pļavu tilbītes iespējamās ligzdošanas vietas. Putni dabā 2018/1: 8-9.

**Avotiņš jun., A.,** Reihmanis, J., 2017. Ligzdojošo plēsīgo putnu fona monitorings 2016. gadā. Putni dabā 2017/1: 15-17.

**Avotiņš jun., A.,** Reihmanis, J., 2016. Ligzdojošo plēsīgo putnu fona monitorings 2014-2015. Putni dabā 2016/1: 16-18.

**Avotiņš jun., A.,** 2015 Putnu dzīvotņu aizsardzība Rāznas nacionālajā parkā. Putni dabā 2015/3: 4-9.

### **1.8 Ar pūču ekoloģiju, dzīvotņu piemērotības analīzēm vai vietu prioritizēšanu un izvēli aizsardzībai saistītas konferenču prezentācijas**

**Avotins, A.,** Vinogradovs, I., Aunins, A., 2023. (mutisks ziņojums) Observed and modelled species distribution and population size: challenges and gains. 81<sup>st</sup> international scientific conference of the University of Latvia, Rīga, 01.2023.;

**Avotins, A.,** Avotins sen., A., Ķerus, V., Aunins, A., 2023. (mutisks ziņojums) Numerical response of owls to dampening of the population cycles of the small mammals in Latvia. 81<sup>st</sup> international scientific conference of the University of Latvia, Rīga, 01.2023.;

**Avotins, A.,** Bergmanis, M., Priednieks, J., Ķerus, V., Aunins, A., 2023. (mutisks ziņojums) Distribution modelling of owls and woodpeckers to evaluate forest conservation in Latvia. 81<sup>st</sup> international scientific conference of the University of Latvia, Rīga, 01.2023.;

**Avotins, A.,** 2023. (mutisks ziņojums) Examples of biodiversity and soil distribution modelling with UL NMI cluster. 81<sup>st</sup> international scientific conference of the University of Latvia, Rīga, 01.2023.;

Di Marzio, A., **Avotins, A.,** Ķemere, M., Šķērstiņa, R., Di Marzio, G., 2023 (mutisks ziņojums) Fluorescence in European Owls. 81<sup>st</sup> international scientific conference of the University of Latvia, Rīga, 01.2023.;

**Avotins, A.,** Priednieks, J., Bergmanis, M., Aunins, A., 2022. (mutisks ziņojums) Modelling Owl and Woodpecker habitat suitability to evaluate forest conservation in Latvia. 11<sup>th</sup> international conference on biodiversity research, Daugavpils, 10.2022.;

Daknis, P., Elferts, D., **Avotiņš, A.,** Kalvāns, A., 2022. (mutisks ziņojums) Evaluation of LiDAR data utility in search for large nests. 11<sup>th</sup> international conference on biodiversity research, Daugavpils, 10.2022.;

Daknis, P., Elferts, D., **Avotiņš, A.,** Kalvāns, A., 2020. (mutisks ziņojums) LiDAR datu pielietojuma lietderības izvērtējums lielo ligzdu meklēšanā. 80<sup>th</sup> international scientific conference of the University of Latvia, Rīga, 02.2022.;

**Avotiņš, A.,** Auniņš, A., Reihmanis, J., 2020. (mutisks ziņojums) Latvijas plēsīgo putnu populāciju lielumi un pārmaiņu rādītāji Putnu direktīvas 12. panta ziņojumam (2013-2018). 80<sup>th</sup> international scientific conference of the University of Latvia, Rīga, 02.2020.;

**Avotins, A.,** Aunins, A., 2019. (mutisks ziņojums) When is it going to be enough? The Owl perspective for Latvian Woodlands. Problems in Biodiversity Conservation in the Baltic Forests and Possible Solution, Rīga, 25.11.2019.;

**Avotiņš, A.,** 2019. (mutisks ziņojums) Aizsargājamās dabas teritorijas, mežsaimniecības aprobežojumi un *Aichi* biodaudzveidības mērķi mežos: trūkumi dabas teritorijās un iespējas valsts līmeņa plānošanā ar dzīvotņu piemērotības modelēšanu. 79<sup>th</sup> international scientific conference of the University of Latvia, Rīga, 02.2019.;

**Avotiņš, A.,** 2018. (mutisks ziņojums) Priority sites for forest dwelling owl protection: evaluation of habitat suitability. Forestry and Biodiversity: International Perspectives on Trade-offs, Problems and Solutions, Rīga, 05.-07.12.2018.;



**Avotins, A., Aunins, A., 2018.** (mutisks ziņojums) Factors prevailing distribution of Eurasian Pygmy Owl and setting conservation priorities in Latvia. 5<sup>th</sup> European Congress of Conservation Biology, Jyväskylä, Finland, 12.-15.06.2018.;

**Avotiņš jun., A., Auniņš, A., 2018.** (mutisks ziņojums) Apodziņa *Glaucidium passerinum* sastopamību noteicošie faktori un aizsardzībai prioritārās teritorijas. 78<sup>th</sup> international conference of the University of Latvia, Rīga, 02.2018.;

**Avotiņš jun., A., Ignatjevs, V., Avotiņš sen., A., Auniņš, A., 2018** (mutisks ziņojums) Pūču barības atlieku pielietojamība sīko zīdītāju sastopamības pārmaiņu nodrošināšanā. 78<sup>th</sup> international conference of the University of Latvia, Rīga, 02.2018.;

**Avotiņš jun., A., Ignatjevs, V., Ūlands, D., Rozenfelde, M., Zilgalvis, M., Auniņš, A., 2017.** (mutisks ziņojums) Pirmie rezultāti meža un ausainās pūces, urālpūces, bikšainā apoga un apodziņa konstatēšanas iespējamības izmaiņu analīzē. 77<sup>th</sup> international scientific conference of the University of Latvia, Rīga, 02.2017.;

**Avotiņš jun., A., Auniņš, A., Avotiņš sen., A., Grandāns, G., Ļoļāns, U., 2016.** (mutisks ziņojums) Population estimates and distribution of Tawny Owl, Ural Owl, Pygmy Owl and Long-Eared Owl in Latvia: habitat based analysis. 4<sup>th</sup> International Symposium "Research and Protection of Birds of Prey & Black Stork in the Baltic Region", Medņuriests, Latvija, 03.2016.;

**Avotiņš jun., A., Auniņš, A., Avotiņš sen., A., Grandāns, G., Ļoļāns, U., 2016.** (mutisks ziņojums) Latvijā biežāk ligzdojošo pūču sugu populācijas izmaiņas un pēc biotopu sastopamības aprēķinātā populācija. 74<sup>th</sup> international scientific conference of the University of Latvia, Rīga, 02.2016.;

Reihmanis, J., **Avotiņš, A., 2015.** (stenda ziņojums) A new raptor monitoring scheme for Latvia: methodology and lessons from the first year. EURAPMON final conference, Sierra Espuña Natural Park, 09.-11.03.2015.

## **1.9 Rezultātu praktiskā pielietošana**

Nozīmīgākais šī promocijas darba praktiskais pielietojums ir oficiāli apstiprināti sešu pūču un septiņu dzeņu sugu aizsardzības plāni Latvijā. Šajos divos dokumentos ietverti biotopu piemērotības analīzes rezultāti, sugu aizsardzībai prioritāro vietu noteikšana un esošā dabas aizsardzības tīkla Latvijā novērtējums. Svarīgi, ka dokumenti ir ne tikai oficiāli apstiprināti, bet arī vismaz daļēji ieviesti praksē, piemēram, obligātas vietu izpētes procedūru ietvaros pirms rūpnieciskās attīstības (piemēram, vēja ģeneratoru parku izveidošanas) un stingrākas teritorijas plānošanas veidā. Turklāt šie rezultāti tiek izmantoti vairākos valsts finansētos projektos ūpja aizsardzībai. Nedaudz pārveidotas pieejas rezultāti tiek izmantoti aizsardzības plānošanā zivsaimniecībā (projekts " Jūras aizsargājamo biotopu izpēte un nepieciešamā aizsardzības stāvokļa noteikšana Latvijas ekskluzīvajā ekonomiskajā zonā " LIFE19 NAT/LV/000973 "Life Reef") un putnu sugu aizsardzības un apdraudētības statusa novērtēšanā (projekts "Apdraudētās sugas Latvijā: uzlabotas zināšanas un kapacitāte, informācijas aprīte un izpratne" LIFE19GIE/LV/000857 "Life for Species").

Papildus iepriekš minētajam, biotopu piemērotības modelēšanas un teritoriju prioritāšu noteikšanas darba plūsma ir iestrādāta divos projekta pieteikumos, aptverot desmitiem putnu un desmitiem citu dzīvnieku sugu, kuru mērķis ir veikt plašāku analīzi un sniegt ieteikumus dabas aizsardzības tīkla spēcīgākai novērtēšanai, sniedzot priekšlikumus par nozīmīgākajām teritorijām mērķtiecīgai dabas aizsardzībai.

### **1.10. Doktora darba izstrādes gaitā īstenotie projekti (ar pūcēm vai biodaudzveidības aizsardzību saistītie)**

1. Vistu vanaga *Accipiter gentilis* monitoringa pilnveidošana un dzīvotņu piemērotības telpiskā modeļa izveide, valsts akciju sabiedrība "Latvijas valsts meži", 2023 – šobrīd, projekta vadītājs, datu analītiķis;

2. Jūras aizsargājamo biotopu izpēte un nepieciešamā aizsardzības stāvokļa noteikšana Latvijas ekskluzīvajā ekonomiskajā zonā, LIFE19 NAT/LV/000973, 2022 – šobrīd, pētnieks;
3. Apdraudētās sugas Latvijā: uzlabotas zināšanas un kapacitāte, informācijas aprīte un izpratne, LIFE19GIE/LV/000857, 2021 – šobrīd, eksperts;
4. Ligzdojošo plēsīgo putnu fona monitorings, valsts biodaudzveidības monitoringa programma, 2014 – šobrīd, projekta vadītājs, eksperts;
5. Sugas aizsardzības plāns putnu grupai “Dzeņi”, daļa no ES kohēzijas fonda projekta Nr. 5.4.2.1/16/I/001, 2019 - 2020, datu analītiķis;
6. Putnu populāciju lielumu aprēķināšana Putnu direktīvas 12. panta ziņojumam, valsts finansējums, 2019, datu analītiķis;
7. Putnu populācijas Latvijas *Natura 2000* vietu tīklā, valsts finansējums, 2017 – 2019, datu analītiķis;
8. Sugas aizsardzības plāns putnu grupai “Pūces”, daļa no ES kohēzijas fonda projekta Nr. 5.4.2.1/16/I/001, 2017 – 2019, projekta vadītājs, datu analītiķis;
9. Informācijas ieguve par īpaši aizsargājamo sugu meža sicista *Sicista betulina*, Latvijas Vides Aizsardzības fonds, 2016 – 2017, projekta vadītājs, datu analītiķis
10. Latvijas ekosistēmu vērtība un tās dinamika klimata ietekmē (EVIDEnT), valsts pētījumu programma, 2016 – 2018, zinātniskais asistents.

## 2. Teorētiskais pamatojums

### 2.1. Pūces Latvijā

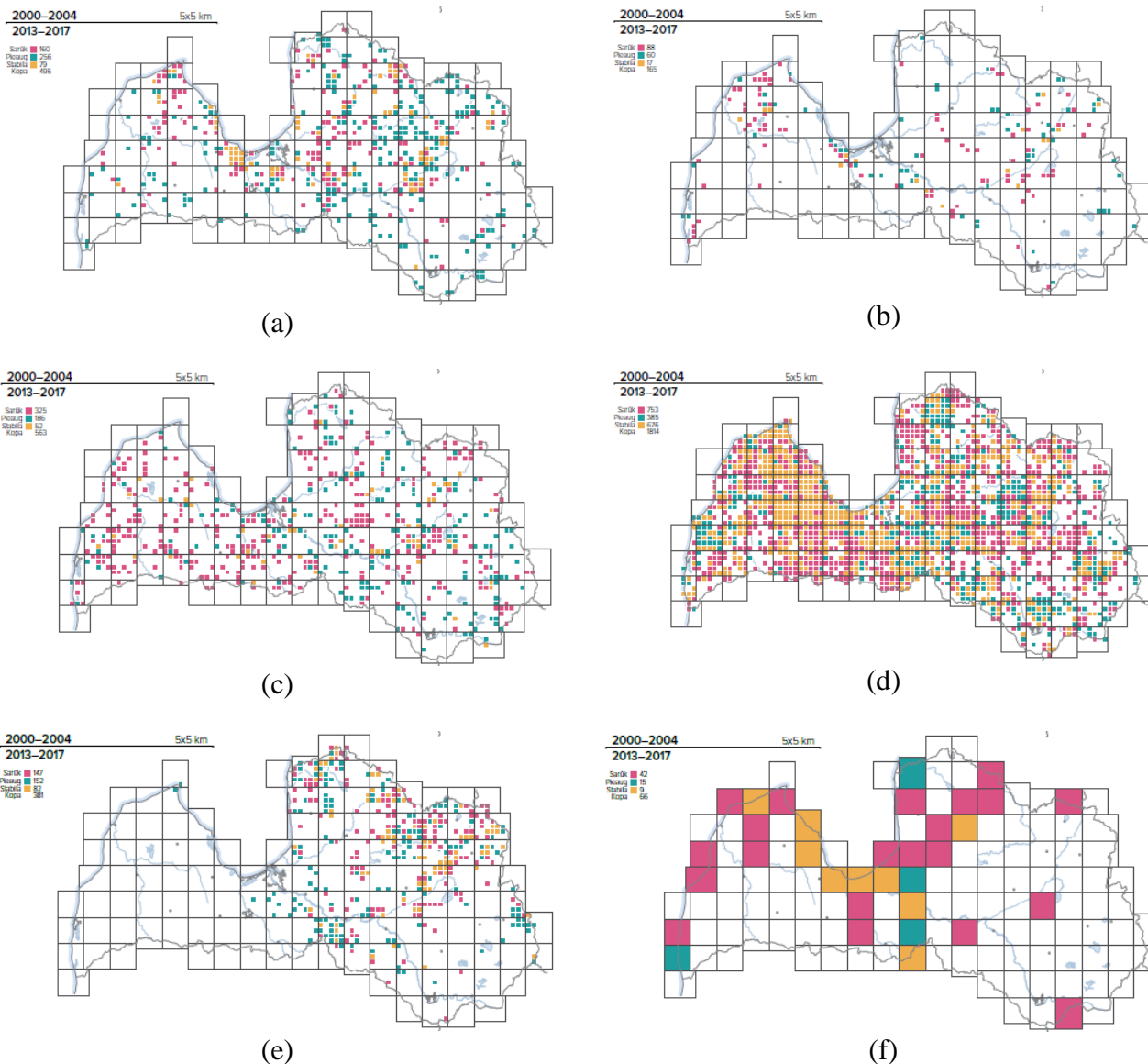
No 13 Latvijā jebkad konstatētajām pūču sugām regulāri (katru gadu) ligzdo tikai sešas - apodziņš *Glaucidium passerinum* (turpmāk GLAPAS), bikšainais apogs *Aegolius funereus* (AEGFUN), ausainā pūce *Asio otus* (ASiotu), meža pūce *Strix aluco* (STRALU), urālpūce *Strix uralensis* (STRURA) un ūpis *Bubo bubo* (BUBBUB). Lielākā daļa šo sugu ir galvenokārt nakts putni (izņemot GLAPAS, kas ir krēslas putns) ar slēptu dzīvesveidu. Tāpēc šīs sugas līdz pat 20. gs. otrajai pusei Eiropā (sk. Mikkola, 1983) un vēl ilgāk Latvijā (sk. Avotiņš jun., 2019) bija vāji izpētītas. Kopš tā laika ir publicēti daudzi visaptveroši pētījumi, kuros detalizēti aprakstīta vairošanās bioloģija, populāciju ekoloģija, kā arī biotopu izvēle un pat dabas aizsardzības plānošana, īpaši Ziemeļeiropas boreālajā zonā (sk. Korpimäki and Hakkarainen, 2012; Mebs and Scherzinger, 2000; Mikkola, 1983; Penteriani and del Mar Delgado, 2019). Tomēr ir ļoti maz pētījumu no boreo-nemorālā reģiona, īpaši Baltijas valstīm, tostarp Latvijas. Pūču pētījumu sākums Latvijā datējams ar 20. gadsimta 80. gadu beigām, kad tika izveidoti pirmie parauglaukumi ar nakts uzskaitēm un ligzdu meklēšanu (Avotiņš sen., 2000, 1999a, 1999b, 1996, 1991, 1990a, 1990b, 1989; Avotiņš sen. et al., 1999; Avotiņš sen. and Ķemlers, 1993). Tie veidoja zināšanu bāzi un pamatu populāciju monitoringam mūsdienās (Avotiņš and Reihmanis, 2020), sabiedriskās zinātnes projektiem un šim darbam.

**Tabula 1. Populācijas lielums, īstermiņa un ilgtermiņa populācijas pārmaiņas un apdraudējuma kategorija (balstīts Eionet, 2020 un Ķerus et al., 2021).**

Suga	Populācijas lielums (95% TI)	Īstermiņa tendence (2007-2018)	Ilgtermiņa tendence (periods)	Apdraudējuma kategorija
GLAPAS	5883 (3671-9464)	-23%	-58% (2003-2018)	Jūtīga
AEGFUN	1991 (1088-3651)	77%	-92% (1990-2018)	Stipri apdraudēta
ASiotu	6788 (3766-12362)	-26%	-11% (1990-2018)	Jūtīga
STRALU	16604 (12512-23925)	31%	-22% (1990-2018)	Zemākā apdraudējuma
STRURA	3033 (1825-5381)	-48%	44% (1990-2018)	Jūtīga
BUBBUB	24 (8-73)	-30%	Nezināms (1980-2018)	Kritiski apdraudēta

Vieni no nozīmīgākajiem sabiedrības zinātnes pētījumiem Latvijā ir ligzdojošo putnu izplatības atlantu (1980-1984, 2000-2004, 2013-2017 un to salīdzinājums) rezultāti (1. attēls), kā arī samērā apjomīgs populāciju monitorings, kas sniedz informāciju par populācijas lielumu un tā izmaiņām laikā un tiek izmantots Putnu direktīvas 12. panta ziņojumos (1. tabula). Šie divi informācijas kopumi ļauj novērtēt apdraudējuma kategoriju, pamatojoties uz IUCN reģionālajiem kritērijiem (1. tabula). Kā redzams, lielākā daļa pūču sugu ir apdraudētas un to populācijas samazinās. Tomēr populāciju izmēri ir salīdzinoši lieli (1. tabula), un zināmā izplatība aptver lielāko daļu valsts teritorijas (izņemot STRURA, kuras novērojumu Latvijas rietumu daļā gandrīz nav; 1. attēls). Saskaņā ar Eiropas ligzdojošo putnu atlanta rezultātiem (Keller et al., 2020) Latvija atrodas katras šajā darbā analizētās sugas nepārtrauktās izplatības areālā. Klimatisko nišu analīze Eiropas līmenī liecina par labvēlīgu klimatisko nišu Latvijā pašlaik un līdz 21. gadsimta beigām katrai sugai (Huntley et al., 2007).

Populāciju lieluma samazināšanās un sliktais aizsardzības stāvoklis ir iemesls sugu aizsardzības ekoloģijas pētījumu nepieciešamībai. Šādu pētījumu nozīmību apstiprina fakts, ka daudzas pūču sugas tiek uzskatītas par bioloģiskās daudzveidības indikatoriem, bioloģiskās daudzveidības bagātu biotopu speciālistiem un pat par lietussarga sugām dabas aizsardzībā (Sergio et al., 2006, 2005; Korpimäki and Hakkarainen, 2012; Brambilla et al., 2013; Rueda et al., 2013; Pakkala et al., 2014; Penteriani and del Mar Delgado, 2019). Tomēr pūcēm ir spēcīga funkcionālā un skaitliskā reakcija uz sīko zīdītāju, īpaši strupastu, skaita svārstībām dabā, kas jāņem vērā, plānojot pūču aizsardzības pasākumus.



**1. attēls. Reģistrētā ligzdošanas izplatība un tās izmaiņas divos ligzdojošo putnu atlantos (2000-2004 un 2013-2017) sešām pūču sugām Latvijā: (a) GLAPAS, (b) AEGFUN, (c) ASIOTU, (d) STRĀLU, (e) STRURA, (f) BUBBUB. Samazināšanās ar sarkanu, palielināšanās ar zilu, klātbūtne abos periodos ar oranžu (Keruš et al., 2021).**

## 2.2. Strupastu nozīme ekosistēmās un pūču populāciju procesos

Sīkajiem zīdītājiem ir augsta nozīme ekosistēmas funkcionēšanā un dažādos ekoloģiskos procesos. Viņu ietekme aptver gan dabiskās sukcesijas ietekmēšanu (McCaffery et al., 2020), gan augu un mikroorganismu sabiedrību un ķīmiskā sastāva veidošanu (Moorhead et al., 2017), gan sīko zīdītāju plēsēju demogrāfisko procesu regulēšanu (Solonen, 2005; Karell et al., 2009; Lehikoinen et al., 2011; Saurola and Francis, 2018). Zīmīgi, ka sīko zīdītāju ietekme uz plēsīgo putnu demogrāfiju ir tik spēcīga, ka, analizējot plēsīgo putnu vairošanās rādītājus, var atklāt nozīmīgas sakarības laikā un telpā plēsīgo putnu vidū (Sundell et al., 2004). Boreālajos reģionos sīko zīdītāju populācijām ir raksturīgi izteikti cikliska skaita dinamika plašos laika periodos un attālumos (Hansson and Henttonen, 1985; Lindén, 1988; Sundell et al., 2004). Šāda ciklu sinhronitāte novērota arī Rietumeiropā (Lambin et al., 2006) un Baltijas valstīs aptverošajā boreo-nemorālajā reģionā (Vāli and Tõnisalu, 2020; Balčiauskas and Balčiauskienė, 2022a; Balčiauskas and Balčiauskienė, 2022b).

Ir daudz pierādījumu par sīko zīdītāju, jo īpaši strupastu, nozīmi pūcēm. Strupastes ir nozīmīga pūču barības sastāvdaļa, sākot no tādām specializētām sugām kā ASIOTU (Village, 1981; Tome, 2003; Balčiauskienė et al., 2006; Birrer, 2009; Tome, 2009) un AEGFUN (Korpimäki and Hakkarainen, 2012)

līdz vairāk ģenerālistu sugām kā GLAPAS (Mikkola, 1983; Masoero et al., 2020), STRURA (Mikkola, 1983; Vrezec et al., 2018), STRALU (Mikkola, 1983; Balčiauskienė et al., 2006; Grašytė et al., 2016) un BUBBUB (Penteriani and del Mar Delgado, 2019). Turklāt strupastēm ir būtiska nozīme, veicinot augstāku reprodukciju (Mikkola, 1983; Lehikoinen et al., 2011), izdzīvošanu (Village, 1981; Solheim, 1984; Korpimäki and Hakkarainen, 1991; Brommer et al., 2002; Hakkarainen et al., 2002; Saurola and Francis, 2004; Tome, 2011; Pavón-Jordán et al., 2013; Masoero et al., 2020b), kā arī ietekmē pūču uzvedību (Konttinen et al., 2009), migrācijas lēmumus (Korpimäki and Hakkarainen, 2012) un dzīves vēsturi ar pārnese efektu (*life history via carry-over effect*; Brommer et al., 2004). Lielākā daļa pētījumu par šo tēmu ir veikti Fenoskandijai raksturīgajā strupastu cikliskajā vidē, pētījumu Baltijas valstīs ir maz (bet skatīt Balčiauskienė et al., 2006 un Grašytė et al., 2016 un tur minētās atsauces).

### 2.3. Pūču loma dabas aizsardzībā

Daudzas no šajā darbā pētītajām pūču sugām ir saistītas ar dabiskākām ainavām un mazāk apsaimniekotām vietām tajās. Piemēram, ASIOTU dod priekšroku lauksaimniecības ainavām ar garām lauku un mežu malām, zālāju dominanci vai citiem ekstensīvi apsaimniekotiem laukiem ar lielu dažādu ainavas elementu bagātību (Wijnandts, 1984; Galeotti et al., 1997; Glue and Nilsson, 1997; Holt, 1997; Butet and Leroux, 2001; Martínez and Zuberogoitia, 2004; Aschwanden et al., 2005; Sergio et al., 2008). Vēl izteiktāka mazāk apsaimniekotu teritoriju izvēle ir meža sugām, kurām ir svarīga pat lokālā biotopa struktūras daudzveidība un vietas saglabāšanas vēsture, piemēram, GLAPAS (Strom and Sonerud, 2001; Ciach, 2005; Shurulinkov et al., 2007; Pačenovský and Šotnár, 2010; Baroni et al., 2021, 2020), AEGFUN (Sorbi, 1995; Ravussin et al., 2001; Shurulinkov and Stoyanov, 2006; Hakkarainen et al., 2008, 1997; Korpimäki and Hakkarainen, 2012; Santangeli et al., 2012; Brambilla et al., 2013) un STRURA (Lahti, 1972; Sonerud, 1986; Priednieks et al., 1989; Löhmus, 2003; Vrezec, 2003; Tuule et al., 2007; Tutiš et al., 2009; Bylicka et al., 2010). Pat mežos ligzdojošo sugu izplatība un noturība lielā mērogā ir saistīta ar ainavas līmeņa apsaimniekošanu, t. i., meža fragmentāciju (Rueda et al., 2013). Līdztekus spēcīgām asociācijām starp pūcēm nozīmīgām dzīvotnēm un dabas aizsardzībā nozīmīgiem biotopiem, pūces kā plēsēji ir atzītas un lauka pētījumos pierādītas kā bioloģiskās daudzveidības indikatori un lietussarga sugas meža bioloģiskās daudzveidības aizsardzībā (Sergio et al., 2006, 2005; Pakkala et al., 2014). Vēl vairāk, šie biotopi ir nozīmīgi klimata pārmaiņu (Chen et al., 1995, 1993; Frey et al., 2016) un to izraisīto sugu areālu maiņas mazināšanā (Lehikoinen et al., 2018).

Līdz ar to vairākas pūču sugas ir iekļautas gan Eiropas (Eiropas Parlamenta un Padomes 2009. gada 30. novembrī pieņemtā Direktīva 2009/147/EK par savvaļas putnu aizsardzību (Putnu direktīva)), gan nacionālajos (Latvija; Ministru kabineta 2000. gada 14. novembra noteikumi Nr. 396 "Noteikumi par īpaši aizsargājamo sugu un ierobežoti izmantojamo īpaši aizsargājamo sugu sarakstu"; Ministru kabineta 2007. gada 27. marta noteikumi Nr. 211 " Noteikumi par putnu sugu sarakstu, kurām piemēro īpašus dzīvotņu aizsardzības pasākumus, lai nodrošinātu sugu izdzīvošanu un vairošanos izplatības areālā "; Ministru kabineta 2012. gada 18. decembra noteikumi Nr. 940 "Noteikumi par mikroliegumu izveidošanas un apsaimniekošanas kārtību, to aizsardzību, kā arī mikroliegumu un to buferzonu noteikšanu") dabas aizsardzības tiesību aktos. Tomēr no vismaz 20 putnu sugām, kurām konstatēta nepietiekama pārstāvētība Eiropas nozīmes dabas aizsargājamo teritoriju tīklā *Natura 2000* (turpmāk - N2k), deviņas ir mežos dzīvojošās sugas, un četras no tām ir pūces (Van Der Sluis et al., 2016).

### 2.4. *Natura 2000* tīkls un mežu aizsardzība Latvijā

Latvijā, kas ir Eiropas Savienības dalībvalsts, dabas aizsardzības teritoriju (ĪADT) tīklu galvenokārt veido N2k teritorijas, kas veido lielāko aizsargājamo teritoriju tīklu pasaulē (Evans, 2012). Plaši pētījumi liecina, ka N2k tīkls ir pozitīvi ietekmējis putnu populācijas, tostarp Putnu direktīvas 1. pielikumā iekļautās sugas (Donald et al., 2007), valsts aizsargājamās sugas (Opermanis et al., 2008) un ne aizsardzības mērķa sugas (Pellissier et al., 2019). Tomēr N2k tīkla pārklājums dažādās Eiropas Savienības dalībvalstīs ievērojami atšķiras (Evans, 2012; Gruber et al., 2012).

N2k tīkls, neraugoties uz tā sasniegumiem, ir ticis kritizēts par nepietiekamu ieviešanu, kā rezultātā ir radušies trūkumi biotopu un sugu aizsardzībā (Jantke et al., 2011; Gruber et al., 2012; Van Der Sluis et al., 2016). Turklāt teritoriju noteikšanas principi dalībvalstīs nav bijuši konsekventi, un, iespējams,

trūkst pienācīgas pārvaldības (Apostolopoulou un Pantis, 2009; Iojā et al., 2010; Grodzinska-Jurczak un Cent, 2011). N2k tīkla noteikšanā dažkārt ir bijuši trūkumi sakarā ar ekoloģiski un statistiski pamatotu teritoriju atlases metožu izmantošanas trūkumu (Gruber et al., 2012; Moilanen and Arponen, 2011). Turklāt atbilstošas pārvaldības trūkums ir novedis pie neatbilstošas prakses, kas ir veicinājusi bioloģiskās daudzveidības samazināšanos (Tsiafouli et al., 2013; Kallimanis et al., 2015; Rada et al., 2019).

**2. tabula. Mežizstrādes ierobežojumu apraksts dažādos dabas aizsardzības režimos, to platība valstī, ĪADT un N2k. Telpiskie šķērsgriezumi balstīti Dabas aizsardzības pārvaldes 2018. gadā izsniegtajos slāņos.**

Režims	Apraksts	Īpatsvars valstī (%)	Īpatsvars ĪADT (%)	Īpatsvars N2k (%)
Neitrālā zonae	Tādi paši ierobežojumi kā ārpus ĪADT	4.34	22.63	3.54
Ainavu aizsardzības zona	Daļā teritoriju ir sezonāli mežizstrādes ierobežojumi (no 15. marta līdz 31. jūlijam). Kopumā: ierobežots kailcirtes izmērs – parasti līdz 3 ha, bet atsevišķos meža tipos tās ir aizliegtas	5.66	31.27	29.36
Dabas parks	Daļā teritoriju ir sezonāli mežizstrādes ierobežojumi (no 15. marta līdz 31. jūlijam), aizliegta kailcirtšu un atvērumu, kas lielāki par 0.1 ha, veidošana, pārējie cirtšu veidi (ieskaitot galveno cirti) ir atļauti	2.80	14.77	24.43
Dabas liegums	Sezonāli mežizstrādes ierobežojumi (no 15. marta līdz 31. jūlijam), vairumā teritoriju aizliegtas galvenā un krājas kopšanas cirtes visās mežaudzēs, kā arī izlases cirte audzēs, kuru vecums pārsniedz pusi no cirtmeta	3.63	17.75	29.38
Dabas rezervāts	Mežizstrāde ir aizliegta	1.29	6.88	11.39
Mikrolieguma buferzona	Sezonāls (atkarībā no mērķa sugas) mežizstrādes aizliegums	0.69	3.16	0.27
Mikroliegums	Mežizstrāde ir aizliegta (ar izņēmumiem), neliela platība	0.67	3.54	1.63

Pētījumi liecina, ka aptuveni 86% N2k teritoriju Latvijā ietekmē lauksaimnieciskā un mežsaimnieciskā darbība, un mežsaimniecība ir dominējošā cilvēka darbība aptuveni 59% no šīm teritorijām (Tsiafouli et al., 2013). Tas ir bijis iespējams, sakarā ar funkcionālajām zonām ar dažādiem teritoriju apsaimniekošanas ierobežojumiem (2. tabula). Mežsaimniecības ierobežojumu dažādība, kas reģistrēta mežaudzes līmeņa inventarizācijas datubāzē "Meža valsts reģistrs", dažādās Latvijas N2k teritoriju funkcionālajās zonās ir pieejama 2. un 3. tabulā.

**3. tabula. Mežsaimniecības ierobežojumi (valsts meža zemes (mežaudžu un izcirtumu) īpatsvars (%)) dažādās Latvijas N2k teritoriju funkcionālajās zonās (un mikroliegumos) 2017. gadā. Ailes, kas apzīmē mazāku ierobežojumu, nekā paredzēts (Ministru kabineta 2010. gada 16. marta noteikumi Nr. 264 "Īpaši aizsargājamo dabas teritoriju vispārējie aizsardzības un izmantošanas noteikumi" un Ministru kabineta 2012. gada 18. decembra noteikumi Nr. 940 "Noteikumi par mikroliegumu izveidošanas un apsaimniekošanas kārtību, to aizsardzību, kā arī mikroliegumu un to buferzonu noteikšanu") ir iekrāsoti pelēkā krāsā, ar gaišāku pelēku krāsu norādot dažus izņēmumus.**

Funkcionālā zona	Aizliegta mežizstrāde	Aizliegtas galvenā un kopšanas cirtes	Aizliegta galvenā cirtes	Aizliegta kopšanas cirte	Sezonāli ierobežojumi	Nav ierobežojumu
Ārpus ĪADT	0.25	0.04	0.32	3.31	0.06	74.82
Mikroliegums	1.31	0.0004	0.0006	0.004	0.008	0.016
Mikrolieguma buferzona	0.04	0.006	0.006	0.02	1.10	0.04
Neitrālā zona	0.01	0.004	0.01	0.17	0.0006	4.13
Ainavu aizsardzības zona	0.06	0.19	0.17	0.78	0.0008	5.65
Dabas parks	0.02	0.02	0.06	1.56	0.02	0.93
Dabas liegums	0.17	1.58	0.93	0.61	0.002	0.04
Dabas rezervāts	1.31	0.17	0.06	0.004	0	0.02

Meža kopumā	zemēs	3.17	2.00	1.55	6.46	1.19	85.64
-------------	-------	------	------	------	------	------	-------

Trešajā tabulā redzams, ka mežsaimniecības ierobežojumi ir ne tikai N2k teritorijās - aptuveni 3.98% meža zemju (mežaudzes un izcirtumi) ir mežsaimniecības ierobežojumi, lai gan tās atrodas ārpus N2k tīkla. Tāpat redzams, ka lielai daļai (aptuveni 11.9 % no kopējās meža zemes (mežaudzes un izcirtumi)) aizsargājamo teritoriju ir mazāk ierobežojumu, nekā paredzēts vispārējā regulējumā. Tas norāda uz iespējamo neatbilstību starp teritoriju noteikšanas mērķiem un praktisko ieviešanu, piemēram, formālu aizsardzību, kas nevar sasniegt savu mērķi. Lai novērtētu vietas ar aizsardzības trūkumiem un neatbilstošu apsaimniekošanas praksi, ir ierosināts izmantot sugu izplatības modelēšanu (Guisan et al., 2013).

## 2.5. Sugu izplatības modelēšana un vietu prioritizēšana aizsardzībai

Aizsardzības bioloģijā un biogeogrāfijā svarīgs paņēmiens ir sugu ģeogrāfiskās izplatības prognozēšana, pamatojoties uz vides apstākļiem zināmajās sastopamības vietās (Phillips et al., 2004). Tomēr tikai-klātbūtnes datu pārplūde no dabas kolekcijām un sabiedrības zinātnes projektiem (Gomes et al., 2018), kā arī iztrūkuma datu nepieejamība (Graham et al., 2004) vai apšaubāmā kvalitāte (Anderson et al., 2003) ir radījusi nepieciešamību izstrādāt tikai-klātbūtnes datu analīzes metodes. No šīm metodēm popularitāti ir ieguvusi maksimālās entropijas analīze (Phillips et al., 2006), kas, atbildīgi lietojot, ir pārspējusi līdzīgas pieejas (Phillips et al., 2009; Warren et al., 2010; Warren and Seifert, 2011; Elith et al., 2011; Morales et al., 2017).

Strādājot ar datu kopām, kurās ir informācija par sugu sastopamību (skaitu), tradicionālās biostatistiskās metodes, piemēram, Puasona regresija, var radīt problēmas nepilnīgas konstatēšanas dēļ, kā rezultātā izplatība vai sastopamība tiek novērtēta pārāk zemu. Lai risinātu nemarkētu dzīvnieku nepilnīgas konstatēšanas problēmu, ir izstrādātas hierarhiskas latentu mainīgo modelēšanas metodes, kas ļauj risināt konstatēšanas procesus atsevišķi no ekoloģiskajiem procesiem (Kéry, 2011; Dénes et al., 2015). Šīs metodes ļauj ņemt vērā konstatēšanas atšķirības, kas saistītas ar uzskaites apstākļiem un konstatēšanas varbūtību, kuras pamatā ir novērotāja attālums (Kéry and Royle, 2016). Tomēr to pielietošana ir atkarīga no statistiski drošas izlases struktūras (Buckland et al., 2004; Kéry et al., 2008). Nesenie sasniegumi kvantitatīvajā bioloģijā ir noveduši pie saistītas sugu izplatības modelēšanas (JSDM) sistēmas izstrādes, kas integrē filoģenētiskās attiecības, pazīmes un kopīgu sastopamību ar biežāk sastopamām sugām, ņemot vērā reto sugu daudzumus saistībā ar kopīgo vidi (Ovaskainen and Abrego, 2020).

Aprakstīto analīzes metožu rezultātus, piemēram, biotopu piemērotības un blīvuma izplatības kartes, var apvienot (Gomes et al., 2018), izmantojot sistēmu un programmatūru, lai noteiktu prioritātes teritoriju aizsardzībai (Moilanen et al., 2005, 2009). Biotopu piemērotības un teritoriju prioritātes noteikšanas metožu integrācija nodrošina spēcīgu rīku esošā aizsargājamo teritoriju tīkla novērtēšanai un uzlabojumu ierosināšanai.

### 3. Materiāli un metodes

#### 3.1. Sīko zīdītāju populāciju dinamika (Publikācija I)

Sīko zīdītāju populāciju izpēte tika veikta no 1991. līdz 2016. gadam, izmantojot lamatas. Tika izmantotas divas monitoringa shēmas: pirmajā tika izmantoti divas transektes katrā teritorijā, viena mežā un otra zālājā (1. shēma). Otrā shēma ietvēra 11 transektes katrā vietā, no kurām viena atradās zālājā, bet desmit - dažādos meža biotopos (2. shēma).

Pirmā shēma tika veikta valsts monitoringa ietvaros no 1991. līdz 2011. gadam. Katrā transektē rudens sezonā (augusts-septembris) trīs līdz četras dienas uzstādīja 100 lamatas (izvietotas aptuveni 5 m attālumā cita no citas). Brīvprātīgie daļēji atkārtoja šo monitoringu 2015. un 2016. gadā. Visa shēma tika īstenota četrās vietās, bet ne visas vietas tika uzraudzītas katru gadu.

Otrajā shēmā, ko brīvprātīgie veica 2012.-2016. gada rudens sezonās, katrā transektē, kas izvietotas četrās teritorijās, tika izmantotas 20-25 lamatas, kas izvietotas aptuveni 5 m attālumā cita no citas. Tomēr ne visas teritorijas tika apsektas katru gadu. Meža transektes tika iedalītas kategorijās, pamatojoties uz augsnes auglību (divas grupas), nosusināšanu (nosusināta vs. nenosusināta) un mežaudzes vecumu ( $<7$  gadi,  $<80\%$  no rotācijas vecuma,  $\geq 80\%$  no rotācijas vecuma), izmantojot Valsts meža reģistra datus (mežaudzes līmeņa inventarizācijas).

Iespējamās maksimumu un depresiju atšķirības tika novērtētas, izmantojot neapstrādātu datu grafisko analīzi un vispārinātos lineāros jaukto efektu modeļus (GLMM) ar Puasona saimi un log-saiknes funkciju (Zuur et al., 2009). Tā kā atšķirības starp teritorijām netika konstatētas, visi dati tika apvienoti populācijas līmeņa gadu-indeksu noteikšanai ar TRIM (pilnais laika efektu modelis; Pannekoek and Strien, 2005; Pannekoek et al., 2018) trīs sugu grupu kopās: (1) apvienoti visiem noķertajiem sīkajiem zīdītājiem, (2) meža strupastes *Clethrionomys glareolus*, (3) *Microtus* ģints strupastes. Plašāku informāciju sk. promocijas darba I publikācijā (Avotins et al., 2023a).

#### 3.2. Pūču barības sastāvs un barības niša (Publikācijas I un II)

Pūču barības sastāva analīze tika veikta, pētot no ligzdām vai to tuvumā atrastās barības atliekas un atriņas. Tika izmantoti tikai viena ligzdošanas gadījuma dati, kas iegūti, katru gadu pārbaudot būrus un dobumus (GLAPAS, AEGFUN, STRALU, STRURA), vai arī pieņemot, ka atriņas ilgāku laiku nevar saglabāties atvērtās ligzdās vai uz zemes (ASIOTU gadījumā). Materiālu vākšana notika rudenī vai ziemā no būriem un dobumiem, kā arī mazuļu gredzenošanas laikā no ASIOTU ligzdām. Materiālu vākšanas laikā rūpīgi tika izņemts viss mīkstais būru un dobumu saturs, bet ASIOTU gadījumā tika savākti visi izmantojamie materiāli.

Vispirms es aprēķināju Levina nišas dziļumu (FNB; Smith, 1982), lai aprakstītu katras pūču sugas specializācijas līmeni (ar būtstrepā  $95\%$  TI; turpmāk tekstā -  $95\%$  bCI), un novērtēju tā izmaiņas laika gaitā, izmantojot lineāro regresiju (LM) un lineāro jaukto efektu modelēšanu (LMM; Zuur et al., 2009). Pēc tam izmantoju vispārinātos lineāros un vispārinātos lineāros jaukto efektu modeļus (GLM un GLMM) ar binomiālo saimi un loģistisko saiknes funkciju (Zuur et al., 2009), lai saistītu meža strupastu un *Microtus* strupastu biomasas īpatsvaru pūču uzturā ar novērtētajiem populācijas indeksiem, lai aprakstītu medījuma izvēli.

Plašāku informāciju sk. promocijas darba I un II rakstā (Vrezec et al., 2018; Avotins et al., 2023).

#### 3.3. Pūču populāciju dinamika un ligzdošanas sekmes (Publikācija I)

Pūču populāciju monitorings, lai novērtētu izmaiņas laika gaitā, tika veikts, izmantojot teritoriju kartēšanu ar balss ierakstu atskaņošanu (Avotiņš sen., 2000, 1999a, 1996; Avotiņš sen. et al., 1999; Avotiņš sen. and Ķemlers, 1993), no 1991. līdz 2020. gadam pastāvīgos parauglaukumos. Papildus tam 2015.-2021. gadā valsts ligzdojošo plēsīgo putnu monitoringa programmas ietvaros tika veiktas pilnībā standartizētas punktu uzskaites, iekļaujot balss ierakstu atskaņošanu (Avotiņš un Reihmanis, 2020).

Abu monitoringa programmu dati tika apkopoti, lai izveidotu populācijas līmeņa gadu-indeksu ar TRIM (pilnais laika efektu modelis), kas nodrošina ikgadējos indeksus, kā arī kopējās populācijas



izmaiņas (Pannekoek un Strien, 2005; Pannekoek et al., 2018). Lai novērtētu sīko zīdītāju populāciju ciklu slāpēšanās ietekmi, salīdzināju pūču populāciju tendences pirms (1991-2004) un pēc (2004-2016) 2004. gada, kas bija pēdējais gads, kad sīko zīdītāju dinamika sasniedza izteikta maksimuma līmeni. Veicu lineāro regresijas analīzi ar ln-transformētiem ikgadējiem relatīvā pūču populācijas lieluma indeksiem (Sokal and Rohlf, 1995). Savukārt, lai novērtētu sīko zīdītāju skaita ietekmi uz pūču ligzdošanas rezultātiem, izmantoju divas Spīrmena rangu korelācijas analīzes kopas (Sokal and Rohlf, 1995): (1) ligzdošanas rādītāji un sīko zīdītāju populācijas indeksi ligzdošanas gadā, lai aprakstītu pielāgošanās spēju; un (2) ligzdošanas rādītāji un sīko zīdītāju populācijas indeksi gadu iepriekš, lai novērtētu iespējamo pārnese efektu. Kopējais pūču vairošanās rādītāju apraksts tika aprēķināts kā vidējais rādītājs un 95 % bCI. Plašāku informāciju skatīt promocijas darba I publikācijā (Avotins et al., 2023a).

### **3.4. Urālpūces barības sastāva un ligzdošanas sekmju salīdzinājums Eiropā (Publikācija II)**

Tika salīdzināti Slovēnijas, Latvijas un Dienvidsomijas dati par ligzdošanas sekmēm (mazuļu skaits gredzenošanas brīdī vai atstājot ligzdu) un barību (sadalot tos labos un sliktos gados, pamatojoties uz ligzdošanas sekmēm) no 2005. līdz 2016. gadam. Lai izpētītu biogeogrāfiskos un reģionālos funkcionālās reakcijas modeļus STRURA barībā, kā skaidrojošie faktori tika izmantotas upuru taksonomiskās grupas (% no biomasas un upuru sugu daudzveidība) un upuru sugu pazīmju grupas (% no skaita). Atšķirības starp reģioniem novērtēju, aprēķinot kvadrātiskos Mahalanobisa attālumus ( $D^2$ ) starp kanonisko mainīgo vidējiem lielumiem. Šis statistiskais rādītājs rāda, cik efektīvi var atšķirt grupas, pamatojoties uz iekļautajiem skaidrojošajiem mainīgajiem (Tabachnick and Fidell, 1996). Lai analizētu saistību starp ligzdošanas sekmēm un uzturu, tika izmantota klasiskā GLM (Puasona saime ar logaritmisko saiknes funkciju) pieeja (Sokal and Rohlf, 1995).

Plašāka informācija ir sniegta promocijas darba II publikācijā (Vrezec et al., 2018).

### **3.5. Dzīvotņu piemērotības analīze (Publikācijas III un IV)**

#### **3.5.1. Klātbūtnes dati**

Dati šim pētījumam tika iegūti no divām galvenajām datubāzēm, kurās glabājas ģeogrāfiski piesaistīta informācija par sugām. Pirmā datubāze ir tiešsaistes novērojumu portāls "Dabasdati.lv", kurā apkopoti dati, kas iegūti sabiedriskās zinātnes projektos, kā arī kā gadījuma rakstura novērojumi. Otrā datubāze ir formālā valsts dabas datu krātuve, kurā glabājas informācija no oficiālajām inventarizācijām un monitoringa projektiem. Tika atlasīti novērojumi no 2010. līdz 2017. gadam. Analīzē tika ņemti vērā tikai tie novērojumi, kas bija saistīti ar potenciālu ligzdošanu. Turklāt tika iekļauti novērojumi, kas bija precīzi novietoti kartē un iegūti vietās, kur 500 metru rādiusā pēc novērojuma nebija acīmredzamu zemes seguma izmaiņu.

#### **3.5.2. Ekoģeogrāfisko mainīgo slāņi**

Šajā pētījumā tika izmantoti valsts mēroga dati no dažādiem avotiem, lai izveidotu mainīgos, kas raksturo biotopu un ainavas raksturlielumus dažādos mērogos: vietas (500 m jeb 25 ha rastra tīkla šūna), ligzdošanas iecirkņa (1250 m rādiusā jeb 490 ha) un ainavas (2500 m rādiusā jeb 1960 ha). Lai nodrošinātu datu apstrādes konsekveni, visas vektoru datu kopas tika rasterizētas 25 m tīkla šūnā, saglabājot atbilstošu pikseļu izvietojumu, koordinātu sistēmu un aptverot visu valsts iekšzemes teritoriju. Šos 25 m rastrus izmantoja kā ievades datus tālākai apstrādei, tostarp apkopošanai līdz 25 ha rastra šūnām, kas analīzē tika izmantotas kā ekoģeogrāfiskie mainīgie (EGV).

Detalizēts katra izmantotā mainīgā lieluma apraksts un to iegūšanai izmantotās procedūras atrodamas IV publikācijā (Avotiņš u. c., 2022b) un sugu aizsardzības plānos (Avotiņš jun., 2019; Bergmanis et al., 2021). Pirms analīzes visiem mainīgajiem tika veikta Box-Cox transformācija (Sakia, 1992), lai veicinātu modeļa konvergenci un samazinātu apstrādes laiku. No kopumā 635 izveidotajiem EGV tika atlasīti ekoloģiski nozīmīgi mainīgie, pamatojoties uz esošajām zināšanām par sugu ekoloģiju un to nozīmi heterogenitātes atspoguļošanā dažādos mērogos (pārskats Avotiņš jun., 2019; Bergmanis et al., 2021).

Lai gan MaxEnt analīze parasti tiek uzskatīta par noturīgu pret prognozējošo mainīgo savstarpējām korelācijām (Phillips et al., 2006), es veicu pārbaudes, lai noteiktu šo mainīgo multikolinearitāti. Lai nodrošinātu, ka prognozes mainīgie nerada pārmērīgu ietekmi uz parametru aplēsēm (Montgomery et al., 2012), izvēlējos mainīgo kopu ar dispersijas inflācijas koeficienta vērtībām zem 10 (Avotins et al., 2022b).

### 3.5.3. Piepūles slānis

Lai mazinātu izlases ietekmētību, ko rada aizsargājamo teritoriju, projektu vietu un populāru putnu vērošanas vietu pārmērīga pārstāvētība, kas raksturīga oportunistiskiem un sabiedrības zinātnes datiem, es izmantoju piepūles slāni (Phillips et al., 2009; Elith et al., 2011). Šajā slānī visām vietām, kurās ir zināms, ka attiecīgā suga tās aktivitātes laikā ir aktīvi meklēta, izmantojot sugai specifiskas metodes, piešķiru vērtību "1". Iekļaujot šo slāni, es centos novērst un koriģēt jebkādas novirzes no nejauša sadalījuma, un nodrošināt reprezentatīvāku datu kopu analīzei.

### 3.5.4. MaxEnt iestatījumi un modeļa izvēle

Lai noteiktu vispiemērotāko modeli, tika izveidots 31 modeļa kopums, ņemot vērā visas iespējamās pazīmju tipu (algoritmu) kombinācijas ar noklusējuma beta reizinātājiem, vienlaikus saglabājot fiksētus citus noklusējuma iestatījumus. Katram modelim tika veiktas 10 iekšējās validācijas, izmantojot MaxEnt 3.4.1 saskarni maksimālās entropijas analīzei, un tiešie rezultāti tika saglabāti tālākai izvērtēšanai.

Lai novērtētu pārmērīgu pielāgošanos, es vizuāli pārbaudīju katra modeļa parametru aplēses. Modeļus, kuros bija redzamas ekoloģiski bezjēdzīgas parametru atbildes (piemēram, zāga zobiem līdzīgas līknes) un izlaišanas ātruma (*omission rate*) atbildes, kas nesakrīta ar prognozēto izlaišanu, uzskatīju par pārāk pielāgotiem. Līdz ar to modeļi ar mašīn-definētām sliekšņa pazīmēm tika noraidīti. Turpmākai modeļu novērtēšanai un salīdzināšanai es devu priekšroku AICc (maziem izlases apjomiem koriģētais Akaike informācijas kritērijs) vērtību izmantošanai, nevis AUC (*Area Under the Curve*) (Warren and Seifert, 2011; Morales et al., 2017). AICc vērtības tika aprēķinātas no katra modeļa neapstrādātiem izejas failiem. Konkrēti, es aprēķināju AICc vērtību katram no 10 atkārtojumiem katrai pazīmju kombinācijai un salīdzināju AICc vērtību mediānu, vidējo vērtību un diapazonu starp modeļiem. Par labāko modeli tika izvēlēts modelis ar zemāko AICc mediānas un AICc vidējo vērtību. Pēc tam šis labākais modelis tika pārveidots, lai izveidotu komplementārā logaritma (*cloglog*) transformētu izejas karti, kas pēc tam tika izmantota aizsardzības prioritāro teritoriju zonēšanā un turpmākajos novērtējumos.

## 3.6. Prioritizācija aizsardzībai (Publikācija III)

Tā kā fragmentācija jau ir iekļauta biotopu piemērotības kartē, tika izmantots kodolzonu algoritms, kas iekļauts aizsardzības prioritāro teritoriju noteikšanas sistēmā Zonation, kā aprakstīts Moilanen et al. (2005, 2009). Lai noteiktu aizsardzībai prioritārās vietas, nenoteiktības analīzē tika izmantotas *cloglog* transformētā modeļa vidējā vērtība un tās standartnovirzes kartes, iteratīvi atmetot 10 šūnas katrā solī. Analīzes laikā mans mērķis bija noteikt prioritārās vietas, kas samazinātu sugas izmiršanas risku, ņemot vērā Zonation programmatūras noklusējuma sugas un platības attiecības iestatījumus (Moilanen et al., 2009). Lai noteiktu prioritārās vietas, tika salīdzinātas dažādas robežu garuma soda vērtības (0, 0,0005, 0,005, 0,05, 0,1, 0,2), kas ļāva izņemt šūnas no atlikušajiem klasteriem, nevis tikai no malām. Tika izmantots sliekšnis, kura pamatā ir sugas šķietamās izplatības un izmiršanas riska daļas pārklāšanās punkts attiecībā pret zaudēto ainavas daļu. Prioritārās vietas (PS) tika noteiktas pa labi no šī "līdzsvara" punkta.

Papildu kritēriji PS atlasei bija, ka tajās jābūt vismaz vienai ligzdošanas teritorijai vai arī tām jākalpo kā būtiskiem atspēriena punktiem sugas izplatībai. GLAPAS gadījumā tika izslēgtas teritorijas, kas mazākas par 100 ha (bet ne citām sugām, paplašinot un pielietojot darba plūsmu). Izvēlētais 100 hektāru sliekšnis ir pamatots ar pētījumiem ar individuāli marķētiem putniem (Strom and Sonnerud, 2001) un ir atzīts par atbilstošu Latvijas apstākļiem (Avotiņš jun., 2019). Prioritāro vietu izslēgšana neradīja

savienotības zudumu starp atlikušajām vietām natālās dispersijas attāluma mediānas robežās (14 km, vidējais attālums starp tēviņiem un mātītēm Somijā, saskaņā ar Valkama et al. 2014).

Lai salīdzinātu dažādus zonējumus, tika aprēķināta to relatīvo punktu summa, ņemot vērā izmiršanas risku, atlikušās populācijas izplatību, zaudēto ainavas daļu, kumulatīvo summu, vidējo un standartnovirzi attiecībā uz biotopu piemērotību atlikušajās prioritārajās vietās. Mērķis bija pēc iespējas samazināt izmiršanas risku un PS skaitu ar zemu dzīvotņu piemērotību sugai, vienlaikus maksimāli palielinot atlikušo izplatību, kā arī kumulatīvo un vidējo biotopu piemērotību. Lai ņemtu vērā nepārtraukti mainīgās atšķirības starp rezultātiem, tika izmantoti relatīvie punkti, nevis rangi. Labākā zonējuma atlases procedūra tika veikta ar analīzes izšķirtspēju 25 ha šūnā. Tomēr, lai uzlabotu robežu precizitāti, dabas aizsardzības zonas tika novērtētas, izmantojot tīklu, kura izšķirtspēja ir rastrs ar šūnas malas garumu 25 m.

### **3.7. Aizsargājamo teritoriju izvērtējums (Publikācija III)**

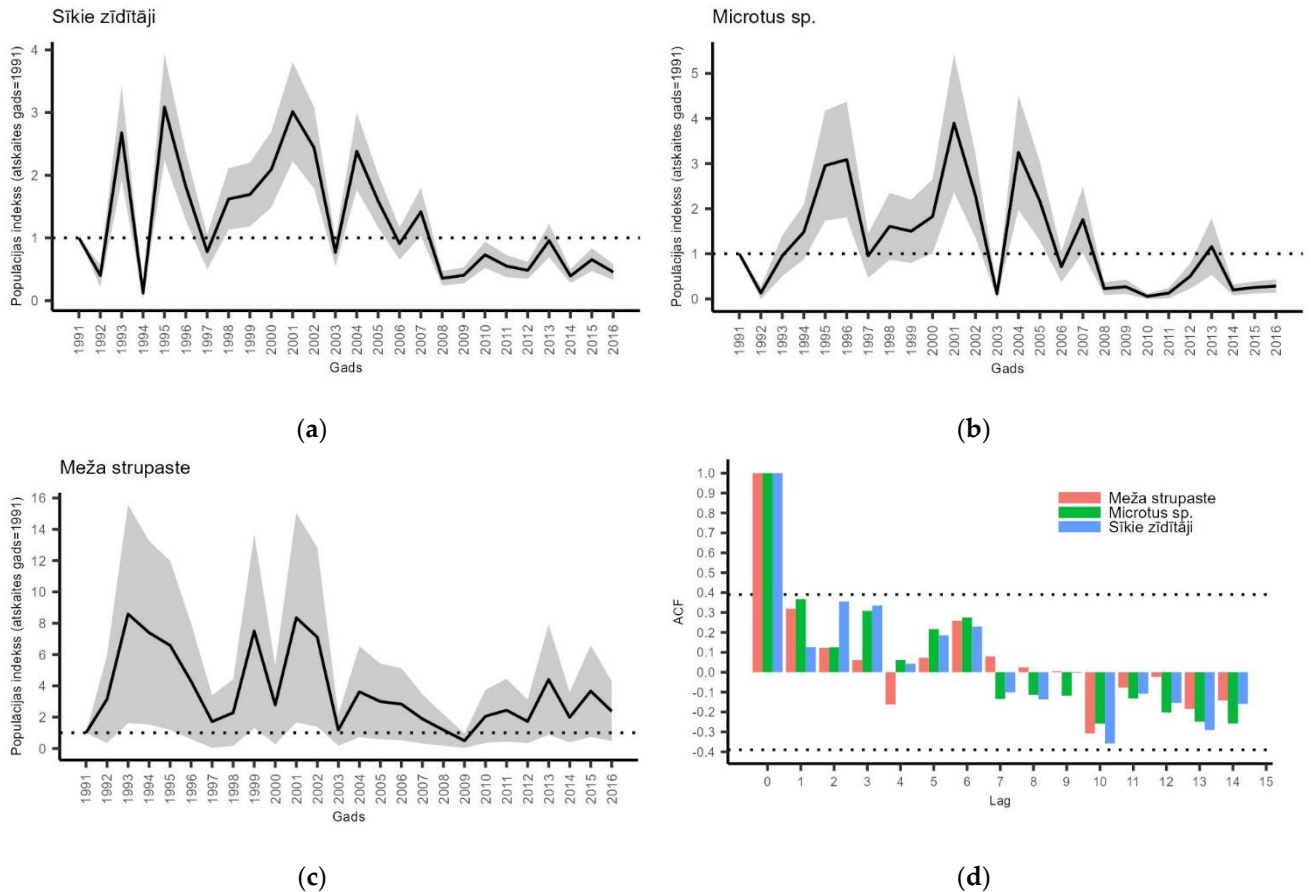
Lai novērtētu esošo dabas aizsardzības teritoriju (ĪADT) tīklu, biotopu piemērotības karte tika pārklāta ar ĪADT karti un tika aprēķināta biotopu piemērotības aprakstošā statistika šajās teritorijās. Šī analīze ļāva izprast biotopu piemērotības izplatību un raksturlielumus ĪADT. Pēc tam PS karte tika pārklāta ar ĪADT karti, ņemot vērā visas pārklāšanās zonas starp dažādiem ĪADT režīmiem. Pārklāšanās gadījumos tika izmantota stingrākā kategorija (zemākā 2. tabulā), lai teritoriju pieskaitītu konkrētam aizsardzības režīmam. Lai novērtētu biotopu piemērotības pakāpi ĪADT un PS ietvaros, tika salīdzināta biotopu piemērotības daļa un platība starp šiem telpiskajiem slāņiem.

Lai novērtētu sugas populācijas daļu, kas pašlaik ir aizsargājama, kā šķietamās populācijas rādītājs tika izmantota kumulatīvā biotopu piemērotība. Tādējādi varēja ņemt vērā ierosināto ĪADT paredzamo ieguldījumu sugu aizsardzībā, kā arī ĪADT un esošo aizsardzības režīmu kopējo ietekmi. Lai aprakstītu aizsardzības režīma nozīmīgumu, tika izmantots tradicionālais preferenču indekss, ievērojot Duncan (1983) un Hunter (1962) metodoloģiju. Šis indekss svārstās no 0 (kas norāda uz pilnīgu izvairīšanos) līdz 1 (kas liecina, ka populācija ir sadalīta proporcionāli režīma pieejamībai), un pieaugošās vērtības norāda uz preferenci. Turklāt, pamatojoties uz režīmu platību proporcijām un zonējuma analīzes rezultātiem, tika aprēķināta izredžu attiecība aizsardzības režīmam ietilpt sugas PS. Apvienojot tradicionālo preferenču indeksu un izredžu attiecību, tika noteikti sugu aizsardzībai piemērotākie režīmi.

## 4. Rezultāti

### 4.1. Sīko zīdītāju populāciju dinamika (Publikācija I)

Tā kā, veicot grafisko novērtējumu un GLMM analīzi, netika konstatētas būtiskas atšķirības starp parauglaukumiem (Avotins et al., 2023a), visi ķeršanas dati tika apvienoti, lai veiktu populācijas izmaiņu analīzi. Visi modeļi liecināja par statistiski nozīmīgu populāciju samazināšanos (sīko zīdītāju kopskaits  $S=0,9671\pm 0,0083$ ,  $p=0,0007$ ; *Microtus* strupastes  $S=0,9306\pm 0,0167$ ,  $p=0,0005$ ; meža strupastes *Clethrionomys glareolus*  $S=0,9706\pm 0,0128$ ,  $p=0,0325$ ). Protams, sīko zīdītāju populāciju dinamika nebija lineāra - gadu indeksi attēloti 2. attēlā (a-c).



2. attēls. Populācijas indeksa vērtības ar standartklūdām: (a) sīkie zīdītāji kopumā; (b) *Microtus* strupastes; (c) meža strupastes; un (d) sīko zīdītāju gada indeksu autokorelācijas funkcijas analīze, punktētās līnijas norāda nozīmīguma sliekšni.

Mērenas skaita cikliskās svārstības bija vērojamas 20. gadsimta beigās un 21. gadsimta sākumā, vēlāk to amplitūda un biežums izzuda (2. attēls (a-c)). Pēdējais maksimums *Microtus* strupastēm (2. attēls (b)) un sīkajiem zīdītājiem kopumā (2. attēls (a)) bija 2004. gadā, bet meža strupastēm - vēl agrāk (2. attēls (c)). Tika konstatēta mērena ( $r=0,5604$ ) un statistiski nozīmīga ( $t_{(24)}=3,3146$ ,  $p=0,0029$ ) korelācija starp meža un *Microtus* strupastu populāciju indeksiem, tomēr nevienas grupas indeksos netika konstatēta izteikta vai statistiski nozīmīga autokorelācija (2. attēls (d)).

### 4.2. Pūču barības sastāvs ligzdošanas sezonā (Publikācija I)

FNB analīze atklāja, ka STRALU un STRURA ir ģenerālisti ar kopējo FNB attiecīgi 5.125 (95% bCI 4.867-5.423) un 4.485 (95% bCI 4.201-4.758). Turklāt abām sugām FNB vērtības laika gaitā palielinājās (LMM:  $\beta=0,0840\pm 0,0198$ ;  $t_{(129,2401)}=4,249$ ;  $p<0,0001$  STRALU un LM:  $\beta=0,0499\pm 0,0227$ ;  $t_{(54)}=2,194$ ;  $p=0,0325$  STRURA). GLAPAS uzrādīja mērenu FNB 3.526 (95% bCI 2.355-4.756) un nenozīmīgas izmaiņas laika gaitā (LM:  $\beta=0,0420\pm 0,1136$ ,  $t_{(5)}=0,369$ ,  $p=0,727$ ), kas norāda uz augstāku specializācijas līmeni salīdzinājumā ar iepriekšējām sugām. Visaugstākais specializācijas līmenis (šaurākais FNB) bija ASIOTU ar FNB 1.629 (95% bCI 1.429-2.002) un bez izmaiņu tendencēm laikā

(LM:  $\beta=0.0010\pm 0.0176$ ,  $t_{(22)}=0.059$ ,  $p=0.953$ ). Diviem analizētajiem AEGFUN paraugiem FNB bija 1.588 un 4.318.

**4. tabula. Pūču barības sastāva masas īpatsvara apraksts ar tās sastopamības indeksu dabā (pirmās divas rindas katrai pūču sugai) un to savstarpējā korelācija.**

Pūces suga	Upuris (indekss)*	$\beta \pm SE$	Testa statistika	p-vērtība	AICc	** $R^2_{MF}/R^2_{\text{marg.}}$	$R^2_{\text{cond.}}$	ICC
STRALU	Meža strupastes	0.0248±0.0057	4.359	<0.0001	5693.822	0.0005	0.134	0.133
	<i>Microtus</i> strupastes	0.1302±0.0061	21.520	<0.0001	14934.823	0.004	0.191	0.189
	Meža~ <i>Microtus</i>	-0.0138±0.0116	-1.189	0.2340	5711.112	<0.0001	0.134	0.134
STRURA	Meža strupastes	-0.1116±0.0072	-15.570	<0.0001	4693.187	0.0581		
	<i>Microtus</i> strupastes	0.1275±0.0100	12.720	<0.0001	6132.077	0.0268		
	Meža~ <i>Microtus</i>	-0.1658±0.0175	-9.497	<0.0001	4865.001	0.0208		
GLAPAS	Meža strupastes	-0.4168±0.0717	-5.812	<0.0001	261.048	0.178		
	<i>Microtus</i> strupastes	0.2136±0.0556	3.839	0.0001	220.591	0.073		
	Meža~ <i>Microtus</i>	-0.9097±0.0811	-11.220	<0.0001	145.446	0.613		
ASIOTU	Meža strupastese	-0.5294±0.0497	-10.640	<0.0001	761.318	0.215		
	<i>Microtus</i> strupastes	0.0611±0.0138	4.419	<0.0001	599.700	0.044		
	Meža~ <i>Microtus</i>	-1.2718±0.1208	-10.530	<0.0001	705.794	0.276		

\* Upuris Meža~*Microtus* raksturo meža strupastu īpatsvaru barībā atkarībā no *Microtus sp.* strupastu sastopamības dabā.

\*\*  $R^2_{\text{McFadden}}$  ziņots GLM gadījumā;  $R^2_{\text{marginal}}$  – GLMM gadījumā.

Salīdzinot strupastu īpatsvaru (sugu grupās) pūču barībā ar to attiecīgajiem populācijas rādītājiem, redzamas spēcīgas pozitīvas korelācijas *Microtus* strupastēm (4. tabula) un dažādu virzienu korelācijas meža strupastēm (4. tabula). Meža strupastes īpatsvars STRALU barībā pozitīvi korelē ar tās izplatību dabā, kas vēl vairāk apstiprina sugas augsto plastiskumu, jo visām pārējām pūču sugām FNB bija ievērojami zemāks un korelācijas virziens ir negatīvs. Negatīvo virzienu starp meža strupastes daudzumu pūču barībā un tās populācijas indeksa vērtību var argumentēt ar to, ka sugai ir liela nozīme, lai varētu notikt vairošanās, bet priekšroka tiek dota citām sugām. Lai pārbaudītu šo preferenci, tika veikta korelācija starp *Microtus* strupastu populācijas indeksa vērtību un meža strupastu īpatsvaru pūču barībā, un tā parādīja skaidru negatīvu korelāciju, kas bija samērā spēcīga un nozīmīga visām sugām, izņemot STRALU (4. tabula).

**4.3. Pūču populācijas pārmaiņas (Publikācija I)**

Populācijas pārmaiņu rezultāti dažādām pūču sugām ir atšķirīgi. No 1990. līdz 2021. gadam (vai no 1993. līdz 2021. gadam - STRURA gadījumā;  $S=1.002\pm 0.005$ ,  $S=1.014\pm 0.012$ ,  $S=0.992\pm 0.010$ ) STRALU, STRURA un ASIOTU novērota stabila kopējā populācijas tendence. Taču tika novērots spēcīgs samazinājums GLAPAS (2004-2021;  $S=0.965\pm 0.017$ ) un AEGFUN (1990-2021;  $S=0.934\pm 0.020$ ). Salīdzinot pūču populācijas relatīvā lieluma tendences pirms un pēc sīko zīdītāju ciklu apsūkuma 2004. gadā, var konstatēt tendences, kas saistītas ar barības nišu (5. tabula). Katras analizētās sugas gada rādītājus skatīt I publikācijā (Avotins et al., 2023a).

STRALU relatīvā populācijas lieluma tendencēm pirms un pēc sīko zīdītāju ciklu apsūkuma netika konstatētas statistiski nozīmīgas atšķirības (5. tabula). Savukārt STRURA gadījumā pirms apsūkuma bija vērojama izteikta pieauguma tendence, kurai pēc sīko zīdītāju populāciju ciklu slāpēšanās sekoja samazināšanās (5. tabula), kas saglabā nozīmīgumu arī ilgāk - līdz 2021. gadam (Avotins et al., 2023a). Jāatzīmē, ka GLAPAS tendencei no 2004. līdz 2016. gadam bija tāds pats slīpums kā no 2004. līdz 2021. gadam, kas liecina par ilgstošu negatīvu ietekmi, ko var saistīt ar sīko zīdītāju populāciju ciklu apsūkšanu (5. tabula; Avotins et al., 2023a). To daļēji apstiprina ASIOTU un AEGFUN relatīvo populāciju tendences.

AEGFUN populācijas samazināšanās 2004.-2016. gadā šķietami bija salīdzinoši mazāk izteikta (5. tabula), tomēr, analizējot laikposmu no 2004. līdz 2021. gadam, slīpums bija tāds pats kā 1990.-2004. un 1990.-2021. gadā (Avotins et al., 2023a). Tā kā ir zināms, ka suga ir migrējoša un tai ir adaptīva migrācijas uzvedība (Korpimäki and Hakkarainen, 2012), ir ticams, ka Latvijas apakšpopulāciju kādu laiku uzturēja imigrācija no metapopulācijas ziemeļu daļas. Līdzīgi ir arī ar vēl izteiktāk migrējošo sugu ASIOTU - populācijas tendence no 2004. līdz 2016. gadam būtiski neatšķīrās no 1990. līdz 2004. gadam,

bet, rēķinot no 2004. līdz 2021. gadam, samazināšanās kļūst ievērojami straujāka. Tas atkal liecina par iespējamām populāciju savienotības priekšrocībām, kā arī (izdzīvošanas izraisītu) aizkavētu reakciju uz samazināšanos vairošanās rādītājos.

**5. tabula. Pūču populāciju pārmaiņu rādītāju tendenču apraksts laikā ar izteikumiem (“pirms”) un noplicinātiem (“pēc”) sīko zīdītāju populācijas cikliem. Modeļa koeficienti ir logaritmiskajā skalā.**

Pūces suga	Parametrs	$\beta \pm SE$	Testa statistika	p-vērtība	df*	$R^2_{adj.} **$
STRALU	Brīvais loceklis	0.1178±0.0396	2.978	0.0062	26	-0.1096
	Laiks	0.0016±0.0043	0.368	0.7159		
	Pirms			reference		
	Pēc	<0.0001±0.0059	<0.0001	1		
	Laiks:Pēc	<0.0001±0.0006	<0.0001	1		
STRURA	Brīvais loceklis	0.1389±0.1361	1.020	0.319	21	0.5837
	Laiks	0.0319±0.0179	1.783	0.089		
	Pirms			reference		
	Pēc	1.1350±0.1925	5.898	<0.0001		
	Laiks:Pēc	-0.1354±0.0253	-5.361	<0.0001		
GLAPAS***	Brīvais loceklis	0.0069±0.07470	0.093	0.9279	11	0.4368
	Laiks	-0.0339±0.0106	-3.210	0.0083		
ASIOTU	Brīvais loceklis	-0.8450±0.2688	-3.144	0.0046	23	-0.0302
	Laiks	-0.0143±0.0328	-0.436	0.6666		
	Pirms			reference		
	Pēc	0.3087±0.3801	0.812	0.4250		
	Laiks:Pēc	-0.0080±0.0464	-0.172	0.8651		
AEGFUN	Brīvais loceklis	-0.5246±0.0331	-15.855	<0.0001	23	0.9740
	Laiks	-0.0607±0.0040	-15.033	<0.0001		
	Pirms			reference		
	Pēc	-0.7508±0.0468	-16.043	<0.0001		
	Laiks:Pēc	0.0183±0.0057	3.211	0.0039		

\* df ir vienādas visiem parametriem.

\*\* vērtības raksturo modeli kopumā.

\*\*\* GLAPAS dati pieejami tikai kopš 2004. gada.

#### 4.4. Pūču ligzdošanas sekmes (Publikācija I)

Vidēji STRALU bija 2.32 (95% bCI 2.23 – 2.40) un STRURA bija 1.69 (95% bCI 1.58 – 1.80) mazuli sekmīgā ligzdā. Nevienai no šīm sugām netika novērotas pārmaiņas laikā (LM:  $\beta$ : -0.0041±0.0088,  $t_{(26)}=-0.467$ ,  $p=0.645$  un LM:  $\beta$ : -0.0014±0.0122,  $t_{(24)}=0.112$ ,  $p=0.912$  attiecīgi STRALU un STRURA). Netika konstatētas arī korelācijas ar strupastu daudzuma rādītājiem dabā ne vairošanās gadā, ne iepriekšējā gadā (6. tabula).

Tomēr ASIOTU ar vidēji 2.54 (95% bCI 2.38 – 2.72) izšķīlušos mazulu uz vienu sekmīgu ligzdu šis populācijas parametrs 16 gadu laikā bija samazinājies par aptuveni vienu mazuli sekmīgā ligzdā ( $\beta$ : -0.0627±0.0297,  $t_{(22)}=-2.109$ ,  $p=0.0466$ ). Lai gan tas sakrīt ar sīko zīdītāju populācijas ciklu apsīkumu, ne ligzdošanas gadā, ne iepriekšējā gadā netika konstatēta korelācija ar strupastu sastopamības rādītājiem (6. tabula).

Atšķirīgi šis process notika BUBBUB, kam vidēji sekmīgā ligzdā bija 2.26 (95% bCI 2.04 – 2.46) izšķīlušies mazuli. BUBBUB sekmēm bija vērojams samazinājums par aptuveni vienu mazuli 22 gados ( $\beta$ : -0.0450±0.0137,  $t_{(20)}=-3.293$ ,  $p=0.0036$ ), kas sakrīt ar sīko zīdītāju populācijas ciklu apsīkuma periodu. Turklāt vairošanās rādītāji pozitīvi korelēja ar sīko zīdītāju skaita rādītājiem vairošanās gadā un iepriekšējā gadā (6. tabula). Vēl vairāk, šī korelācija bija izteiktākā ar gadu pirms vairošanās (6. tabula), tādējādi norādot uz sīko zīdītāju (īpaši strupastu) skaita pārneses ietekmi (*carry-over effect*) uz sugas vairošanās rādītājiem nākamajā gadā.

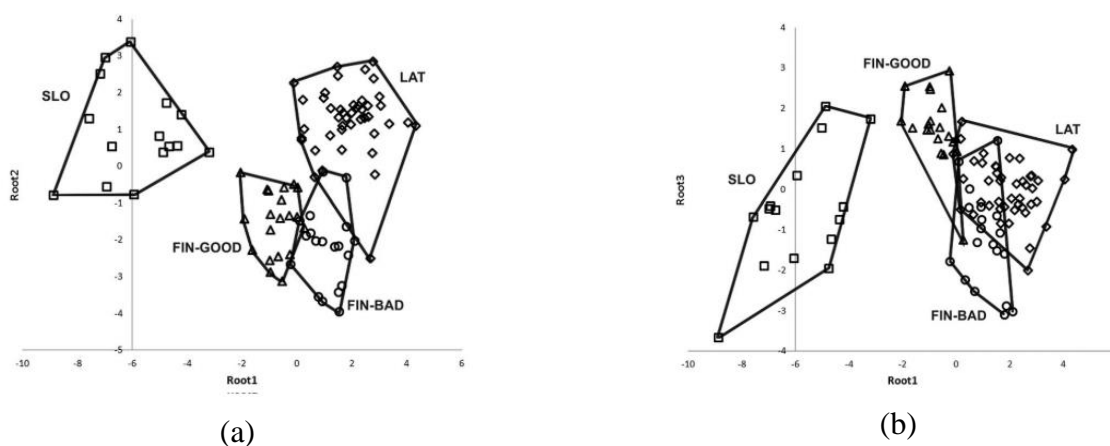
6. tabula. Spīrmena korelācijas analīzes rezultāti vidējam ik gadu izvesto mazuļu skaitam un sīko zīdītāju sastopamībai ligzdošanas gadā un gadu pirms tās (apzīmēts ar <sup>-1</sup>).

Pūces suga	Upuris (indekss)	r <sub>s</sub>	p-vērtība	Gadu skaits	S
STRALU	Sīkie zīdītāji	-0.1152	0.5737	26	3262
	<i>Microtus</i> strupastes	-0.1391	0.4962	26	3332
	Meža strupastes	0.0338	0.8700	26	2826
	Sīkie zīdītāji <sup>-1</sup>	0.1300	0.5341	25	2262
	<i>Microtus</i> strupastes <sup>-1</sup>	0.1377	0.5100	25	2242
	Meža strupastes <sup>-1</sup>	0.1946	0.3496	25	2094
STRURA	Sīkie zīdītāji	-0.0179	0.9340	24	2341.1
	<i>Microtus</i> strupastes	0.0545	0.8005	24	2174.8
	Meža strupastes	-0.0863	0.6886	24	2498.4
	Sīkie zīdītāji <sup>-1</sup>	-0.1788	0.4145	23	2385.8
	<i>Microtus</i> strupastes <sup>-1</sup>	-0.2104	0.3351	23	2449.9
	Meža strupastes <sup>-1</sup>	0.0218	0.9214	23	1979.9
ASIOTU	Sīkie zīdītāji	0.0805	0.7755	15	514.92
	<i>Microtus</i> strupastes	0.1252	0.6566	15	489.87
	Meža strupastes	0.0787	0.7804	15	515.92
	Sīkie zīdītāji <sup>-1</sup>	0.3062	0.2871	14	315.69
	<i>Microtus</i> strupastes <sup>-1</sup>	0.0529	0.8576	14	430.95
	Meža strupastes <sup>-1</sup>	-0.2643	0.3612	14	575.26
BUBBUB	Sīkie zīdītāji	0.5329	0.0408	15	261.59
	<i>Microtus</i> strupastes	0.3817	0.1604	15	346.28
	Meža strupastes	0.3402	0.2146	15	369.49
	Sīkie zīdītāji <sup>-1</sup>	0.6438	0.0130	14	162.09
	<i>Microtus</i> strupastes <sup>-1</sup>	0.5527	0.0404	14	203.50
	Meža strupastes <sup>-1</sup>	0.2020	0.4886	14	363.09

<sup>-1</sup> sastopamības indekss iepriekšējā gadā.

#### 4.5. Urālpūces barības sastāva un ligzdošanas sekmju salīdzinājums Eiropā (Publikācija II)

Diskriminanta funkcijas analīze spēja veiksmīgi nodalīt boreālos, boreāli-nemorālos un mērenā klimata reģionus gan pēc barības objektu taksonomiskajām, gan pazīmju grupām (3. attēls). Šī analīze liecināja, ka mērenais reģions ir visattālākais no abiem pārējiem, un boreālā reģiona sliktās ligzdošanas sezonas ir vislīdzīgākās boreāli-nemorālajam reģionam (Latvija). Lai gan vairošanās rādītāji bija saistīti ar reģionalitāti, kas liecina par STRURA augsto plastiskumu, vieni no svarīgākajiem korelatiem bija strupastes (boreālajā un boreo-nemorālajā reģionā) un peles (mērenajā reģionā). Vēl vairāk, gan strupastu īpatsvars barībā ligzdošanas sezonā, gan mazuļu skaits Latvijā (boreo-nemorālais reģions) bija viszemākais starp pētītajiem reģioniem.

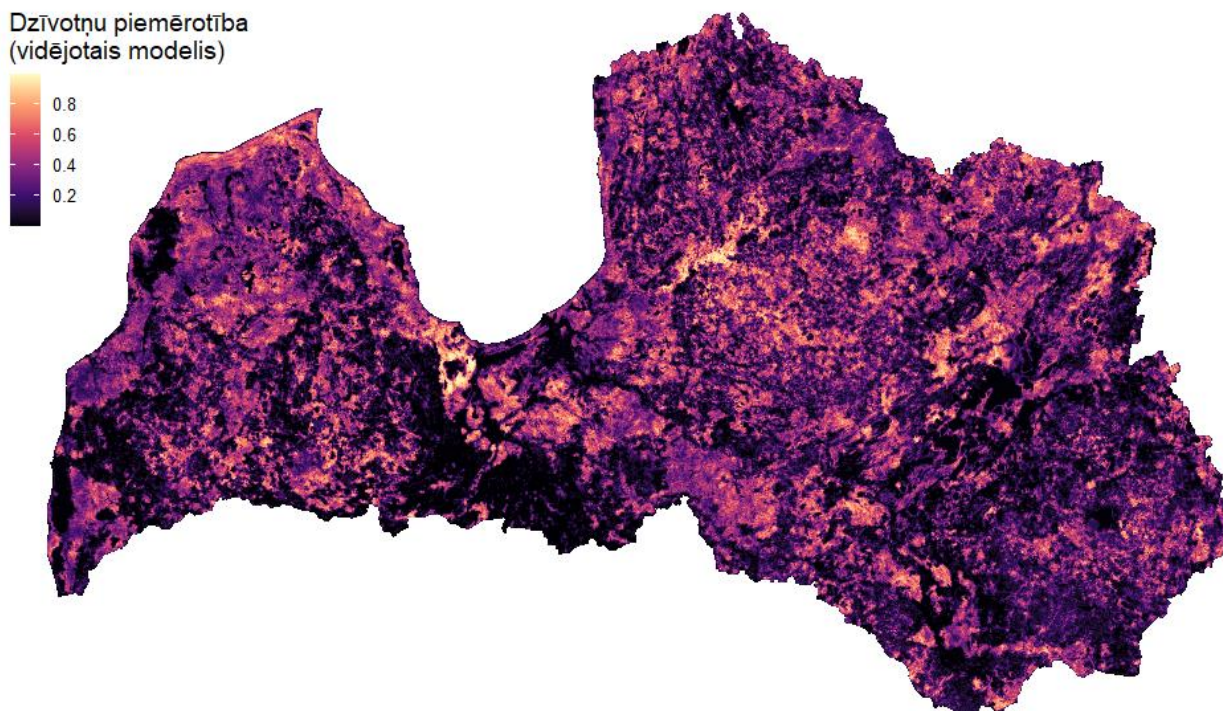


3. attēls. Diskriminant-sakņu attēli (a – 1. sakne (Root 1) vs. 2. sakne (Root 2); b – 1. sakne (Root 1) vs. 3. sakne (Root 3)) un individuālu STRURA ligzdošanas sezonas barības sastāva novērojumu izvietojums

ligzdošanas apgabalā Eiropā (SLO – Slovēnija, FIN-GOOD – Somija ar augstu produktivitāti, FIN-BAD – Somija ar sliktu produktivitāti, LAT – Latvija).

#### 4.6. Apodziņa dzīvotņu piemērotības izplatība un aizsardzībai prioritārās vietas (Publikācijas III un IV)

Labākais biotopu piemērotības modelis, kuram nav novērota pārmērīga pielāgošanās, ir balstīts uz lineārām un kvadrātiskām pazīmēm. Šis konkrētais algoritms ierobežo izejas sadalījumu tā, lai tas atbilstu vides mainīgajiem attiecībā uz ekspektāciju un dispersiju, kāda novērota paraugos (Phillips et al., 2004). Modelis uzrāda mazu standartnovirzi, kuras vidējā vērtība ir 0,019 un maksimālā vērtība 0,143 un visās 10 iekšējās validācijās izlaišanas ātrums (*omission rate*) atbilst prognozētajam. Ceturtajā attēlā parādīta prognozētā biotopu piemērotība sugai Latvijā.

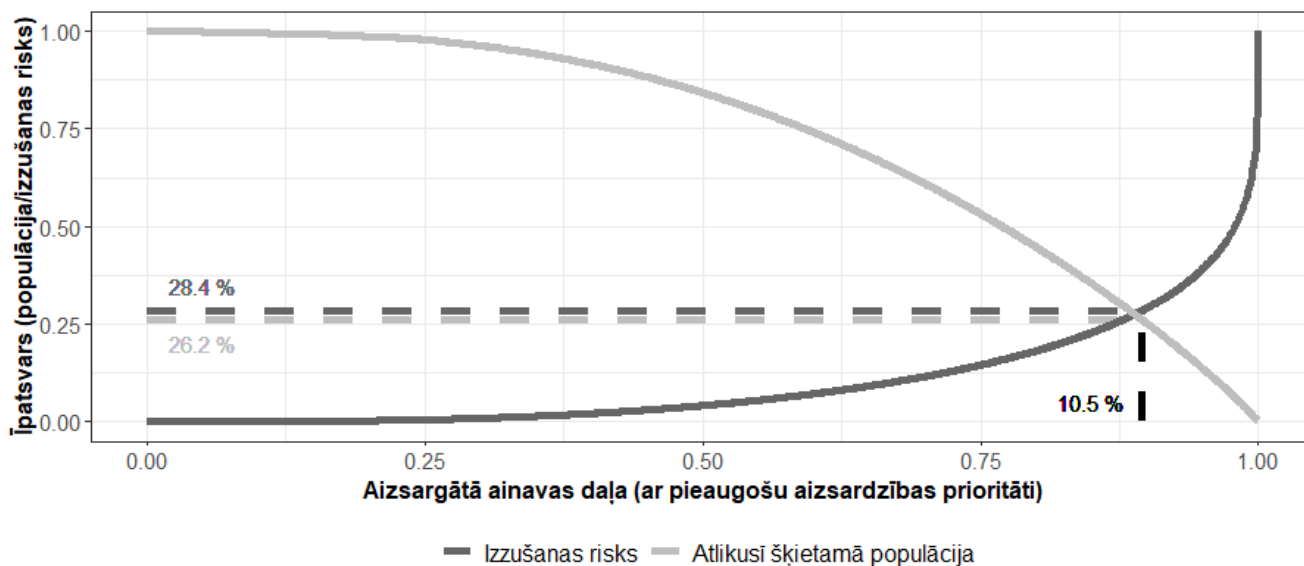


#### 4. attēls. GLAPAS prognozētā dzīvotņu piemērotība Latvijā.

Svarīgākie EGV, kas veidoja GLAPAS biotopu piemērotības sadalījumu, norādīja uz nobriedušu mežu (pārsniedzot cirtmetu) daudzumu katrā analīzes mērogā (vietā, ligzdošanas iecirknī un ainavā). Savukārt jauno mežu un izcirtumu daudzumam bija negatīva ietekme. Tomēr mežaudzes vecuma nozīme bija mazāka nekā ar to saistītam parametram - koku lielumam (diametrs krūšu augstumā, DBH), turklāt lieliem kokiem jābūt izvietotiem visā iecirknī, nevis atsevišķiem lieliem kokiem, kā to norāda EGV nozīme un beta koeficienti. Vissvarīgākās koku sugas bija egļe *Picea abies* un apses *Populus tremula*. III publikācijā sniegts detalizētāks apraksts, kā arī mainīgo nozīmīguma mērījumi, modeļa koeficienti un atbildes līknes, kas izskaidro dzīvotņu piemērotības izplatību (Avotins et al., 2022a).

Pēc plankumu, kas mazāki par 100 ha, atmešanas es konstatēju, ka zonējums pamatplatībās ar robežu garuma soda stiprumu 0.05 nodrošināja vislabāko rezultātu. Pirms izņemšanas prioritārie apgabali aizņēma 11.12% valsts platības, līdzsvarojot 27.5% sugas izplatības (šķietamās populācijas) un ar teritoriju saistītā izmiršanas riska. Platības, kas mazākas par 100 ha, veidoja 5.12% no prioritārajām teritorijām (0.57% no valsts). Izslēdzot plankumus, kas mazāki par 100 ha, prioritārās teritorijas aptvēra 10.55% no ainavas, ar sugas izmiršanas risku 28.4%, vienlaikus saglabājot 26.2% no šķietamās populācijas (5. attēls). Vidējā biotopu piemērotība atlikušajās teritorijās bija  $0.6692 \pm 0.0974$ . Atlikušo teritoriju savienojumus neietekmēja neviena teritorija, kas mazāka par 100 ha, tāpēc visas šīs teritorijas varēja izslēgt.





5. attēls. Grafikā attēlota korelācija starp sugas izmiršanas risku (attēlots ar tumši pelēko līniju) un atlikušo populāciju (attēlots ar gaiši pelēko līniju), atkarībā no zaudētā ainavas īpatsvara (ar pieaugošu saglabāšanas prioritāti; uz x ass). Sugas saglabāšanai prioritārās vietas atrodas pa labi no līniju krustpunkta. Raustītās līnijas un teksts ilustrē izmiršanas risku (tumši pelēkā krāsā) un iekļauto populāciju īpatsvaru (gaiši pelēkā krāsā) pēc to teritoriju izslēgšanas, kuras ir mazākas par 100 ha, kas veido 10.5% no valsts zemes (attēlots melnā krāsā).

#### 4.7. Esošā aizsargājamo teritoriju tīkla izvērtējums (Publikācija III un saistītās publikācija un konferenču prezentācijas)

Kopumā ĪADT aizņem 19.08% valsts teritorijas, kas aptver 23.47% sugas populācijas. Šis skaitlis ir 1.79 reizes lielāka platība, kas ietver 1.11 reizes mazāku šķietamo populāciju salīdzinājumā ar PS. Rezultātā 67.94% no visām prioritārajām sugas aizsardzības teritorijām atrodas ārpus ĪADT, un sugas preference tajās ir 1.54 reizes lielākas nekā vidēji ĪADT pirms zonējuma. Tās PS, kuras atrodas ĪADT, veido 7.22% no valsts teritorijas un ietver 17.44% no šķietamās populācijas (6. tabulā).

Rezultāti, ņemot vērā tikai N2k teritorijas, kopumā ir līdzīgi: tīkls aptver 11.51% valsts zemes un ietver 14.85% sugas šķietamās populācijas. Izvēle par labu N2k teritorijām ir līdzīga ĪADT kopumā ar preferences indeksu 1,05.

**7. tabula. Tabulā parādīts aizsardzības režīmu (rindās) sadalījums un preference (A/B=C) attiecībā uz šķietamās populācijas (A) un valsts teritorijas (B) īpatsvaru saistībā ar pašreizējo scenāriju un zonējuma rezultātiem (slejās). Tabulā norādīta arī izredžu attiecība (OR) režīmam būt PS.**

Režīms	Pirms zonēšanas			Zonējums: Prioritāte			Zonējums: Atlikums			OR
	A	B	C	A	B	C	A	B	C	
Ārpus aizsargājamām teritorijām	76.535	80.924	0.946	17.440	7.221	2.415	59.095	73.703	0.802	0.450
Neitrālā zona	4.140	4.342	0.953	0.623	0.263	2.369	3.517	4.079	0.862	0.531
Ainavu aizsardzības zona	6.873	5.659	1.215	1.999	0.797	2.508	4.874	4.862	1.002	1.409
Dabas parks	3.074	2.798	1.099	1.001	0.399	2.509	2.073	2.399	0.864	1.414
Dabas liegums	5.015	3.631	1.381	2.806	1.049	2.675	2.209	2.582	0.856	3.681
Dabas rezervāts	1.921	1.291	1.488	1.167	0.443	2.634	0.754	0.848	0.889	4.540
Mikrolieguma buferzona	1.202	0.685	1.755	0.528	0.216	2.444	0.674	0.469	1.437	3.932
Mikroliegums	1.240	0.671	1.848	0.598	0.241	2.481	0.642	0.430	1.493	4.799
Mopā	100	100		26.16	10.63		73.84	89.37		

ĪADT tīklā iekļaujot PS, tas aptvertu 26.30% valsts teritorijas, ietverot 40.91% šķietamās populācijas (ar preferences indeksu 1.56). Ja aplūko tikai N2k teritorijas, tīkla pārklājums paplašinātos līdz 19.55% zemes platības, ietverot 34.22% šķietamās populācijas (ar preferences indeksu 1.75). Tā rezultātā sugas-platības izmiršanas risks samazinātos attiecīgi līdz aptuveni 20.03% un 23.51%.

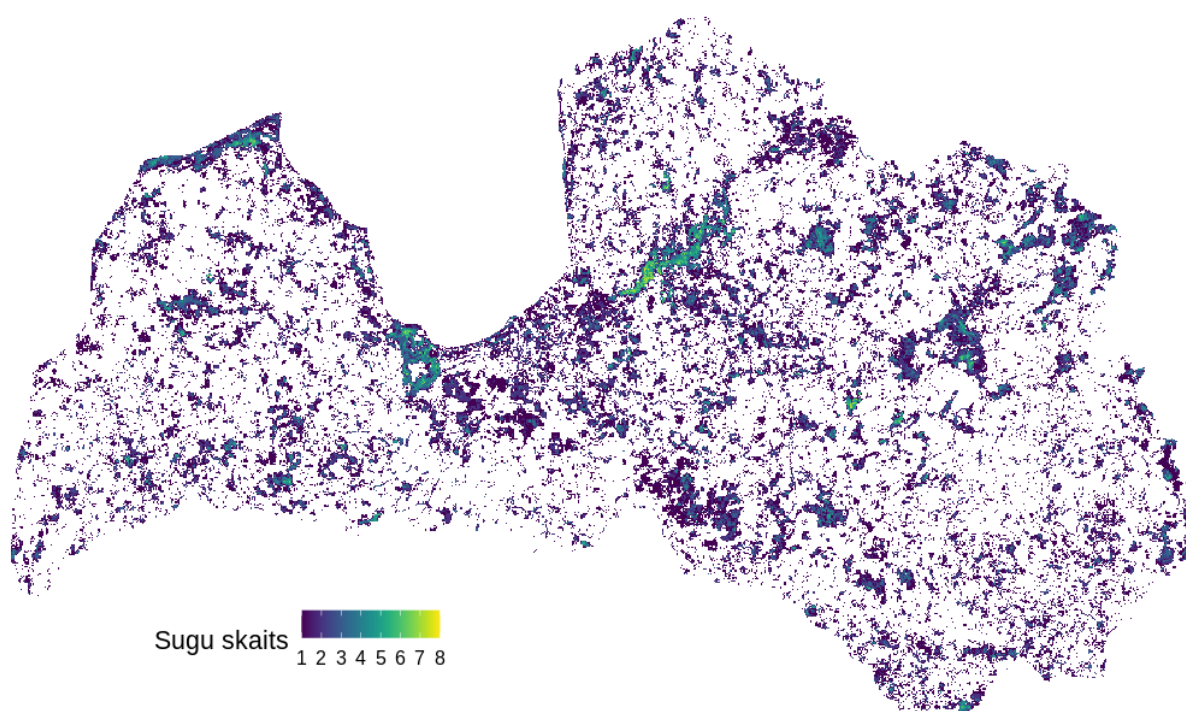
No 7. tabulas izriet pieaugoša preference un izredžu attiecība stingrākam aizsardzības režīmam. Mikroliegumi un dabas rezervāti uzrāda visaugstāko piemērotības vērtību.

## 5. Plašāks dzīvotņu piemērotības analīžu un aizsargājamo teritoriju izvērtējuma darba plūsmas pielietojums praktiskajā darba aizsardzībā

Izstrādātā darba plūsma, kas aprakstīta 3.5.-3.7. nodaļās ar rezultātiem šī darba 4.6. un 4.7. nodaļās, tika piemērota visām Latvijā regulāri ligzdojošajām pūču un dzeņu sugām, tādējādi paplašinot iegūtās informācijas apjomu ar mežiem saistīto sugu aizsardzības izvērtēšanai. Plūsma tika ieviesta sugu aizsardzības plānu ietvaros (Avotiņš jun., 2019; Bergmanis et al., 2021) un publicēta konferenču tēzēs (Avotiņš, 2019; Avotiņš, 2019, 2018; Avotiņš et al., 2023c, 2023b, 2022c; Avotiņš and Aunins, 2018; Avotiņš jun., 2018).

### 5.1. Dzīvotņu piemērotības izplatība un aizsardzībai prioritārās vietas

Kopumā biotopu piemērotība tika analizēta sešām pūcēm (GLAPAS, AEGFUN, STRALU, STRURA, ASIOTU, BUBBUB) un septiņiem dzeņiem (mazajam dzenim *Dryobates minor* (turpmāk tekstā - DRYMIN), vidējam dzenim *Leiopicus medius* (LEIMED), baltmugurdzenim *Dendrocopos leucotos* (DENLEU), dižraibajam dzenim *Dendrocopos major* (DENMAJ), trīspirkstu dzenim *Picoides tridactylus* (PICTRI), melnajai dzilnai *Dryocopus martius* (DRYMAR) un pelēkajai dzilnai *Picus canus* (PICCAN). Analīzes rezultātā iegūtās kartes, kā arī parametru ietekmes, lambdas un to atbildes, dzīvotņu piemērotības kartes ir pieejamas sugu aizsardzības plānos (Avotiņš jun., 2019; Bergmanis et al., 2021). Literatūras un EGV atbildes reakciju analīzes rezultātā astoņas sugas tika atzītas par biotopu speciālistiem: GLAPAS, AEGFUN, STRURA, BUBBUB, PICTRI, LEIMED, DRYMIN un DENLEU. No vides reakcijām par specializācijas rādītājiem uz mazāk apsaimniekotiem meža biotopiem uzskatīju atkarību no nobriedušiem mežiem vietas, teritorijas un ainavas mērogā, ilgāku laiku kopš pēdējā mežsaimnieciskā traucējuma un preferenci vietām, ko veido lieli koki (dodot priekšroku pār alternatīvo mainīgo - atsevišķiem lieliem kokiem), sīkāk sugu aizsardzības plānos (Avotiņš jun., 2019; Bergmanis et al., 2021).



6. attēls. Nobriedušu un mazāk apsaimniekotu mežu speciālistu pūču un dzeņu sugu, kuru aizsardzībai vieta atzīta par prioritāru, skaits.

Tā kā šādu biotopu saglabāšanās ir atkarīga no mežsaimniecības ierobežojumiem, vietu aizsardzības prioritizācija tika veikta, pamatojoties uz šo sugu dzīvotņu piemērotības kartēm. Valsts

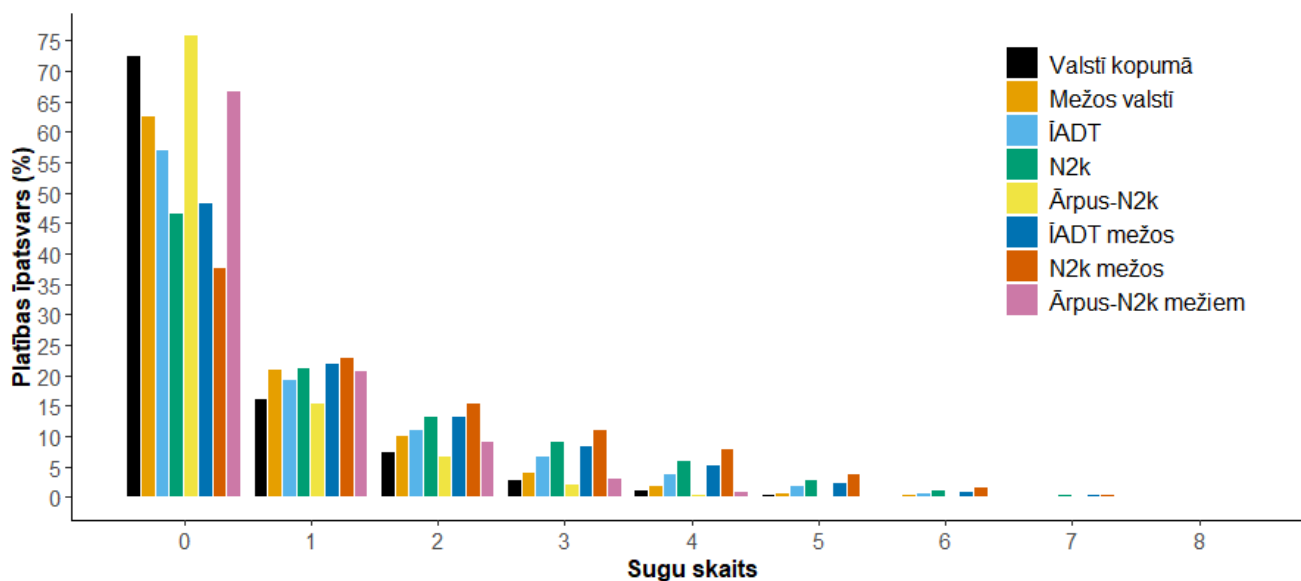
teritorijas daļa, kas tiek uzskatīta par prioritāru, dažādām sugām ir atšķirīga - no 4.0% BUBBUB gadījumā līdz 10.6% GLAPAS gadījumā, PS atsevišķi ietver aptuveni 27.5% no katras sugas šķietamās populācijas ar līdzīgu izmiršanas risku (8. tabula). Tā kā sugām ir atšķirīgas ekoloģiskās nišas, šo vietu izplatība pilnībā nepārklājas. Tomēr atsevišķas vietas ir nozīmīgas vairākām sugām vienlaikus (6. attēls). Ja visas prioritārās teritorijas tiktu pienācīgi apsaimniekotas, aizsargātās šķietamās populācijas daļa palielinātos līdz 45% GLAPAS gadījumā un pat līdz 62% AEGFUN gadījumā, tādējādi samazinot paredzamo izmiršanas risku līdz mazāk nekā 18% (8. tabula).

**8. tabula. Nobriedušu un mazāk apsaimniekotu mežu speciālistu pūču un dzeņu sugu PS apraksts, pieņemot individuālu sugu zonējumu, un šķietamā populācija un PS īpatsvars ĪADT un N2k tīklā. Pēdējās divas slejas raksturo katras sugas šķietamo populācijas un sagaidāmo izžušanas risku, ja tiktu aizsargātas visas PS (kā 6. att.).**

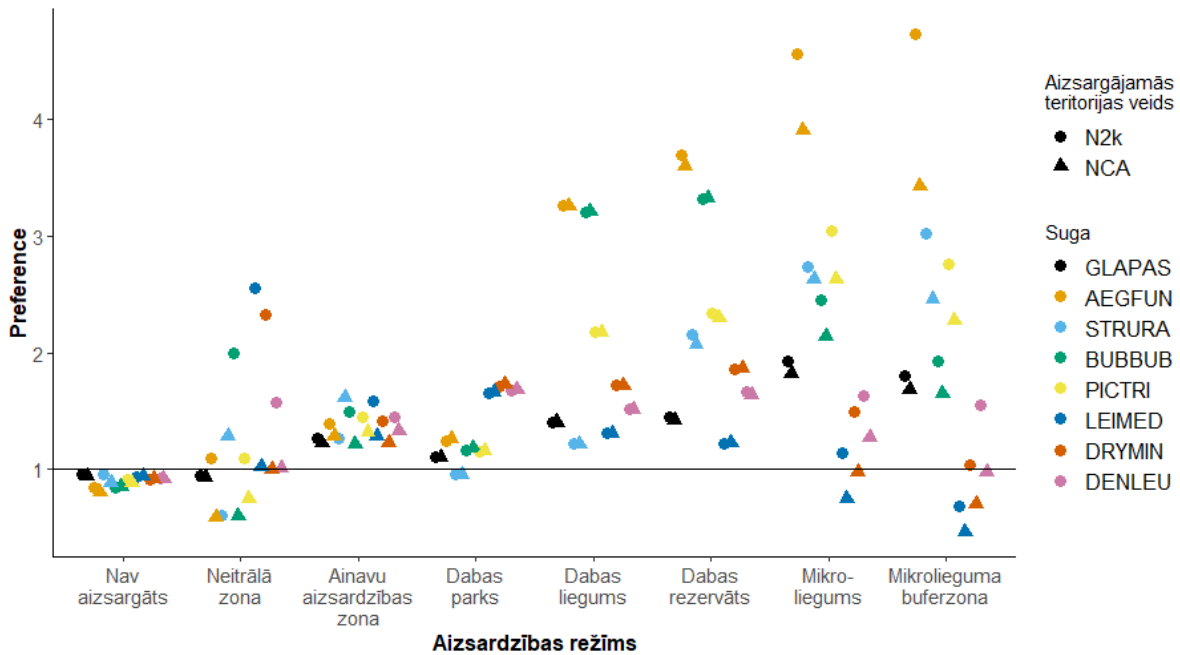
Suga	PS %	Šķietamā populācija (%) PS	Izžušanas risks	Šķietamā populācija (%) ĪADT	PS % ĪADT	Šķietamā populācija (%) N2k	PS % N2k	Šķietamā populācija (%) visās PS	Izžušanas riska ekspektācija
GLAPAS	10.6	26.2	28.4	33.5	32.1	14.9	24.5	45.6	17.8
AEGFUN	4.2	27.1	27.8	34.6	60.5	25.5	50.5	62.0	11.3
STRURA	5.3	27.5	27.5	28.3	29.2	14.7	16.0	52.8	14.7
BUBBUB	4.0	28.0	28.0	38.8	47.0	24.8	43.0	53.8	14.3
PICTRI	5.9	27.6	27.6	28.9	42.5	19.8	34.9	59.5	12.3
LEIMED	4.2	27.5	27.5	24.1	29.2	17.3	23.2	47.0	17.2
DRYMIN	4.2	27.5	27.5	26.5	36.6	19.1	30.6	47.9	16.8
DENLEU	6.5	27.5	27.5	26.4	37.6	17.9	29.7	50.0	15.9

## 5.2. Esošo aizsargājamo teritoriju tīkla izvērtējums

Visas prioritārās teritorijas kopā aizņem 37.5% Latvijas mežu platības, 51.9% ĪADT mežu platības un 62.6% N2k mežu platības (7. att.). Tas nozīmē, ka N2k kopumā ir augstāka biotopu piemērotība šai specializēto sugu grupai nekā ĪADT. Tomēr 37.4% mežu N2k (un 48.1% ĪADT) ir tik maz piemēroti, ka tie nav PS nevienai no analizētajām sugām. Visu PS saglabāšana nozīmētu mežsaimniecības ierobežojumus vēl 33.5% mežu, kas atrodas ārpus N2k tīkla (7. att.), un tāpēc, iespējams, sugu aizsardzībai netiek apsaimniekoti atbilstoši, jo mežsaimniecības ierobežojumi ir zemi pat ĪADT tīklā (2. un 3. tabulas). To apstiprina kopumā augstāka preference un lielāka izredžu attiecība, ka PS atrodas N2k nekā ĪADT (8. un 9. att.).

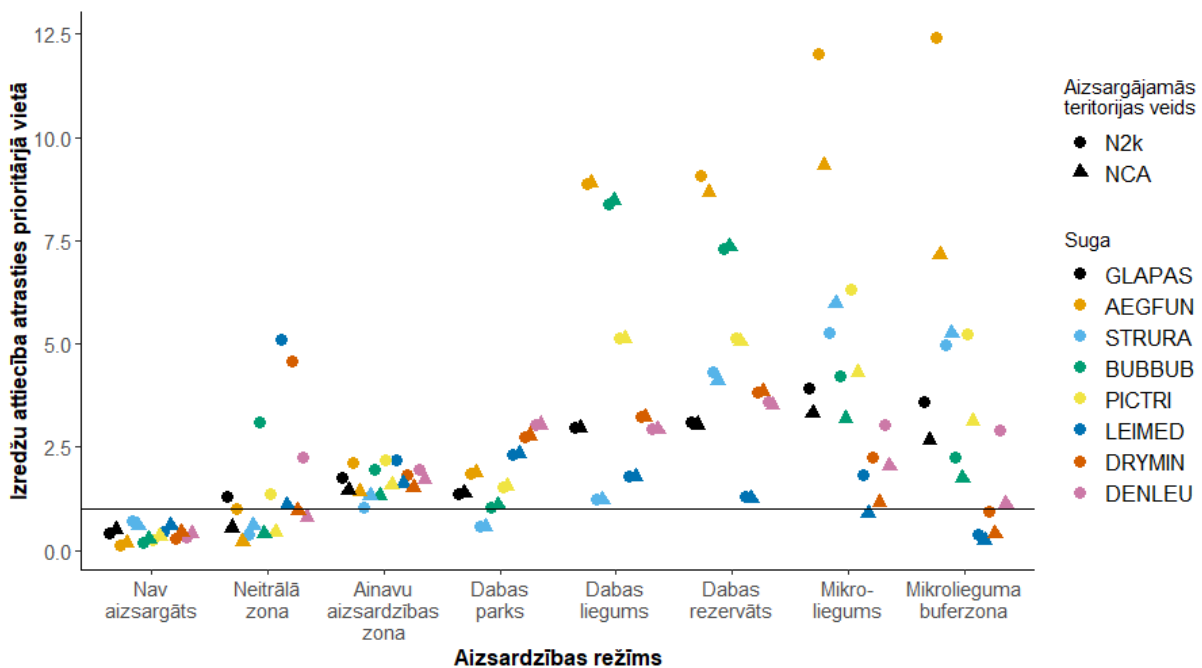


**7. attēls. PS un aizsardzības režīmu pārklšanās dažādās aizsardzības teritoriju grupās kopumā un tajās esošajos mežos.**



**8. attēls. Nobriedušu un mazāk apsaimniekotu mežu speciālistu sugu preference aizsardzības režīmam ĪADT un N2k tīklos.**

Kopumā vērojama tendence aizsardzības režīmiem ar stingrākiem mežsaimniecības ierobežojumiem pieaugt preferences un izredžu attiecības vērtībām (8. un 9. attēls). Šo tendenci var saistīt ar stingrākiem ierobežojumiem vietās ar labākiem biotopiem, tomēr daudzas PS ir bez pašreizējās aizsardzības (7. att.), lai gan biotopu piemērotība ir līdzīga stingri aizsargājamām teritorijām. Relatīvi augstās vērtības mikroliegumu buferzonās var būt saistītas ar šo teritoriju tuvumu mikroliegumiem, no kuriem lielākā daļa ir izveidoti putnu aizsardzībai. Augstas vērtības neitrālajā zonā LEIMED un DRYMIN ir saistītas ar šo sugu preferenci parkiem un salīdzinoši nelielām ligzdošanas teritorijām. Praksē tiesību akti, kas attiecas uz koku ciršanu ārpus meža (parkos) neitrālajā zonā, ir stingrāki nekā vairumā citu aizsardzības režīmu mežos. Vispiemērotākie režīmi meža speciālistu sugu aizsardzībai ir dabas rezervāti un dabas liegumi.



**9. attēls. Izredžu attiecība aizsardzības režīma vietai atrasties nobriedušu un mazāk apsaimniekotu mežu speciālistu PS.**

## 6. Diskusija

### 6.1. Sīkie zīdītāji

Sīko zīdītāju blīvums (slazdu indekss) Latvijā (Avotins et al., 2023a) bija salīdzināms ar kaimiņvalstīs - Igaunijā (Scott et al., 2008; Väli and Tõnisalu, 2020) un Lietuvā (Mažeikytė, 2002; Balčiauskas, 2006; Balčiauskas et al., 2017) - novērotajiem rādītājiem. Latvijā zālajos tika novērotas ievērojami mazāka blīvuma sīko zīdītāju populācijas nekā mežos, bet starp meža vecuma grupām atšķirības netika novērotas, visticamāk augstās mainības grupu iekšienē dēļ (Avotins et al., 2023a). Līdzīgi rezultāti tika iegūti Igaunijā (Väli un Tõnisalu, 2020) un Lietuvā (Balčiauskas et al., 2017), kur sīko zīdītāju skaits palielinājās līdz ar meža vecumu agrīnās zālāju-mežu sukcesijas laikā. Turklāt Somijā (Savola et al., 2013) un Norvēģijā (Wegge and Rolstad, 2018) veiktajos pētījumos konstatēts, ka nobriedušajos mežos ir vislielākā strupastu sastopamība. Vairāki pētnieki ir uzsvēruši, ka liels veģetācijas stāvokums, biotopu strukturālā daudzveidība un lielu dimensiju koksnes atlieku daudzums veicina sīko zīdītāju sugu daudzveidību un sastopamību pat jaunaudzēs un neapsaimniekotos biotopos dabiskās sukcesijas apstākļos (Carey and Johnson, 1995; Carey and Harrington, 2001; Ecke et al., 2002; Mažeikytė, 2002; Panzacchi et al., 2010; Wegge and Rolstad, 2018; Suchomel et al., 2020). Intensīvas mežsaimniecības kaitīgā ietekme uz sīkajiem zīdītājiem ir konstatēta arī ainavas mērogā (Bowman et al., 2000; Carey and Harrington, 2001; Panzacchi et al., 2010; Suchomel et al., 2020). Tomēr ir konstatēts, ka mozaīkveida ainavās ekotonos, īpaši tajos, kur biotopu malu buferjosla ir vismaz 100 m gara, ir vislielākais sīko zīdītāju blīvums un daudzveidība (Balčiauskas, 2006; Panzacchi et al., 2010; Wegge and Rolstad, 2018).

Hanski ar kolēģiem (1991) piedāvāja vienu no robustākajiem sīko zīdītāju populāciju cikliskuma skaidrojumiem, kas ir paplašināts dažādās sistēmās (Henttonen et al., 2017). Modelējot vairāku sugu grauzēju kopas, pētnieki ir konstatējuši pārejošu dinamiku, kurā ilgi laika periodi ar cikliskām svārstībām nomainās ar īsiem periodiem bez cikliem (Hanski and Henttonen, 1996). Lai gan sākotnēji tika sagaidīts, ka šādas svārstības notiek salīdzinoši nelielos telpiskajos mērogos, nesen tika novērots, ka apslāpētu ciklu fenomēns ir plaši izplatīts visā Eiropā (Ims et al., 2008), kas liecina par plašākiem vides faktoriem, piemēram, klimata pārmaiņām (Steen et al., 1996; Kausrud et al., 2008). Tomēr ir novērots, ka dažādās Eiropas daļās strupastu populāciju ciklu apsūkuma periods ir atšķirīgs, tādējādi apšaubot klimata hipotēzes vispārīgumu (Brommer et al., 2010). Šī darba rezultāti skaidri parādīja slāpētus strupastu ciklus Latvijā (2. attēls (a-c)). Šī fenomena trūkums kaimiņvalstīs (Väli un Tõnisalu, 2020; Balčiauskas and Balčiauskienė, 2022b, 2022a) liecina par mazāka mēroga procesu iesaisti - kā to apraksta plēsēju-upuru modeļi. Lai gan Hanski modeļi sākotnēji tika izstrādāti Fenoskandijas videi, to vispārīgums ir pierādīts arī Centrāleiropā un Rietumeiropā (Lambin et al., 2006). Saskaņā ar šiem modeļiem un iepriekš veiktajiem pētījumiem (Henttonen et al., 2017) ģenerālisti plēsēji mēdz stabilizēt grauzēju dinamiku, savukārt nomadiskajiem plēsīgajiem putniem ir līdzīga ietekme uz grauzējiem, bet tie arī palielina reģionālo sinhronitāti. Savukārt tiek uzskatīts, ka specializētie plēsēji uztur grauzēju ciklu regularitāti (Hanski and Henttonen, 1996).

Uzskatu, ka sīko zīdītāju populāciju ciklu slāpēšanā Latvijā liela nozīme ir iepriekš aprakstīto apstākļu kombinācijai - ģenerālistu plēsēju, piemēram, lapsas *Vulpes vulpes* un jenotsuņa *Nyctereutes procyonoides*, spiedienam un biotopu apsaimniekošanas intensifikācijai kopā ar mežu fragmentāciju.

### 6.2. Pūču skaitliskās atbildes sīko zīdītāju populācijām

Šajā pētījumā (4. tabula) es konstatēju statistiski nozīmīgu sakarību starp strupastu (*Microtus* un meža) īpatsvaru pūču barībā un to sastopamības rādītājiem to dabiskajā vidē. Šis secinājums liecina, ka, lai gan es paļāvos uz informāciju par zīdītāju daudzumu rudenī, tā tomēr atspoguļoja pūču preferences attiecībā uz barību. Ir labi zināms, ka sīko zīdītāju blīvums palielinās vasarā (Pupila and Bergmanis, 2006), un pavasara skaitli atspoguļo ziemas izdzīvošanu un vairošanos (Hanski and Korpimäki, 1995). Tomēr gada relatīvā vērtība (pavasārī vai rudenī) cikliskās vidēs joprojām atspoguļo daļu no cikla (Brommer et al., 2002). Mana analīze atklāja, ka visu pētīto pūču sugu uzturā priekšroku tiek dota *Microtus* strupastēm. Turklāt šo strupastu biomasas īpatsvars bija lielāks salīdzinājumā ar meža strupastēm (Avotins et al., 2023a). Šo priekšroku *Microtus* strupastēm var skaidrot ar atšķirībām

strupastu vairošanās bioloģijā, to dispersijas īpatnībām un izvairīšanās no plēsējiem uzvedību (sk. pārskatu Hanski and Henttonen, 1996).

Kopumā FNB rangs un strupastu īpatsvars dažādu pūču sugu uzturā ir salīdzināms ar citiem pētījumiem Eiropā, lai gan ir skaitliskas atšķirības, tās, visticamāk, ir saistītas ar zināmajām atšķirībām starp ligzdošanas reģioniem viena gada ietvaros un starp gadiem vienā reģionā (GLAPAS (Mikkola, 1983; Mikusek et al., 2001); AEGFUN (pārskats Korpimäki and Hakkarainen, 2012); ASIOTU (Glue and Hammond, 1974; Wijnandts, 1984; Tome, 1994; Balčiauskienė et al., 2006; Romanowski and Zmihorski, 2008; Sergio et al., 2008; Birrer, 2009; Tome, 2009); STRALU (Goszczynski et al., 1993; Jędrzejewski et al., 1994; Petty, 1999; Solonen, 2004; Balčiauskienė et al., 2006; Lesiński et al., 2009; Romanowski and Zmihorski, 2009; Solonen, 2014; Grašytė et al., 2016; Solonen et al., 2016; Solonen et al., 2017); STRURA (Jäderholm, 1987; Korpimäki and Sulkava, 1987; Sidorovich et al., 2003; Vrezec et al., 2018); BUBBUB: (Randla, 1976; Korpimäki et al., 1990; Schweiger, 2011; Penteriani and del Mar Delgado, 2019; Frafjord, 2022). Kopumā pūču sugām, kas uzturā vairāk specializējušās uz strupastēm, raksturīga spēcīgāka skaitliskā un pat funkcionālā reakcija uz strupastu pieejamību dabā, kā tas ir ASIOTU gadījumā, kas var pielāgot migrācijas uzvedību un ligzdošanas reģiona izvēli un pat atkārtot ligzdošanu, ņemot vērā strupastu pieejamību (Glue, 1977; Glue and Nilsson, 1997; Heisler et al., 2016). Ir zināmas tādas funkcionālās reakcijas uz strupastu sastopamības izmaiņām kā biotopu izvēle, medību uzvedība, vairošanās laiks un pat pārnese efekts (*carry-over effect*) uz skaitliskajām reakcijām (GLAPAS (Masoero et al., 2020a); AEGFUN (Korpimäki, 1981; Solheim, 1983; Hakkarainen et al., 1997; Hakkarainen et al., 2002; Saurola and Francis, 2004; Santangeli et al., 2012); STRALU (Lehikoinen et al., 2011; Solonen, 2014); STRURA (Pietiäinen, 1988; Brommer et al., 1998; Brommer et al., 2002; Brommer et al., 2002; Brommer et al., 2004; Saurola and Francis, 2004; Karell et al., 2008; Kontiainen et al., 2009; Lehikoinen et al., 2011; Saurola and Francis, 2018); BUBBUB (Marchesi et al., 2002; Penteriani et al., 2002; Campioni et al., 2013). Tomēr tādas pūču skaitliskās reakcijas uz strupastu skaita pieaugumu kā ligzdošanas rādītāji un izdzīvošana ir daudz vairāk pētītas un tiešākas (GLAPAS (Solheim, 1984; Lehikoinen et al., 2011; Morosinotto et al., 2017); AEGFUN (Korpimäki and Hakkarainen, 1991; Saurola and Francis, 2004; Lehikoinen et al., 2011); ASIOTU (Village, 1981; Tome, 2011, 2009, 2003); STRALU (Saurola and Francis, 2004; Solonen, 2005; Lehikoinen et al., 2011; Solonen, 2014; Solonen et al., 2015; Saurola and Francis, 2018); STRURA (Pietiäinen, 1988; Brommer et al., 2002; Saurola and Francis, 2004; Lehikoinen et al., 2011; Saurola and Francis, 2018); BUBBUB (Marchesi et al., 2002; Penteriani et al., 2002; Campioni et al., 2013; Penteriani and del Mar Delgado, 2019)).

No šajā promocijas darbā pētītajām pūču sugām lielākajai daļai mežos ligzdojošo sugu (GLAPAS, AEGFUN, STRALU un STRURA) bija zemāki ligzdošanas rādītāji nekā vidēji boreālajā reģionā (Korpimäki and Hakkarainen, 1991; Meller et al., 2017) un bija līdzīga vai zemāka nekā boreālajā reģionā nabadzīgos gados (Korpimäki, 1987; Brommer et al., 2002; Korpimäki and Hakkarainen, 2012; Saurola and Francis, 2018) un pat zemāka nekā bioģeogrāfiski līdzīgā boreo-nemorālajā reģionā (Solheim, 1984; Grašytė et al., 2016). Savukārt ASIOTU un BUBBUB ligzdošanas rādītāji, lai gan bija līdzīgi kā citos pētījumos Eiropā (Glue, 1977; Meller et al., 2017; Penteriani and del Mar Delgado, 2019), tomēr uzrādīja statistiski nozīmīgu šī parametra samazināšanos laikā. Turklāt šis pētījums liecina par BUBBUB ligzdošanas rādītāju pārnese efektu (*carry-over effect*) atkarībā no strupastu daudzuma iepriekšējā rudenī. Pārnese efekta (*carry-over effect*) fenomens caur pieaugušo īpatņu fizisko stāvokli ir labi zināms zinātniskajā literatūrā par STRURA (Pietiäinen and Kolunen, 1993; Brommer et al., 1998; Brommer et al., 1998; Brommer et al., 2002; Brommer et al., 2004; Karell et al., 2008a), un ir konstatēts, ka tā nozīme Somijā pieaug atkarībā no pūču sugas izmēra (Lehikoinen et al., 2011). Arī Latvijā veiktā ekoloģisko nišu analīze apstiprina priekšstatu par biotopu ar augstāku strupastu sastopamību nozīmīgumu BUBBUB (Avotiņš jun., 2019).

Noplicinātu strupastu ciklu un zemas vai sarūkošas ligzdošanas produktivitātes ietekmes uz pūču relatīvo populāciju lieluma tendencēm bija atšķirīgas dažādām sugām. Vismazāk specializētās sugas - STRALU - populācija, neraugoties uz svārstībām, ko, iespējams, izraisīja garās ziemas ar daudziem sasalšanas un atkuššanas cikliem, kas ietekmē ziemas izdzīvošanu (Karell et al., 2011; Pavón-Jordán et al., 2013; Solonen, 2021), kopumā bija stabila un neuzrādīja atšķirības periodos ar un bez izteiktiem sīko

zīdītāju cikliem (5. tabula). ASIOTU populācijas lielums neuzrādīja atšķirības salīdzināmajos periodos, tomēr samazināšanās kopš 2004. gada kļuva būtiska, ja analīzes periodu pagarināja līdz 2021. gadam (Avotins et al., 2023). Mani iegūtie rezultāti pieļauj, ka ASIOTU populācija ilgāku laiku tika uzturēta, pateicoties citur izšķīlušos īpatņu imigrācijai (Village, 1981; Korpimäki, 1992a, 1992b; Sergio et al., 2008), un vēlākā lejupslīde liecina par novēlotu Latvijas izcelsmes īpatņu reakciju.

GLAPAS, AEGFUN un BUBBUB populācijām (5. tabula; Eionet, 2020) kopumā bija ievērojams samazinājums, un AEGFUN atšķirība starp salīdzināmajiem periodiem izzuda, ja to pagarināja līdz 2004.-2021. gadam (Avotins et al., 2023). GLAPAS un AEGFUN (un daļēji arī BUBBUB) samazināšanās var būt saistīta ar sekām, ko rada samazinātas ligzdošanas sekmes un citas reakcijas uz noplicinātajiem strupastu populāciju cikliem (sk. atsauces iepriekš), kā arī biotopu degradācija un izžušana (Avotins, 2022). Šo trīs sugu (GLAPAS, AEGFUN, BUBBUB) populāciju lielums samazinās arī Somijā un Zviedrijā, bet tendences Lietuvā un Igaunijā ir atšķirīgas, iespējams, zemākas datu kvalitātes dēļ, jo tiek ziņots par aplēsēm, nevis aprēķiniem (Eionet, 2020).

21. gadsimta pirmajā desmitgadē bija vērojams ievērojams STRURA populāciju pieaugums un areāla paplašināšanās, kas novērota daudzviet Eiropā (Bashta, 2009; Tutiš et al., 2009; Bylicka et al., 2010; Vrezec and Mihelič, 2012). Šī tendence sakrīta ar STRURA populāciju palielināšanos Latvijā un mozaikveida ainavas apgūšanu ligzdošanai (Avotiņš jun., 2019). Lai gan precīzi populācijas pieauguma iemesli joprojām nav skaidri un, visticamāk, ir saistīti ar nezināmiem liela mēroga faktoriem, jāatzīmē, ka Latvijā sugas ievērojamā populācijas samazinājuma periods sakrīta ar sīko zīdītāju populācijas dinamikas apsīkumu (5. tabula). Es pieļauju, ka sīko zīdītāju relatīvajam skaitam, saduroties ar vispārējām biotopu pārmaiņām, ir izšķiroša nozīme STRURA populācijas samazināšanās procesā. Latvijā veiktā ekoloģisko nišu analīze liecina par spēcīgu STRURA atkarību no lieliem mežu masīviem, ko pārsvarā veido nobrieduši meži ar atsevišķiem atvērumiem (Avotiņš jun., 2019). Līdzīgas biotopu preferences šai sugai konstatētas arī citos reģionos (Sonerud, 1986; Löhmus, 2003; Tutiš et al., 2009). Neraugoties uz notiekošo areāla paplašināšanos Latvijā (Ķerus et al., 2021), kopējais STRURA populācijas apjoms samazinās (Eionet, 2020). Svarīgi ņemt vērā mežsaimniecības intensifikāciju, uz ko norāda koku vainagu seguma zudums, kas Latvijā pieaug, īpaši sugas aizsardzībai noteiktajās prioritārajās teritorijās (Avotiņš, 2022). Tas liecina par iespējamu saistību starp biotopu degradāciju mežsaimnieciskās darbības dēļ un STRURA populācijas samazināšanos Latvijā.

Daudzu mežā mītošo pūču sugu relatīvo populāciju skaita strauja samazināšanās, ņemot vērā to dzīvotņu preferences pārklāšanos ar galvenā medījuma augstākā blīvuma biotopiem (Bowman et al., 2000; Carey and Harrington, 2001; Panzacchi et al., 2010; Suchomel et al., 2020), liecina par biotopu saglabāšanas nozīmi sugu aizsardzībā. Tā kā lielākā daļa mežos ligzdojošo pūču sugu ir arī dobumperētāji (Mikkola, 1983; Mebs and Scherzinger, 2000), ir svarīgi biotopu piemērotības analīzē un aizsardzības plānošanā iekļaut arī dzeņus.

### **6.3. Dzīvotņu aizsardzība, aizsargājamās teritorijas un mežsaimniecība**

Lai saprastu, kā un kur aizsargāt sugu, ir jāzina tās ekoloģiskā niša. Sugu izplatības modelēšana nodrošina jaudīgus rīkus ne tikai sugu izplatības prognozēšanai, bet arī to noteicošo faktoru skaidrošanai. Turklāt var ne tikai novērtēt biotopu piemērotību, bet arī noteikt biotopu plankumu relatīvās nozīmes aizsardzībā ranžējumu - pamatvajadzības aizsardzības plānošanā.

#### **6.3.1. GLAPAS piemērs**

Sugu izplatības modelēšana ar specializācijas un īpašas aizsardzības nepieciešamības novērtēšanu, kam seko teritoriju prioritāšu noteikšana un telpiskā pārklāšanās analīze, sastāv no kvantitatīvajā ekoloģijā un ĢIS analīzē labi zināmiem rīkiem (atsauces tekstā iepriekš). Tomēr šie instrumenti reti tiek kombinēti biogeogrāfiskos un dabas aizsardzības pētījumos. GLAPAS piemērs pierāda, ka darba plūsmu var izmantot arī, ja ir mazs skaits zināmo sugas ligzdošanas vietu. Neskatoties uz to, metožu kopa spēj fiksēt ekoloģiski nozīmīgas sakarības, kā rezultātā var iegūt ticamu sugas izplatības karti, kuru tālāk apstrādāt.



Ir pieņemts uzskatīt, ka, analizējot putnu izplatību, visdrošākā informācija ir balstīta uz zināmajām ligzdu atrašanās vietām (Björklund et al., 2020). Tomēr šī informācija bieži vien ir mazskaitlīga vai tai piemīt citas telpiskās-statistiskas problēmas, piemēram, grupēšanās. Lai gan MaxEnt var labi darboties ar nelielu klātbūtnes vietu apjomu, telpisko problēmu risināšana bieži vien ietver filtrēšanu pēc nejaušības principa vai izmantojot savstarpējā novietojuma attālumus, kā rezultātā datu kopas var būt pārāk mazas, lai veiktu uzticamu analīzi. Lai atrisinātu šo problēmu, es ierosinu iekļaut novērojumus, kurus var ticami attiecināt uz vairošanās un medību teritoriju, vienlaikus iekļaujot piepūles slāni (plašāku diskusiju sk. III publikācijā). Šāda pieeja var nebūt universāla, piemēram, tā var nesniegt apmierinošu rezultātu sugām, kas barojas tālu no ligzdošanas vietas, piemēram, jūras ērglim *Haliaeetus albicilla*, taču daži pētījumi liecina par noderīgu rezultātu pat šādām sugām (Heuck et al., 2019). Tomēr lielākajai daļai sugu barošanās vietas atrodas tuvu ligzdošanas vietai - to ligzdošanas iecirknī, kā tas ir GLAPAS gadījumā (Strom and Sonerud, 2001).

Ekogeogrāfisko mainīgo un sugas klātbūtnes korelācijas, ko atklāja maksimālās entropijas analīze, saskan ar citos pētījumos konstatēto, sākot no vietas līdz ainavas mērogam. Vietas mērogā GLAPAS dod priekšroku slēgtiem mežiem (ko veido egles boreo-nemorālajā reģionā), tomēr kā ligzdas koks biežāk sastopama apses - dobumiem bagātākā koku ģints Holarktikā (Sonerud, 1985; Mikkola, 1983; Mebs and Scherzinger, 2000; Pačenovský and Šotnár, 2010; Remm and Lohmus, 2011; Meller et al., 2017). Turklāt mani rezultāti par pozitīvu saistību ar lielāku koku DBH sakrīt ar būru pētījumiem (Baroni et al., 2020), un šādu koku lielā daudzuma nepieciešamība atbilst ikgadējai ligzdošanas vietas maiņai un vairākiem ziemas krātuvju dobumiem (Pačenovský and Šotnár, 2010; Valkama et al., 2014; Baroni et al., 2021, 2020). Plašāku diskusiju sk. III publikācijā.

Prognozētā sugas izplatības karte tika pārbaudīta lauka apstākļos un tika konstatēts, ka tā statistiski nozīmīgi prognozē GLAPAS klātbūtni, pat analizējot ar nepilnīgas konstatēšanas metodēm (Avotiņš jun., 2019). Tā kā sugu izplatības karte tika atzīta par uzticamu, to varēja izmantot turpmākajā analīzē, nosakot teritoriju prioritātes aizsardzībai un novērtējot esošās aizsargājamās teritorijas.

### **6.3.2. Sugu-dzīvotņu un mežu aizsardzības izvērtējums**

Šis darbs ir vērsts uz pūču aizsardzību, no kurām daudzas ir saistītas ar nobriedušiem, strukturāli bagātiem un mazāk apsaimniekotiem mežiem (GLAPAS (Sonerud, 1986; Strom and Sonerud, 2001; Ciach, 2005; Shurulinkov et al., 2007; Pačenovský and Šotnár, 2010; Baroni et al., 2021, 2020); AEGFUN (Sorbi, 1995; Hakkarainen et al., 1997; Ravussin et al., 2001; Laaksonen et al., 2004; Shurulinkov and Stoyanov, 2006; Hakkarainen et al., 2008; Santangeli et al., 2012; Brambilla et al., 2013) STRURA (Saurola, 1989; Lohmus, 2003; Tutiš et al., 2009; Bylicka et al., 2010); BUBBUB (Кумари, 1965; Гришанов, 2005; Фетисов, 2005; Lipsbergs, 2011)), savukārt citas sugas ir vairāk ģenerālisti, tām nav nepieciešama īpaša aizsardzība vai tās labāk var aizsargāt ar vispārīgu regulējumu mežsaimniecībā un lauksaimniecībā, izmantojot ainavas mikroelementu (bioloģiskās daudzveidības elementu, piemēram, saglabājamo koku, meža malu, mitrāju, krūmu puduru u. c.) saglabāšanu (Aschwanden et al., 2005; Avotiņš jun., 2019). Tā kā pūces ekoloģiski ir saistītas ar dzeņiem, analīzēs iekļauti arī tie. Līdzīgi kā pūces, arī dažas dzeņu sugas ir spēcīgāk saistītas ar nobriedušiem, strukturāli bagātiem un mazāk apsaimniekotiem mežiem (DENLEU (Virkkala et al., 1993; Czeszczewik and Walankiewicz, 2006; Roberge et al., 2008; Kajtoch et al., 2013); DRYMIN (Olsson et al., 1992; Wiktander et al., 1992; Charman et al., 2010; Delhaye et al., 2010); LEIMED (Kosiński, 2006; Müller et al., 2009; Delhaye et al., 2010; Robles and Ciudad, 2012); PICTRI (Bütler et al., 2004b, 2004a; Fayt, 2004b; Wesołowski et al., 2005; Kajtoch et al., 2013)), nekā citas, kas Latvijā, šķiet, ir ģenerālisti un var tikt aizsargātas ar vispārīgo regulējumu (Bergmanis et al., 2021). Šis sugu kopums, neapšaubāmi, neaptver visas indikatorsugas mežos, taču tas aptver plašu meža tipu gradientu (no sausiem skujkoku līdz mitriem lapu koku mežiem) un toleranci pret malām un fragmentāciju, u.tml.. Turklāt šis sugu kopums aptver trīs no sešām Putnu direktīvas 1. pielikumā minētajām meža sugām, kas Eiropas līmenī ir nepietiekami pārstāvētas N2k (Van Der Sluis et al., 2016). Tāpēc šo sugu kopu uzskatu par nozīmīgu pūču biotopu aizsardzības novērtēšanā Latvijā un tādu, kas spēj sniegt vismaz ieskatu bioloģiski vērtīgo mežu aizsardzības novērtēšanā Latvijā.

Efektīvas pārvaldības (Apostolopoulou and Pantis, 2009; Iojā et al., 2010; Grodzinska-Jurczak and Cent, 2011; Tsiafouli et al., 2013) un ekoloģiski un statistiski pamatotu teritoriju atlases metožu piemērošanas trūkums dabas aizsardzības plānošanā (Moilanen and Arponen, 2011; Gruber et al., 2012) ir novedis pie tā, ka pastāv teritorijas, kurām piemīt augstas dabas vērtības, bet kurās nav vai ir nepietiekami pašreizējie aizsardzības pasākumi. Šāda situācija vērojama gan noteikto aizsargājamo teritoriju tīklā, gan ārpus tā, par ko liecina lielais PS īpatsvars ārpus ĪADT vai N2k, kā arī lielas mežu platības šajos tīklos, kas nav atzītas par PS (8. tabula, 7. attēls). To varēja sagaidīt, jo lielākā daļa darbu ĪADT un N2k izveidē Latvijā tika veikta tieši pirms iestāšanās Eiropas Savienībā - 20. gadsimta beigās un 21. gadsimta sākumā (Račinskis, 2004; Opermanis et al., 2008), kad sugu izplatības modelēšanas metožu pieejamība bija ierobežota datoru resursu dēļ. Mani rezultāti liecina, ka piemērota meža apsaimniekošana PS būtu līdzīga dabas liegumam vai dabas rezervātam, vai pat pilnīgi aizliegta mežsaimniecība (8., 9. att.). Tas ir aktuāli ne tikai PS bez pašreizējās aizsardzības, bet arī N2k iekšienē, jo arī tur mežsaimnieciskā darbība turpinās un tās apjoms ik gadu pieaug, turklāt PS pieaugums ir straujāks nekā citos mežos gan N2k, gan ārpus tām (Avotiņš, 2022).

Bioloģiskās daudzveidības stratēģijā 2030. gadam ir izvirzīts mērķis nodrošināt tiesisko aizsardzību vismaz 30% ES zemes platības un stingru aizsardzību - 10% (European Commission, 2020). Ja ņem vērā tikai GLAPAS PS pievienošanu N2k, aizsargātais Latvijas platības īpatsvars būtu tikai nedaudz virs vidējā ES (Evans, 2012). Paplašinot šo pieeju nobriedušo mežu speciālistu sugu grupā (citas pūču un dzeņu sugas), aizsargājamo teritoriju paplašināšanai paredzēto teritoriju pārklājums sasniedz 37.5 % no Latvijas mežu platības, kas pārsniegtu EK noteiktos tiesiskās aizsardzības mērķus. Tomēr iepriekš publicētie zinātniskie ieteikumi paredz aizsargāt un apsaimniekot teritorijas bioloģiskās daudzveidības saglabāšanai vismaz 50 % sauszemes areāla (atšķirībā no iepriekš minētajiem 10 vai 30 %; Noss et al., 2012; Dinerstein et al., 2017; Baillie and Zhang, 2018; Watson et al., 2018; Müller et al., 2020).

Diemžēl dabas aizsardzība un zemes izmantošanas intensifikācija ir savstarpēji saistītas (Eyvindson et al., 2017; Moilanen un Kotiaho, 2018). Tas nozīmē, ka dažas esošo aizsargājamo teritoriju daļas var nākties izslēgt no aizsargājamajām teritorijām, jo tās ir mazsvarīgas bioloģiskajai daudzveidībai (piem., 8. tabula, 6. un 7. attēli). Ideālā gadījumā aizsardzības plānošana ietver katras atsevišķas sugas apsvēršanu katrā ģeogrāfiskajā reģionā. Tomēr šāda pieeja bieži vien ir nepraktiska, jo tai nepieciešams daudz laika un resursu. Turklāt sabiedriskās zinātnes iniciatīvu progress visā pasaulē nav vienmērīgs, un starptautisko atlantu telpiskā izšķirtspēja parasti ir nepietiekama (Herrando et al., 2017). Lai risinātu šīs problēmas, iespējama alternatīva ir izmantot katrai ekosistēmai atlasītu lietussarga un bioloģiskās daudzveidības indikatorsugu (Caro, 2010; Virkkala et al., 2022) kopu, kurām nereti ir pieejami detalizētāki atrašanās vietas dati vai tos var iegūt salīdzinoši izmaksu-efektīvi. Šīs lietussarga sugas var papildināt ar ekosistēmām specializētajām sugām, līdzīgi tām, kas iekļautas Eiropas putnu uzskaišu padomes savvaļas putnu indikatoros (Gregory un Strien, 2010). Izmantojot lietussarga un indikatorsugas, aizsardzības pasākumus var koncentrēt uz to, lai noteiktu vietas ar visaugstāko bioloģiskās daudzveidības vērtību, tādējādi nosakot prioritātes aizsardzības pasākumiem. No otras puses, specializētās sugas var sniegt vērtīgu informāciju par maksimāli pieļaujamo zemes izmantošanas intensifikāciju ārpus aizsargājamām teritorijām. Tomēr sugu izvēle šai funkcijai jāveic ļoti uzmanīgi, lai nodrošinātu, ka sugas patiešām nodrošina "lietussarga efektu" bioloģiskās daudzveidības saglabāšanā (Branton and Richardson, 2011; Breckheimer et al., 2014).

Visbeidzot, nobriedušo mežu saglabāšana ir nozīmīga ne tikai to sugu saglabāšanai, kuras ir izvēlētas kā aizsardzības mērķi, bet tām piemīt arī augsta loma klimata pārmaiņu mazināšanā (Chen et al., 1995, 1993; Frey et al., 2016) un tām veidotās aizsargājamās teritorijas samazina ietekmi uz sugu izplatības pārmaiņām klimata pārmaiņu kontekstā (Lehikoinen et al., 2018).

## 7. Secinājumi

1. Pūcēm nozīmīgāko barības objektu - sīko zīdītāju - populācijām Latvijā bija raksturīgas skaita cikliskās svārstības 20. gs. beigās un 21. gs. sākumā. Tomēr kopš apmēram 2004. gada, cikliskums ir apstājies. Ticams, ka tam pamatā ir ģenerālistu plēsēju un intensīvās saimniecības spiediens, tomēr ir nepieciešami papildus pētījumi, lai to apstiprinātu.
2. GLAPAS, AEGFUN, STRALU un STRURA ligzdošanas sekmes (mazuļu skaits sekmīgā ligzdā) laika gaitā bija stabils, tomēr vidēji zemākas nekā kaimiņvalstīs, līdzinoties vai esot zemākām par tām, kādas ir sīko zīdītāju depresijas gados boreālajā un boreo-nemorālajā reģionos. Šis rādītājs ASIOTU un BUBBUB ir laika gaitā samazinājies, tomēr vidēji līdzinās citiem reģioniem Eiropā. Ligzdošanas sekmju samazinājums laikā sakrīt ar sīko zīdītāju populācijas ciklu noplicināšanos.
3. Sugai ar visplašāko barības nišu – STRALU – relatīvais populācijas lielums pētījuma periodā nav mainījies un nav konstatētas atšķirības tendencēs starp periodiem ar izteiktiem un noplicinātiem sīko zīdītāju populāciju cikliem (salīdzināmie periodi). Nedaudz specializētākajai STRURA tika konstatēta izteikta un statistiski nozīmīga atšķirība starp salīdzināmajiem periodiem ar samazināšanos kopš ciklu izzušanas. Līdzīgu rezultātu uzrādīja ASIOTU, tomēr tas kļuva statistiski nozīmīgs tikai ar pēdējā perioda pagarināšanu līdz 2021. gadam. Vidēji specializētas sugas kā GLAPAS, AEGFUN un BUBBUB demonstrēja izteiktu populācijas relatīvā lieluma samazinājumu bez tiešas saistības ar sīko zīdītāju cikliem, ierosinot citu faktoru, piemēram, dzīvotņu piemērotības samazināšanās, ietekmi.
4. Izstrādātā un ar GLAPAS demonstrētā darba plūsma, kas iekļauj ekoloģiski nozīmīgu mainīgo atlasī, klātbūtnes vietu tīrīšanu un atlasī, dzīvotņu piemērotības analīzi un vietu prioritizēšanu aizsardzībai, ir pierādīta kā nozīmīgs rīks sugas aizsardzības stāvokļa novērtēšanai. Iegūtie rezultāti pirmo reizi Latvijā (un Baltijas valstīs) sniedz kvantitatīvu GLAPAS nozīmīgo dzīvotņu raksturojumu, norādot sugas augsto atkarību no nobriedušiem un mazāk saimnieciskās darbības ietekmētiem mežiem, tādā veidā sniedzot papildus liecības par sugas nozīmi kā lietussarg-sugai dabas aizsardzībā. ĪADT un N2k robu analīze atklāja, ka vairums GLAPAS PS Latvijā šobrīd nav aizsargātas. Turklāt daudzas PS esošajā ĪADT un N2k ir nepietiekoši aizsargātas, jo atbilstošās funkcionālās zonas nenodrošina pietiekošus mežizstrādes ierobežojumus. GLAPAS PS pievienošana ĪADT vai N2k tīklam palielinātu to platību līdz, attiecīgi, 26.3% un 19.6% no valsts platības, kas ir mazāk par EK noteikto Bioloģiskās daudzveidības stratēģijā.
5. Darba plūsmas pielietošanas Latvijā regulāri ligzdojošo pūču un dzeņu sugām rezultāti liecina, ka visu identificēto PS aizsardzība būtu efektīvāka šo bioloģiskās daudzveidības indikatorsugu aizsardzībā nekā esošās ĪADT un N2k. Visu PS aizsardzība nodrošinātu aizsardzību 37.5% mežu Latvijā, no kuriem 33.5% atrodas ārpus N2k. Vienlaikus ar N2k paplašināšanu, ir iespējama arī atsevišķu vietu izslēgšana no aizsardzības, jo 37.5% no mežiem N2k nav nevienas analizētās sugas PS.

## Pateicības

Vispirms es vēlos pateikties savam darba vadītājam Dr. biol., asoc. prof. Aināram Auniņam par neizmērojamo pacietību, vadot, atbalstot un izglītojot mani.

Vēlos pateikties Latvijas gredzenošanas centram un visiem brīvprātīgajiem gredzenotājiem par gredzenošanas datu pieejamību, īpaši A. Avotiņam (sen.), J. Lipsbergam, A. Kalvānam, G. Grandānam, O. Keišam, V. Boļšakovam, T. Ķerim, J. Jankavam, A. Freibergam, P. Daknim. Pateicos arī dabas novērojumu portāla vadības komandai un brīvprātīgajiem sabiedrības zinātniekiem, kas ziņo par pūču novērojumiem un ligzdošanas rezultātiem.

Pateicos visiem pūču pētniekiem (īpaši A. Avotiņam (sen.), G. Grandānam, U. Ļoļānam, V. Ignatjevam) par dalīšanos ar datiem un plēsīgo putnu fona monitoringa shēmas dalībniekiem par valsts mēroga datu sniegšanu par plēsīgo putnu un pūču populācijām.

Esmu pateicīgs cilvēkiem, kas man sniedza pūču barības atlieku materiālus: I. Baugam, U. Bergmanim, P. Daknim, K. Funtam, M. Funtai, G. Grandānam, V. Ignatjevam, I. Jakovļevam, O. Keišam, J. Ķuzem, U. Ļoļānam, I. Mārdegai, M. Mednei, J. Priedniekam, E. Račinskim, R. Rekmanim, M. Rozenfeldei, M. Strazdam, D. Ūlandam, M. Zilgalvim. Un vēl vairāk tiem, kas palīdzēja to šķetināšanā: L. Dambenieci, V. Ignatjevam, M. Rozenfeldei, D. Ūlandam, M. Zilgalvim.

Paldies A. Pupilai, G. Donei, G. Grandānam un U. Bergmanim par dalīšanos ar vēsturisko sīko zīdītāju monitoringa datiem un transektu atrašanās vietām.

Sīko zīdītāju monitoringu 1991. - 2011. gadā finansēja Teiču valsts rezervāta administrācija un Dabas aizsardzības pārvalde. Pūču monitoringu 1991.-2007. gadā daļēji finansēja Teiču valsts rezervāta administrācija un Dabas aizsardzības pārvalde, 2007.-2009. gadā - Latvijas vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs, bet kopš 2014. gada to finansē Dabas aizsardzības pārvalde. Lielāko daļu pūču barības atlieku analīzes un sīko zīdītāju monitoringu 2016. gadā finansēja Latvijas vides aizsardzības fonda administrācija (1-08/ 158 / 2016).

Vēlos pateikties Dabas aizsardzības pārvaldei, Valsts meža dienestam, Lauku atbalsta dienestam un Latvijas Ģeotelpiskās informācijas aģentūrai par ģeotelpisko datu nodrošināšanu vides mainīgo lielumu sagatavošanai. Ekoģeogrāfiskie mainīgie tika izveidoti Dabas aizsardzības pārvaldes finansētā pūču aizsardzības plāna Latvijā ietvaros. Datu analīze un rezultātu interpretācija tika veikta valsts pētījumu programmas projekta "Latvijas ekosistēmu vērtība un tās dinamika klimata ietekmē" ietvaros.

## Izmantotā literatūra

Anderson, R.P., Lew, D., Peterson, A.T., 2003. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling* 162, 211–232. doi:10.1016/S0304-3800(02)00349-6

Angelstam, P., Bush, T., Manton, M., 2023. Challenges and Solutions for Forest Biodiversity Conservation in Sweden: Assessment of Policy, Implementation Outputs, and Consequences. *Land* 12. doi:10.3390/land12051098

Angelstam, P., Mikusinski, G., 1994. Woodpecker assemblages in natural and managed boreal and hemiboreal forest - a review. *Ann. Zool. Fennici* 31, 157–172.

Apostolopoulou, E., Pantis, J.D., 2009. Conceptual gaps in the national strategy for the implementation of the European Natura 2000 conservation policy in Greece. *Biological Conservation* 142, 221–237. doi:10.1016/j.biocon.2008.10.021

Aschwanden, J., Birrer, S., Jenni, L., 2005. Are ecological compensation areas attractive hunting sites for common kestrels (*Falco tinnunculus*) and long-eared owls (*Asio otus*)? *Journal of Ornithology* 146, 279–286. doi:10.1007/s10336-005-0090-9

Avotins, A., 2022. Modelling Owl and Woodpecker Habitat Suitability to Evaluate Forest Conservation in Latvia, in: 11th International Conference on Biodiversity Research. Daugavpils University Academic Press "Saule," Daugavpils, p. 17.

Avotins, A., 2019. When is it going to be enough? The Owl perspective for Latvian Woodlands, in: *Problems in Biodiversity Conservation in the Baltic Forests and Possible Solution*. Riga, Latvia.

Avotiņš, A., 2019. Aizsargājamās dabas teritorijas, mežsaimniecības aprobežojumi un Aichi biodaudzveidības mērķi mežos: trūkumi dabas teritorijās un iespējas valsts līmeņa plānošanā ar dzīvotņu piemērotības modelēšanu, in: 77th International Scientific Conference of the University of Latvia. Riga, Latvia.

Avotiņš, A., 2018. Priority sites for forest dwelling owl protection: evaluation of habitat suitability, in: *Forestry and Biodiversity: International Perspectives on Trade-Offs, Problems and Solutions*. Riga, Latvia.

Avotins, A., Aunins, A., 2018. Factors prevailing distribution of Eurasian Pygmy Owl and setting conservation priorities in Latvia, in: 5th European Congress of Conservation Biology. Jyväskylä, Finland.

Avotins, A., Avotins sen., A., Ķerus, V., Aunins, A., 2023a. Numerical Response of Owls to the Dampening of Small Mammal Population Cycles in Latvia. *Life* 13. doi:10.3390/life13020572

Avotins, A., Bergmanis, M., Priednieks, J., Ķerus, V., Aunins, A., 2023b. Distribution modelling of owls and woodpeckers to evaluate forest conservation in Latvia, in: 81st International Scientific Conference on the University of Latvia. Riga, Latvia.

Avotins, A., Kerus, V., Aunins, A., 2022a. National scale habitat suitability analysis to evaluate and improve conservation areas for a mature forest specialist species. *Global Ecology and Conservation* 38. doi:10.1016/j.gecco.2022.e02218

Avotins, A., Ķerus, V., Auniņš, A., 2022b. Ecogeographical variable dataset for species distribution modelling, describing forest landscape in Latvia, 2017. Data in Brief 108509. doi:10.17632/228vzwyth.1

Avotins, A., Priednieks, J., Bergmanis, M., Aunins, A., 2022c. Modelling Owl and Woodpecker habitat suitability to evaluate forest conservation in Latvia, in: 11th International Conference on Biodiversity Research. Daugavpils, Latvia.

Avotiņš, A., Reihmanis, J., 2020. Plēsīgo putnu monitorings. Latvijas Ornitoloģijas biedrība.

- Avotins, A., Vinogradovs, I., Aunins, A., 2023c. Observed and modelled species distribution and population size: challenges and gains, in: 81st International Scientific Conference of the University of Latvia. Riga, Latvia.
- Avotiņš jun., A., 2019. Apodziņa *Glaucidium passerinum*, bikšainā apoga *Aegolius funereus*, meža pūces *Strix aluco*, urālpūces *Strix uralensis*, ausainās pūces *Asio otus* un ūpja *Bubo bubo* aizsardzības plāns plāns. Riga.
- Avotiņš jun., A., 2018. Apodziņa *Glaucidium passerinum* sastopamību noteicošie faktori un aizsardzībai prioritārās teritorijas, in: 76th International Conference of the University of Latvia. University of Latvia, Riga.
- Avotiņš sen., A., 2000. Tawny owl's territory occupancy in Eastern Latvia. *Bird Numbers* 1995 13.1–2, 167–163.
- Avotiņš sen., A., 1999a. Owl census in sample plots near Metriena and Laudona, Eastern Latvia. *Bird Census News* 12, 52–62.
- Avotiņš sen., A., 1999b. Pūču uzskaites. *Latvijas Ornitoloģijas biedrība, Rīga*.
- Avotiņš sen., A., 1996. Changes of number and structure in population of Tawny Owl (*Strix aluco*) in sample plots at Eastern Latvia (1990 - 1994). *Populationsokologie Greifvogel- und Eulenarten* 3, 377–386.
- Avotiņš sen., A., 1991. Mākslīgās ligzdvietais pūcēm. *Mežs* 12, 8–9.
- Avotiņš sen., A., 1990a. Pūču uzskaites parauglaukumā Pļaviņu apkārtnē. *Putni dabā* 3, 154–155.
- Avotiņš sen., A., 1990b. Pūčveidīgo uzskaitē ar provocēšanu. *Putni dabā* 3, 159–168.
- Avotiņš sen., A., 1989. Pūčveidīgo putnu (*Strigiformes*) piesaistīšana mākslīgajās ligzdvietās Latvijā. *Latvija Valsts universitāte*.
- Avotiņš sen., A., Graubics, G., Ķemlers, A., Krēsliņš, V., Ķuze, J., Ļoļāns, U., 1999. Number and breeding densities of owls in Latvia: studies in sample plots. *Vogelwelt* 120, 333–337.
- Avotiņš sen., A., Ķemlers, A., 1993. Monitoring of Owls in Latvia. *The Ring* 15, 104–114.
- Baillie, J., Zhang, Y.P., 2018. Space for nature. *Science* 361, 1051. doi:10.1126/science.aau1397
- Balčiauskas, L., 2006. Small mammal communities in the fragmented landscape in Lithuania. *Acta Zoologica Lituanica* 16, 130–136. doi:10.1080/13921657.2006.10512721
- Balčiauskas, L., Balčiauskienė, L., 2022a. Small Mammal Diversity Changes in a Baltic Country, 1975–2021: A Review. *Life* 12, 1887.
- Balčiauskas, L., Balčiauskienė, L., 2022b. Long-term changes in a small mammal community in a temperate zone meadow subject to seasonal floods and habitat transformation. *Integrative Zoology* 17, 443–455. doi:10.1111/1749-4877.12571
- Balčiauskas, L., Čepukienė, A., Balčiauskienė, L., 2017. Small mammal community response to early meadow–forest succession. *Forest Ecosystems* 4. doi:10.1186/s40663-017-0099-6
- Balčiauskienė, L., Jovaišas, A., Naruševičius, V., Petraška, A., Skuja, S., 2006. Diet of Tawny Owl (*Strix aluco*) and Long-Eared Owl (*Asio otus*) in Lithuania as Found from Pellets. *Acta Zoologica Lithuanica* 16, 37–45. doi:10.1080/13921657.2006.10512708
- Baroni, D., Korpimäki, E., Selonen, V., Laaksonen, T., 2020. Tree cavity abundance and beyond: Nesting and food storing sites of the pygmy owl in managed boreal forests. *Forest Ecology and Management* 460, 117818. doi:10.1016/j.foreco.2019.117818
- Baroni, D., Masoero, G., Korpimäki, E., Morosinotto, C., Laaksonen, T., 2021. Habitat choice of a secondary cavity user indicates higher avoidance of disturbed habitat during breeding than during food-hoarding. *Forest Ecology and Management* 483, 118925. doi:10.1016/j.foreco.2021.118925

- Bashta, A.-T., 2009. Ural owl *Strix uralensis* population dynamics and range expansion in western Ukraine. *Ardea* 97, 483–487.
- Bergmanis, M., Priednieks, J., Avotiņš, A., Priediece, I., 2021. Mazā dzeņa *Dryobates minor*, vidējā dzeņa *Leiopicus medius*, baltmugurdzeņa *Dendrocopos leucotos*, dižraibā dzeņa *Dendrocopos major*, trīspirkstu dzeņa *Picoides tridactylus*, melnās dzilnas *Dryocopus martius* un pelēkās dzilnas *Picus canus* aizsardzības plāns. Rīga.
- Birrer, S., 2009. Synthesis of 312 studies on the diet of the Long-eared Owl *Asio otus*. *Ardea* 97, 615–624. doi:10.5253/078.097.0430
- Björklund, H., Parkkinen, A., Hakkari, T., Heikkinen, R.K., Virkkala, R., Lensu, A., 2020. Predicting valuable forest habitats using an indicator species for biodiversity. *Biological Conservation* 249, 108682. doi:10.1016/j.biocon.2020.108682
- Bobiec, A., Gutowski, J.M., Laudenslayer, W.F., Pawlaczyk, P., Zub, K., 2005. The afterlife of a tree. WWF Polska, Białystok, Poland.
- Bowman, J.C., Sleep, D., Forbes, G.J., Edwards, M., 2000. The association of small mammals with coarse woody debris at log and stand scales. *Forest Ecology and Management* 129, 119–124. doi:10.1016/S0378-1127(99)00152-8
- Brambilla, M., Bassi, E., Bergero, V., Casale, F., Chemollo, M., Falco, R., Longoni, V., Saporetti, F., Viganò, E., 2013. Modelling distribution and potential overlap between Boreal Owl *Aegolius funereus* and Black Woodpecker *Dryocopus martius* implications for management and monitoring plans. *Bird Conservation International* 23, 502–511. doi:10.1021/acssynbio.5b00075
- Branton, M., Richardson, J.S., 2011. Assessing the Value of the Umbrella-Species Concept for Conservation Planning with Meta-Analysis. *Conservation Biology* 25, 9–20. doi:10.1111/j.1523-1739.2010.01606.x
- Breckheimer, I., Haddad, N.M., Morris, W.F., Trainor, A.M., Fields, W.R., Jobe, R.T., Hudgens, B.R., Moody, A., Walters, J.R., 2014. Defining and Evaluating the Umbrella Species Concept for Conserving and Restoring Landscape Connectivity. *Conservation Biology* 28, 1584–1593. doi:10.1111/cobi.12362
- Brommer, J.E., Karell, P., Pietiäinen, H., 2004. Supplementary fed Ural owls increase their reproductive output with a one year time lag. *Oecologia* 139, 354–358. doi:10.1007/s00442-004-1528-0
- Brommer, J.E., Pietiäinen, H., Ahola, K., Karell, P., Karstinen, T., Kolunen, H., 2010. The return of the vole cycle in southern Finland refutes the generality of the loss of cycles through “climatic forcing.” *Global Change Biology* 16, 577–586. doi:10.1111/j.1365-2486.2009.02012.x
- Brommer, J.E., Pietiäinen, H., Kolunen, H., 2002. Reproduction and survival in a variable environment: Ural owls (*Strix uralensis*) and the three-year vole cycle. *The Auk* 119, 544–550. doi:10.1642/0004-8038(2002)119[0544:RASIAV]2.0.CO;2
- Brommer, J.E., Pietiäinen, H., Kolunen, H., 1998. The effect of age at first breeding on Ural owl lifetime reproductive success and fitness under cyclic food conditions. *Journal of Animal Ecology* 67, 248–258.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L., Thomas, L., 2004. *Advanced Distance Sampling: Estimating abundance of biological populations*. Oxford University Press.
- Butet, A., Leroux, A.B.A., 2001. Effects of agriculture development on vole dynamics and conservation of Montagu’s harrier in western French wetlands. *Biological Conservation* 100, 289–295. doi:10.1016/S0006-3207(01)00033-7

- Bütler, R., Angelstam, P., Ekelund, P., Schlaepfer, R., 2004a. Dead wood threshold values for the three-toed woodpecker presence in boreal and sub-Alpine forest. *Biological Conservation* 119, 305–318. doi:10.1016/j.biocon.2003.11.014
- Bütler, R., Angelstam, P., Schlaepfer, R., 2004b. Quantitative Snag Targets for the Three-Toed Woodpecker *Picoides tridactylus*. *Ecological Bulletins* 219–232.
- Bylicka, M., Kajtoch, Ł., Figarski, T., 2010. Habitat and Landscape Characteristics Affecting the Occurrence of Ural Owls *Strix uralensis* in an Agroforestry Mosaic. *Acta Ornithologica* 45, 33–42. doi:10.3161/000164510X516065
- Campioni, L., Delgado, M. del M., Lourenço, R., Bastianelli, G., Fernández, N., Penteriani, V., 2013. Individual and spatio-temporal variations in the home range behaviour of a long-lived, territorial species. *Oecologia* 172, 371–385. doi:10.1007/s00442-012-2493-7
- Carey, A.B., Harrington, C.A., 2001. Small mammals in young forests: Implications for management for sustainability. *Forest Ecology and Management* 154, 289–309. doi:10.1016/S0378-1127(00)00638-1
- Carey, A.B., Johnson, M.L., 1995. Small Mammals in Managed, Naturally Young, and Old-Growth Forests. *Ecological Applications* 5, 336–352.
- Caro, T., 2010. Conservation by proxy: indicator, umbrella, keystone, flagship, and other surrogate species. Island Press, Washington, DC.
- Charman, E.C., Smith, K.W., Gruar, D.J., Dodd, S., Grice, P. V., 2010. Characteristics of woods used recently and historically by Lesser Spotted Woodpeckers *Dendrocopos minor* in England. *Ibis* 152, 543–555.
- Chen, J., Franklin, J.F., Spies, T.A., 1995. Growing-Season Microclimatic Gradients from Clearcut Edges into Old-Growth Douglas-Fir Forests. *Ecological Applications* 5, 74–86.
- Chen, J., Franklin, J.F., Spies, T.A., 1993. Contrasting microclimates among clearcut, edge, and interior of old-growth Douglas-fir forest. *Agricultural and Forest Meteorology* 63, 219–237. doi:10.1016/0168-1923(93)90061-L
- Ciach, M., 2005. Abundance and distribution patterns of owls in Pieniny National Park, Southern Poland. *Acta Zoologica Cracoviensia* 48, 21–33. doi:10.3409/173491505783995680
- Czeszczewik, D., 2009. Marginal differences between random plots and plots used by foraging White-backed Woodpeckers demonstrates supreme primeval quality of the Białowieża National Park, Poland. *Ornis Fennica* 86, 30–37.
- Czeszczewik, D., Walankiewicz, W., 2006. Logging affects the white-backed woodpecker *Dendrocopos leucotos* distribution in the Białowieża Forest. *Annales Zoologici Fennici* 43, 221–227.
- Delhaye, L., Monticelli, D., Lehaire, F., Rondeux, J., Classens, H., 2010. Fine-scale habitat selection by two specialist Woodpeckers occurring in beech and oak-dominated forests in Southern Belgium. *Ardeola* 57, 339–362.
- Dénes, F. V., Silveira, L.F., Beissinger, S.R., 2015. Estimating abundance of unmarked animal populations: Accounting for imperfect detection and other sources of zero inflation. *Methods in Ecology and Evolution* 6, 543–556. doi:10.1111/2041-210X.12333
- Dinerstein, E., Olson, D., Joshi, A., Vynne, C., Burgess, N.D., Wikramanayake, E., Hahn, N., Palminteri, S., Hedao, P., Noss, R., Hansen, M., Locke, H., Ellis, E.C., Jones, B., Barber, C.V., Hayes, R., Kormos, C., Martin, V., Crist, E., Sechrest, W., Price, L., Baillie, J.E.M., Weeden, D., Suckling, K., Davis, C., Sizer, N., Moore, R., Thau, D., Birch, T., Potapov, P., Turubanova, S., Tyukavina, A., De Souza, N., Pinteá, L., Brito, J.C., Llewellyn, O.A., Miller, A.G., Patzelt, A., Ghazanfar, S.A., Timberlake, J., Klöser, H., Shennan-Farpón, Y., Kindt, R., Lillesø, J.P.B., Van Breugel, P., Graudal, L.,



Voge, M., Al-Shammari, K.F., Saleem, M., 2017. An Ecoregion-Based Approach to Protecting Half the Terrestrial Realm. *BioScience* 67, 534–545. doi:10.1093/biosci/bix014

Donald, P.F., Sanderson, F.J., Burfield, I.J., Bierman, S.M., Gregory, R.D., Waliczky, Z., 2007. International conservation policy delivers benefits for birds in Europe. *Science* 317, 810–813. doi:10.1126/science.1146002

Duncan, P., 1983. Determinants of the Use of Habitat by Horses in a Mediterranean Wetland. *Journal of Animal Ecology* 52, 93–109. doi:10.2307/4590

Ecke, F., Löfgren, O., Sörlin, D., 2002. Population dynamics of small mammals in relation to forest age and structural habitat factors in northern Sweden. *Journal of Applied Ecology* 39, 781–792. doi:10.1046/j.1365-2664.2002.00759.x

Eionet, 2020. Bird population status and trends at the EU and Member State levels 2013-2018 [WWW Document]. Article 12 web tool on population status and trends of birds under Article 12 of the Birds Directive. URL <https://nature-art12.eionet.europa.eu/article12/>

Elith, J., Phillips, S.J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y.E., Yates, C.J., 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions* 17, 43–57. doi:10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x

European Commission, 2020. EU Biodiversity Strategy for 2030, Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Brussels.

Evans, D., 2012. Building the European Union's Natura 2000 network. *Nature Conservation* 1, 11–26. doi:10.3897/natureconservation.1.1808

Eyvindson, K., Repo, A., Mönkkönen, M., 2017. Mitigating forest biodiversity and ecosystem service losses in the era of bio-based economy. *Forest Policy and Economics* 92, 119–127. doi:10.1016/j.forpol.2018.04.009

Fayt, P., 2004a. Old-Growth Boreal Forests , Three-Toed Woodpeckers and Saproxyllic Beetles : The Importance of Landscape Management History on Local Consumer-Resource Dynamics. *Ecological Bulletins* 51, 249–258.

Fayt, P., 2004b. Old-Growth Boreal Forests, Three-Toed Woodpeckers and Saproxyllic Beetles: The Importance of Landscape Management History on Local Consumer-Resource Dynamics. *Ecological Bulletins* 249–258.

Frafjord, K., 2022. Population dynamics of an island population of water voles *Arvicola amphibius* (Linnaeus, 1758) with one major predator, the eagle owl *Bubo bubo* (Linnaeus, 1758), in northern Norway. *Polar Biology* 45, 1–12. doi:10.1007/s00300-021-02964-8

Frey, S.J.K., Hadley, A.S., Johnson, S.L., Schulze, M., Jones, J.A., Betts, M.G., 2016. Spatial models reveal the microclimatic buffering capacity of old-growth forests. *Science Advances* 2, e1501392–e1501392. doi:10.1126/sciadv.1501392

Galeotti, P., Tavecchia, G., Bonetti, A., 1997. Home-range and habitat use of Long-eared owls in open farmland (Po plain, Northern Italy), in relation to prey availability. *Journal of Wildlife Research* 2, 137–145.

Glue, D., 1977. Breeding biology of Long-eared Owls. *British Birds* 318–331.

Glue, D., Nilsson, I.N., 1997. Long-eared Owl *Asio otus*, in: Hagemeyer, E.J.M., Blair, M.J. (Eds.), *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. T & A.D. Poyser, London.

Glue, D.E., Hammond, G.J., 1974. Feeding ecology of the Long-eared Owl in Britain and Ireland. *British Birds* 67, 361–369.

Gomes, V.H.F., IJff, S.D., Raes, N., Amaral, I.L., Salomão, R.P., de Souza Coelho, L., de Almeida Matos, F.D., Castilho, C. V., de Andrade Lima Filho, D., López, D.C., Guevara, J.E., Magnusson, W.E., Phillips, O.L., Wittmann, F., de Jesus Veiga Carim, M., Martins, M.P., Irumé, M.V., Sabatier, D., Molino, J.-F., Bánki, O.S., da Silva Guimarães, J.R., Pitman, N.C.A., Piedade, M.T.F., Mendoza, A.M., Luize, B.G., Venticinque, E.M., de Leão Novo, E.M.M., Vargas, P.N., Silva, T.S.F., Manzatto, A.G., Terborgh, J., Reis, N.F.C., Montero, J.C., Casula, K.R., Marimon, B.S., Marimon, B.-H., Coronado, E.N.H., Feldpausch, T.R., Duque, A., Zartman, C.E., Arboleda, N.C., Killeen, T.J., Mostacedo, B., Vasquez, R., Schöngart, J., Assis, R.L., Medeiros, M.B., Simon, M.F., Andrade, A., Laurance, W.F., Camargo, J.L., Demarchi, L.O., Laurance, S.G.W., de Sousa Farias, E., Nascimento, H.E.M., Revilla, J.D.C., Quaresma, A., Costa, F.R.C., Vieira, I.C.G., Cintra, B.B.L., Castellanos, H., Brienen, R., Stevenson, P.R., Feitosa, Y., Duivenvoorden, J.F., Aymard C., G.A., Mogollón, H.F., Targhetta, N., Comiskey, J.A., Vicentini, A., Lopes, A., Damasco, G., Dávila, N., García-Villacorta, R., Levis, C., Schiatti, J., Souza, P., Emilio, T., Alonso, A., Neill, D., Dallmeier, F., Ferreira, L.V., Araujo-Murakami, A., Praia, D., do Amaral, D.D., Carvalho, F.A., de Souza, F.C., Feeley, K., Arroyo, L., Pansonato, M.P., Gribel, R., Villa, B., Licona, J.C., Fine, P.V.A., Cerón, C., Baraloto, C., Jimenez, E.M., Stropp, J., Engel, J., Silveira, M., Mora, M.C.P., Petronelli, P., Maas, P., Thomas-Caesar, R., Henkel, T.W., Daly, D., Paredes, M.R., Baker, T.R., Fuentes, A., Peres, C.A., Chave, J., Pena, J.L.M., Dexter, K.G., Silman, M.R., Jørgensen, P.M., Pennington, T., Di Fiore, A., Valverde, F.C., Phillips, J.F., Rivas-Torres, G., von Hildebrand, P., van Andel, T.R., Ruschel, A.R., Prieto, A., Rudas, A., Hoffman, B., Vela, C.I.A., Barbosa, E.M., Zent, E.L., Gonzales, G.P.G., Doza, H.P.D., de Andrade Miranda, I.P., Guillaumet, J.-L., Pinto, L.F.M., de Matos Bonates, L.C., Silva, N., Gómez, R.Z., Zent, S., Gonzales, T., Vos, V.A., Malhi, Y., Oliveira, A.A., Cano, A., Albuquerque, B.W., Vriesendorp, C., Correa, D.F., Torre, E.V., van der Heijden, G., Ramirez-Angulo, H., Ramos, J.F., Young, K.R., Rocha, M., Nascimento, M.T., Medina, M.N.U., Tirado, M., Wang, O., Sierra, R., Torres-Lezama, A., Mendoza, C., Ferreira, C., Baider, C., Villarreal, D., Balslev, H., Mesones, I., Giraldo, L.E.U., Casas, L.F., Reategui, M.A.A., Linares-Palomino, R., Zagt, R., Cárdenas, S., Farfan-Rios, W., Sampaio, A.F., Pauletto, D., Sandoval, E.H.V., Arevalo, F.R., Huamantupa-Chuquimaco, I., Garcia-Cabrera, K., Hernandez, L., Gamarra, L.V., Alexiades, M.N., Pansini, S., Cuenca, W.P., Milliken, W., Ricardo, J., Lopez-Gonzalez, G., Pos, E., ter Steege, H., 2018. Species Distribution Modelling: Contrasting presence-only models with plot abundance data. *Scientific Reports* 8, 1003. doi:10.1038/s41598-017-18927-1

Goszczyński, J., Jablonski, P., Lesiński, G., Romanowski, J., 1993. Variation in diet of tawny owl *Strix aluco* L. along an urbanization gradient. *Acta Ornithologica* 27, 113–123.

Graham, C., Ferrier, S., Huettman, F., Moritz, C., Peterson, A., 2004. New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. *Trends in Ecology & Evolution* 19, 497–503. doi:10.1016/j.tree.2004.07.006

Grašytė, G., Rumbutis, S., Dagys, M., Treinys, R., 2016. Breeding Performance, Apparent Survival, Nesting Location and Diet in a Local Population of the Tawny Owl *Strix aluco* in Central Lithuania Over the Long-Term. *Acta Ornithologica* 51, 163–174. doi:10.3161/00016454ao2016.51.2.003

Gregory, R.D., Strien, A. van, 2010. Wild Bird Indicators: Using Composite Population Trends of Birds as Measures of Environmental Health. *Ornithological Science* 9, 3–22. doi:10.2326/osj.9.3

Grodzinska-Jurczak, M., Cent, J., 2011. Expansion of nature conservation areas: Problems with natura 2000 implementation in Poland? *Environmental Management* 47, 11–27. doi:10.1007/s00267-010-9583-2

Gruber, B., Evans, D., Henle, K., Bauch, B., Schmeller, D.S., Dziöck, F., Henry, P.Y., Lengyel, S., Margules, C., Dormann, C.F., 2012. “Mind the gap!” - How well does Natura 2000 cover species of European interest? *Nature Conservation* 3, 45–63. doi:10.3897/natureconservation.3.3732

Guisan, A., Tingley, R., Baumgartner, J.B., Naujokaitis-Lewis, I., Sutcliffe, P.R., Tulloch, A.I.T., Regan, T.J., Brotons, L., Mcdonald-Madden, E., Mantyka-Pringle, C., Martin, T.G., Rhodes, J.R., Maggini, R., Setterfield, S.A., Elith, J., Schwartz, M.W., Wintle, B.A., Broennimann, O., Austin, M.,

Ferrier, S., Kearney, M.R., Possingham, H.P., Buckley, Y.M., 2013. Predicting species distributions for conservation decisions. *Ecology Letters* 16, 1424–1435. doi:10.1111/ele.12189

Gutzat, F., Dormann, C.F., 2020. Exploration of Concerns about the Evidence-Based Guideline Approach in Conservation Management: Hints from Medical Practice. *Environmental Management* 66, 435–449. doi:10.1007/s00267-020-01312-6

Hakkarainen, H., Koivunen, V., Korpimäki, E., 1997. Reproductive success and parental effort of Tengmalm's owls: Effects of spatial and temporal variation in habitat quality. *Écoscience* 4, 35–42. doi:10.1080/11956860.1997.11682374

Hakkarainen, H., Korpimäki, E., Koivunen, V., Ydenberg, R., 2002. Survival of male Tengmalm's owls under temporally varying food conditions. *Oecologia* 131, 83–88. doi:10.1007/s00442-001-0865-5

Hakkarainen, H., Korpimäki, E., Laaksonen, T., Nikula, A., Suorsa, P., 2008. Survival of male Tengmalm's owls increases with cover of old forest in their territory. *Oecologia* 155, 479–486. doi:10.1007/s00442-007-0929-2

Hanski, I., Hansson, L., Henttonen, H., 1991. Specialist predator, generalist predator, and the microtine rodent cycle. *Journal of Animal Ecology* 60, 353–367.

Hanski, I., Henttonen, H., 1996. Predation on Competing Rodent Species: A Simple Explanation of Complex Patterns. *The Journal of Animal Ecology* 65, 220. doi:10.2307/5725

Hanski, I., Korpimäki, E., 1995. Microtine Rodent Dynamics in Northern Europe: Parameterized Models for the Predator-Prey Interaction. *Ecology* 76, 840–850.

Hansson, L., Henttonen, H., 1985. Gradients in density variations of small rodents: the importance of latitude and snow cover. *Oecologia* 67, 394–402. doi:10.1007/BF00384946

Heisler, L.M., Somers, C.M., Poulin, R.G., 2016. Owl pellets: a more effective alternative to conventional trapping for broad-scale studies of small mammal communities. *Methods in Ecology and Evolution* 7, 96–103. doi:10.1111/2041-210X.12454

Henttonen, H., Gilg, O., Ims, R.A., Korpimäki, E., Yoccoz, N.G., 2017. Ilkka Hanski and small mammals: From shrew metapopulations to vole and lemming cycles. *Annales Zoologici Fennici* 54, 153–162. doi:10.5735/086.054.0114

Herrando, S., Keller, V., Voříšek, P., Kipson, M., Franch, M., Anton, M., Pla, M., Villero, D., Sierdsema, H., Kampichler, C., Telenský, T., Gillings, S., Johnston, A., Gottschalk, T., Guélat, J., Sattler, T., Brotons, L., Titeux, N., Jiguet, F., Kéry, M., Milanese, P., 2017. High resolution maps for the second European Breeding Bird Atlas: a first provision of standardised data and pilot modelled maps. *Vogelwelt* 137, 33–41.

Heuck, C., Herrmann, C., Levers, C., Leitão, P.J., Krone, O., Brandl, R., Albrecht, J., 2019. Wind turbines in high quality habitat cause disproportionate increases in collision mortality of the white-tailed eagle. *Biological Conservation* 236, 44–51. doi:10.1016/j.biocon.2019.05.018

Hoffmann, S., 2022. Challenges and opportunities of area-based conservation in reaching biodiversity and sustainability goals. *Biodiversity and Conservation* 31, 325–352. doi:10.1007/s10531-021-02340-2

Holt, D.W., 1997. The Long-eared Owl (*Asio otus*) and forest management: a review of the literature. *J. Raptor Res.* 31, 175–186.

Hunter, R.F., 1962. Hill Sheep and their Pasture: A Study of Sheep-Grazing in South-East Scotland. *Journal of Ecology* 50, 651–680.

Huntley, B., Green, R.E., Collingham, Y.C., Willis S. G., 2007. A climatic atlas of European breeding birds. Durham University, The RSPB and Lynx Edicions, Barcelona.

- Ims, R.A., Henden, J.A., Killengreen, S.T., 2008. Collapsing population cycles. *Trends in Ecology and Evolution* 23, 79–86. doi:10.1016/j.tree.2007.10.010
- Iojă, C.I., Pătroescu, M., Rozyłowicz, L., Popescu, V.D., Vergheleț, M., Zotta, M.I., Felciuc, M., 2010. The efficacy of Romania's protected areas network in conserving biodiversity. *Biological Conservation* 143, 2468–2476. doi:10.1016/j.biocon.2010.06.013
- Jäderholm, K., 1987. Diets of the Tengalm's Owl *Aegolius funereus* and the Ural Owl *Strix uralensis* in Central Finland. *Ornis Fennica* 64, 149–153.
- Jantke, K., Schleupner, C., Schneider, U.A., 2011. Gap analysis of European wetland species: Priority regions for expanding the Natura 2000 network. *Biodiversity and Conservation* 20, 581–605. doi:10.1007/s10531-010-9968-9
- Jędrzejewski, W., Jędrzejewska, B., Zub, K., Andrzej, L., Bystrowski, C., 1994. Resource Use by Tawny Owls *Strix aluco* in Relation to Rodent Fluctuations in Białowieża National Park, Poland. *Journal of Avian Biology* 25, 308–318.
- Kajtoch, Ł., Figarski, T., Pełka, J., 2013. The role of forest structural elements in determining the occurrence of two specialist woodpecker species in the Carpathians, Poland. *Ornis Fennica* 90, 23–40.
- Kallimanis, A.S., Touloumis, K., Tzanopoulos, J., Mazaris, A.D., Apostolopoulou, E., Stefanidou, S., Scott, A. V., Potts, S.G., Pantis, J.D., 2015. Vegetation coverage change in the EU: patterns inside and outside Natura 2000 protected areas. *Biodiversity and Conservation* 24, 579–591. doi:10.1007/s10531-014-0837-9
- Karell, P., Ahola, K., Karstinen, T., Valkama, J., Brommer, J.E., 2011. Climate change drives microevolution in a wild bird. *Nature communications* 2, 208. doi:10.1038/ncomms1213
- Karell, P., Ahola, K., Karstinen, T., Zolei, A., Brommer, J.E., 2009. Population dynamics in a cyclic environment: Consequences of cyclic food abundance on tawny owl reproduction and survival. *Journal of Animal Ecology* 78, 1050–1062. doi:10.1111/j.1365-2656.2009.01563.x
- Karell, P., Kontiainen, P., Pietiäinen, H., Siitari, H., Brommer, J.E., 2008a. Maternal effects on offspring Igs and egg size in relation to natural and experimentally improved food supply. *Functional Ecology* 22, 682–690. doi:10.1111/j.1365-2435.2008.01425.x
- Karell, P., Pietiäinen, H., Siitari, H., Pihlaja, T., Kontiainen, P., Brommer, J.E., 2008b. Parental allocation of additional food to own health and offspring growth in a variable environment. *Canadian Journal of Zoology* 87, 8–19. doi:10.1139/Z08-133
- Kausrud, K.L., Mysterud, A., Steen, H., Vik, J.O., Østbye, E., Cazelles, B., Framstad, E., Eikeset, A.M., Mysterud, I., Solhøy, T., Stenseth, N.C., 2008. Linking climate change to lemming cycles. *Nature* 456, 93–97. doi:10.1038/nature07442
- Keller, V., Herrando, S., Voříšek, P., Franch, M., Kipson, M., Milanese, P., Martí, D., Anton, M., Klvaňová, A., Kalyakin, M. V., Bauer, H.-G., Foppen, R.P.B., 2020. European Breeding Bird Atlas 2: Distribution, Abundance and Change. European Bird Census Council & Lynx Edicions, Barcelona.
- Ķerus, V., Dekants, A., Auniņš, A., Mārdega, I., 2021. Latvijas ligzdojošo putnu atlanti 1980-2017. Latvijas Ornitoloģijas biedrība, Rīga.
- Kéry, M., 2011. Towards the modelling of true species distributions. *Journal of Biogeography* 38, 617–618. doi:10.1111/j.1365-2699.2011.02487.x
- Kéry, M., Royle, J.A., 2016. Applied Hierarchical Modeling in Ecology: Analysis of distribution, abundance and species richness in R and BUGS, Applied Hierarchical Modeling in Ecology. Academic Press, Elsevier. doi:10.1016/B978-0-12-801378-6.01001-8
- Kéry, M., Royle, J.A., Schmid, H., 2008. Importance of sampling design and analysis in animal population studies: A comment on Sergio et al. *Journal of Applied Ecology* 45, 981–986. doi:10.1111/j.1365-2664.2007.01421.x

Konttinen, P., Pietiäinen, H., Huttunen, K., Karell, P., Kolunen, H., Brommer, J.E., 2009. Aggressive ural owl mothers recruit more offspring. *Behavioral Ecology* 20, 789–796. doi:10.1093/beheco/arp062

Korpimäki, E., 1992a. Diet Composition, Prey Choice, and Breeding Success of Long-Eared Owls - Effects of Multiannual Fluctuations in Food Abundance. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne de Zoologie* 70, 2373–2381.

Korpimäki, E., 1992b. Population dynamics of Fennoscandian owls in relation to wintering conditions and between-year fluctuations of food, in: *The Ecology and Conservation of European Owls*. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, pp. 1–10.

Korpimäki, E., 1987. Clutch Size, Breeding Success and Brood Size Experiments in Tengmalm's Owl *Aegolius funereus*: A Test of Hypotheses. *Ornis Scandinavica* 18, 277–284.

Korpimäki, E., 1981. On the ecology and biology of Tengmalm's Owl (*Aegolius funereus*) in Southern Ostrobothnia and Suomenselkä, western Finland. *Acta Univ. Ouluensis Ser. A. Sci. Rerum Nat.*

Korpimäki, E., Hakkarainen, H., 2012. *The boreal owl: ecology, behaviour, and conservation of a forest-dwelling predator*. Cambridge University Press, Cambridge.

Korpimäki, E., Hakkarainen, H., 1991. Fluctuating food supply affects the clutch size of Tengmalm's owl independent of laying date. *Oecologia* 85, 543–552.

Korpimäki, E., Hakkarainen, H., 1991. Fluctuating food supply affects the clutch size of Tengmalm's owl independent of laying date. *Oecologia* 85, 543–552. doi:10.1007/BF00323767

Korpimäki, E., Huhtala, K., Sulkava, S., 1990. Does the Year-To-Year Variation in the Diet of Eagle and Ural Owls Support the Alternative Prey Hypothesis? *Oikos* 58, 47–54. doi:10.2307/3565359

Korpimäki, E., Sulkava, S., 1987. Diet and breeding performance of Ural Owl *Strix uralensis* under fluctuating food conditions. *Ornis Fennica* 64, 57–66.

Kosiński, Z., 2006. Factors affecting the occurrence of middle spotted and great spotted woodpeckers in deciduous forests — a case study from Poland. *Annales Botanici Fennici* 43, 198–210.

Laaksonen, T., Hakkarainen, H., Korpimäki, E., 2004. Lifetime reproduction of a forest-dwelling owl increases with age and area of forests. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 271, 461–464. doi:10.1098/rsbl.2004.0221

Lahti, E., 1972. Nest sites and nesting habitats of the Ural owl (*Strix uralensis*) in Finland during the period 1870-1969. *Ornis Fennica* 49, 91–97.

Lambin, X., Bretagnolle, V., Yoccoz, N.G., 2006. Vole Population Cycles in Northern and Southern Europe: Is There a Need for Different Explanations for Single Pattern? *Journal of Animal Ecology* 75, 340–349.

Lehikoinen, A., Ranta, E., Pietiäinen, H., Byholm, P., Saurola, P., Valkama, J., Huitu, O., Henttonen, H., Korpimäki, E., 2011. The impact of climate and cyclic food abundance on the timing of breeding and brood size in four boreal owl species. *Oecologia* 165, 349–355. doi:10.1007/s00442-010-1730-1

Lehikoinen, P., Santangeli, A., Jaatinen, K., Rajasärkkä, A., Lehikoinen, A., 2018. Protected areas act as a buffer against detrimental effects of climate change-Evidence from large-scale, long-term abundance data. *Global Change Biology* 1–10. doi:10.1111/gcb.14461

Lesiński, G., Gryz, J., Kowalski, M., 2009. Bat predation by tawny owls *Strix aluco* in differently human transformed habitats. *Italian Journal of Zoology* 76, 415–421. doi:10.1080/11250000802589535

Lindén, H., 1988. Latitudinal Gradients in Predator-Prey Interactions, Cyclicity and Synchronism in Voles and Small Game Populations in Finland. *Oikos* 52, 341–349.

- Lipsbergs, J., 2011. Kas notiek ar ūpi *Bubo bubo* Latvijā ? Putni dabā 6–19.
- Lõhmus, A., 2003. Do Ural owls (*Strix uralensis*) suffer from the lack of nest sites in managed forests? *Biological Conservation* 110, 1–9. doi:10.1016/S0006-3207(02)00167-2
- Marchesi, L., Sergio, F., Pedrini, P., 2002. Costs and benefits of breeding in human-altered landscapes for the Eagle Owl *Bubo bubo*. *Ibis* E144–E177. doi:10.1046/j.1474-919X.2002.t01-2-00094
- Martínez, J.A., Zuberogoitia, I., 2004. Habitat preferences for Long-eared Owls *Asio otus* and Little Owls *Athene noctua* in semi-arid environments at three spatial scales. *Bird Study* 51, 163–169. doi:10.1080/00063650409461348
- Masoero, G., Laaksonen, T., Morosinotto, C., Korpimäki, E., 2020a. Age and sex differences in numerical responses, dietary shifts, and total responses of a generalist predator to population dynamics of main prey. *Oecologia* 192, 699–711. doi:10.1007/s00442-020-04607-x
- Masoero, G., Laaksonen, T., Morosinotto, C., Korpimäki, E., 2020b. Climate change and perishable food hoards of an avian predator: Is the freezer still working? *Global Change Biology* 1–17. doi:10.1111/gcb.15250
- Mažeikytė, R., 2002. Small Mammals in the Mosaic Landscape of Eastern Lithuania: Species Composition, Distribution and Abundance. *Acta Zoologica Lituanica* 12, 381–391. doi:10.1080/13921657.2002.10512528
- McCaffery, R., Jenkins, K.J., Cendejas-Zarelli, S., Happe, P.J., Sager-Fradkin, K.A., 2020. Small mammals and ungulates respond to and interact with revegetation processes following dam removal. *Food Webs* 25, e00159. doi:10.1016/j.fooweb.2020.e00159
- Mebs, T., Scherzinger, W., 2000. *Die Eulen Europas: Biologie, Kennzeichen, Bestände*. Kosmos.
- Meller, K., Björklund, H., Saurola, P., Valkama, J., 2017. Petolintuvuosi 2016, pesimistulokset ja kannankehitykset. *Linnut-vuosikirja 2016* 16–31.
- Mikkola, H., 1983. *Owls of Europe*. A.D. & T. Poyser, Calton.
- Mikusek, R., Kloubec, B., Obuch, J., 2001. Diet of the Pygmy Owl (*Glaucidium passerinum*) in eastern Central Europe. *Buteo* 12, 47–60.
- Moilanen, A., Arponen, A., 2011. Administrative regions in conservation: Balancing local priorities with regional to global preferences in spatial planning. *Biological Conservation* 144, 1719–1725. doi:10.1016/j.biocon.2011.03.007
- Moilanen, A., Franco, A.M., Early, R.I., Fox, R., Wintle, B., Thomas, C.D., 2005. Prioritizing multiple-use landscapes for conservation: methods for large multi-species planning problems. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 272, 1885–1891. doi:10.1098/rspb.2005.3164
- Moilanen, A., Kotiaho, J.S., 2018. Planning biodiversity offsets: twelve operationally important decisions. *The Nordic Council of Ministers, Copenhagen*.
- Moilanen, A., Wilson, K., Possingham, H., 2009. Spatial conservation prioritization: quantitative methods and computational tools, in: Moilanen, A., Wilson, K.A., Possingham, H.P. (Eds.), *Spatial Conservation Prioritization: Quantitative Methods and Computational Tools*. Oxford University Press, Oxford.
- Montgomery, D.C., Peck, E.A., Vinning, G.G., 2012. *Introduction to linear regression analysis*. John Wiley & Sons, New Jersey.
- Moorhead, L.C., Souza, L., Habeck, C.W., Lindroth, R.L., Classen, A.T., 2017. Small mammal activity alters plant community composition and microbial activity in an old-field ecosystem. *Ecosphere* 8. doi:10.1002/ecs2.1777

- Morales, N.S., Fernández, I.C., Baca-González, V., 2017. MaxEnt's parameter configuration and small samples: are we paying attention to recommendations? A systematic review. *PeerJ* 5, e3093. doi:10.7717/peerj.3093
- Morosinotto, C., Villers, A., Thomson, R.L., Varjonen, R., Korpimäki, E., 2017. Competitors and predators alter settlement patterns and reproductive success of an intraguild prey. *Ecological Monographs* 87, 4–20. doi:10.1002/ecm.1238
- Müller, A., Schneider, U.A., Jantke, K., 2020. Evaluating and expanding the European Union's protected-area network toward potential post-2020 coverage targets. *Conservation Biology* 34, 654–665. doi:10.1111/cobi.13479
- Müller, J., Pöllath, J., Moshhammer, R., Schröder, B., 2009. Forest Ecology and Management Predicting the occurrence of Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* on a regional scale, using forest inventory data. *Forest Ecology and Management* 257, 502–509. doi:10.1016/j.foreco.2008.09.023
- Noss, R.F., Dobson, A.P., Baldwin, R., Beier, P., Davis, C.R., Dellasala, D.A., Francis, J., Locke, H., Nowak, K., Lopez, R., Reining, C., Trombulak, S.C., Tabor, G., 2012. Bolder Thinking for Conservation. *Conservation Biology* 26, 1–4. doi:10.1111/j.1523-1739.2011.01738.x
- Olsson, O., Nilsson, I.N., Nilsson, S.G., Pettersson, B., Stagen, A., Wiklander, U., 1992. Habitat preferences of the Lesser Spotted Woodpecker *Dendrocopos minor*. *Ornis Fennica* 69, 119–125.
- Opermanis, O., Račinskis, E., Auniņš, A., 2008. EU Birds Directive Annex I vs national bird protection interests: legislative impact on bird conservation in Latvia, in: Opermanis, O., Whitelaw, G. (Eds.), *Economic, Social and Cultural Aspects in Biodiversity Conservation*. Riga, pp. 45–58.
- Ovaskainen, O., Abrego, N., 2020. Joint Species Distribution Modelling with Application in R. doi:10.1017/CBO9781107415324.004
- Pačenovský, S., Šotnár, K., 2010. Notes on the reproduction, breeding biology and ethology of the Eurasian pygmy owl (*Glaucidium passerinum*) in Slovakia. *Slovak Raptor Journal* 4, 49–81. doi:10.2478/v10262-012-0046-y
- Pakkala, T., Lindén, A., Tiainen, J., Tomppo, E., Kouki, J., 2014. Indicators of Forest Biodiversity: Which Bird Species Predict High Breeding Bird Assemblage Diversity in Boreal Forests at Multiple Spatial Scales? *Annales Zoologici Fennici* 51, 457–476. doi:10.5735/086.051.0501
- Pannekoek, J., Bogaart, P., van der Loo, M., 2018. Models and statistical methods in rtrim. *CBS Discussion* 1–34.
- Pannekoek, J., Strien, A. Van, 2005. *TRIM 3 Manual (Trends & Indices for Monitoring data)*, Statistics Netherlands.
- Panzacchi, M., Linnell, J.D.C., Melis, C., Odden, M., Odden, J., Gorini, L., Andersen, R., 2010. Effect of land-use on small mammal abundance and diversity in a forest-farmland mosaic landscape in south-eastern Norway. *Forest Ecology and Management* 259, 1536–1545. doi:10.1016/j.foreco.2010.01.030
- Pavón-Jordán, D., Karell, P., Ahola, K., Kolunen, H., Pietiäinen, H., Karstinen, T., Brommer, J.E., 2013. Environmental correlates of annual survival differ between two ecologically similar and congeneric owls. *Ibis* 155, 823–834. doi:10.1111/ibi.12082
- Pellissier, V., Schmucki, R., Pe, G., Aunins, A., Brereton, T.M., Brotons, L., 2019. Effects of Natura 2000 on nontarget bird and butterfly species based on citizen science data. *Conservation Biology*. doi:10.1111/cobi.13434
- Penteriani, V., del Mar Delgado, M., 2019. *The Eagle Owl*. T & A.D. Poyser, London.

- Penteriani, V., Gallardo, M., Roche, P., 2002. Landscape structure and food supply affect eagle owl (*Bubo bubo*) density and breeding performance: a case of intra-population heterogeneity. *Journal of Zoology* 257, S0952836902000961. doi:10.1017/S0952836902000961
- Petty, S.J., 1999. Diet of tawny owls (*Strix aluco*) in relation to field vole (*Microtus agrestis*) abundance in a conifer forest in northern England. *Journal of Zoology* 248, 451–465. doi:10.1017/S0952836999008055
- Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.E., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 6, 231–252. doi:10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026
- Phillips, S.J., Dudik, M., Elith, J., Graham, C.H., Leathwick, J., Ferrier, S., Applications, S.E., Jan, N., Phillips, S.J., Dud, M., Elith, J., Graham, C.H., Lehmann, A., Leathwick, J., Ferrier, S., 2009. Sample Selection Bias and Presence-Only Distribution Models: Implications for Background and Pseudo-Absence Data. *Ecological Applications* 19, 181–197.
- Phillips, S.J., Dudik, M., Schapire, R., 2004. A Maximum Entropy Approach to Species Distribution Modeling. *Proceedings of the 21st International Conference on Machine Learning* 655–662.
- Pietiäinen, H., 1988. Breeding season quality, age, and the effect of experience on the reproductive success of the ural owl (*Strix uralensis*). *The Auk* 105, 316–324.
- Pietiäinen, H., Kolunen, H., 1993. Female Body Condition and Breeding of the Ural Owl *Strix Uralensis*. *Functional Ecology* 7, 726–735.
- Priednieks, J., Strazds, M., Strazds, A., Petriņš, A., 1989. Latvijas ligzdojošo putnu atlants, 1980-1984. Zinātne, Rīga.
- Pupila, A., Bergmanis, U., 2006. Species diversity, abundance and dynamics of small mammals in the Eastern Latvia. *Acta Universitatis Latviensis* 710, 93–101.
- Račinskis, E., 2004. Important bird areas of European Union importance.
- Rada, S., Schweiger, O., Harpke, A., Kühn, E., Kuras, T., Settele, J., Musche, M., 2019. Protected areas do not mitigate biodiversity declines: A case study on butterflies. *Diversity and Distributions* 25, 217–224. doi:10.1111/ddi.12854
- Randla, T., 1976. Eesti röövlinnud [Estonian Birds of Prey]. Valgus, Tallinn .
- Ratajč, U., Breskvar, M., Džeroski, S., Vrezec, A., 2022. Differential responses of coexisting owls to annual small mammal population fluctuations in temperate mixed forest. *Ibis* 164, 535–551. doi:10.1111/ibi.13029
- Ravussin, P.-A., Trolliet, D., Willenegger, L., Béguin, D., Matalon, G., 2001. Choix du site de nidification chez la Chouette de Tengmalm *Aegolius funereus*: influence des nichoirs. *Nos Oiseaux* 5, 41–51.
- Remm, J., Lõhmus, A., 2011. Tree cavities in forests - The broad distribution pattern of a keystone structure for biodiversity. *Forest Ecology and Management* 262, 579–585. doi:10.1016/j.foreco.2011.04.028
- Roberge, J.-M., Mikusiński, G., Svensson, S., 2008. The white-backed woodpecker: Umbrella species for forest conservation planning? *Biodiversity Conservation* 17, 2479–2494. doi:10.1007/s10531-008-9394-4
- Robles, H., Ciudad, C., 2012. Occupancy Dynamics of the Middle Spotted Woodpecker Influence of Habitat Quality, Population Size, Patch Size, and Connectivity on Patch-Occupancy Dynamics of the Middle Spotted Woodpecker. *Conservation Biology* 26, 284–293.
- Romanowski, J., Zmihorski, M., 2009. Seasonal and habitat variation in the diet of the tawny owl (*Strix aluco*) in Central Poland during unusually warm years. *Biologia* 64, 365–369. doi:10.2478/s11756-009-0036-4



- Romanowski, J., Zmihorski, M., 2008. Effect of season, weather and habitat on diet variation of a feeding-specialist: A case study of the long-eared owl, *Asio otus* in Central Poland. *Folia Zoologica* 57, 411–419.
- Rueda, M., Hawkins, B.A., Morales-Castilla, I., Vidanes, R.M., Ferrero, M., Rodríguez, M.Á., 2013. Does fragmentation increase extinction thresholds? A European-wide test with seven forest birds. *Global Ecology and Biogeography* 22, 1282–1292. doi:10.1111/geb.12079
- Sakia, R.M., 1992. The Box-Cox transformation technique: a review. *The Statistician* 41, 169–178.
- Santangeli, A., Hakkarainen, H., Laaksonen, T., Korpimäki, E., 2012. Home range size is determined by habitat composition but feeding rate by food availability in male Tengmalm's owls. *Animal Behaviour* 83, 1115–1123. doi:10.1016/j.anbehav.2012.02.002
- Saurola, P., 1989. Ural Owl, in: *Lifetime Reproduction in Birds*. pp. 327–346.
- Saurola, P., Francis, C., 2018. Towards integrated population monitoring based on the fieldwork of volunteer ringers: productivity, survival and population change of Tawny Owls *Strix aluco* and Ural Owls *Strix uralensis* in Finland. *Bird Study* S63-76. doi:10.1080/00063657.2018.1481364
- Saurola, P., Francis, C.M., 2004. Estimating population parameters of owls from nationally coordinated ringing data in Finland. *Animal Biodiversity and Conservation* 27, 403–415.
- Savola, S., Henttonen, H., Lindén, H., 2013. Vole population dynamics during the succession of a commercial forest in Northern Finland. *Annales Zoologici Fennici* 50, 79–88. doi:10.5735/086.050.0107
- Schweiger, A., 2011. *Bubo bubo* während der Jungenaufzucht in Bayern. *Ornitologischer Anzeiger* 50, 1–25.
- Scott, D.M., Joyce, C.B., Burnside, N.G., 2008. The influence of habitat and landscape on small mammals in Estonian coastal wetlands. *Estonian Journal of Ecology* 57, 279–295. doi:10.3176/eco.2008.4.05
- Sergio, F., Marchesi, L., Pedrini, P., 2008. Density, diet and productivity of Long-eared Owls *Asio otus* in the Italian Alps: The importance of *Microtus* voles. *Bird Study* 55, 321–328. doi:10.1080/00063650809461538
- Sergio, F., Newton, I., Marchesi, L., 2005. Top predators and biodiversity. *Nature* 436, 192–192. doi:10.1001/archotol.128.1.21
- Sergio, F., Newton, I., Marchesi, L., Pedrini, P., 2006. Ecologically justified charisma: Preservation of top predators delivers biodiversity conservation. *Journal of Applied Ecology* 43, 1049–1055. doi:10.1111/j.1365-2664.2006.01218.x
- Shurulinkov, P., Ralev, A., Daskalova, G., Chakarov, N., 2007. Distribution, numbers and habitat of Pigmy Owl *Glaucidium passerinum* in Rhodopes Mts (S Bulgaria). *Acrocephalus* 28, 161–165.
- Shurulinkov, P., Stoyanov, G., 2006. Some new findings of Pigmy Owls *Glaucidium passerinum* and Tengmalm's owl *Aegolius funereus* in western and southern Bulgaria. *Acrocephalus* 27, 65–68.
- Sidorovich, V.E., Shamovich, D.I., Solovey, I.A., Lauzhel, G.O., 2003. Dietary variations of the Ural owl *Strix uralensis* in the transitional mixed forest of northern Belarus with implications for the distribution differences. *Ornis Fennica* 80, 145--158.
- Smith, E.P., 1982. Niche Breadth, Resource Availability, and Inference. *Ecology* 63, 1675–1681.
- Sokal, R.R., Rohlf, F.J.J., 1995. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*, 3rd editio. ed. W.H. Freeman and Company.
- Solheim, R., 1984. Breeding biology of the Pygmy Owl *Glaucidium passerinum* in two biogeographical zones in southeastern Norway. *Ann. Zool. Fennici* 21, 295–300.

- Solheim, R., 1983. Breeding frequency of Tengmalm's Owl *Aegolius funereus* in three localities in 1974-1978, in: Proceeding of the Third NOK, 1981. pp. 79–84.
- Solonen, T., 2021. Significance of plumage colour for winter survival in the Tawny Owl (*Strix aluco*): revisiting the camouflage hypothesis. *Ibis* 163, 1437–1442. doi:10.1111/ibi.12947
- Solonen, T., 2014. Timing of breeding in rural and urban Tawny Owls *Strix aluco* in southern Finland: Effects of vole abundance and winter weather. *Journal of Ornithology* 155, 27–36. doi:10.1007/s10336-013-0983-y
- Solonen, T., 2005. Breeding of the Tawny Owl *Strix aluco* in Finland: Responses of a southern colonist to the highly variable environment of the North. *Ornis Fennica* 82, 97–106.
- Solonen, T., 2004. Are vole-eating owls affected by mild winters in southern Finland? *Ornis Fennica* 81, 65–74.
- Solonen, T., Ahola, K., Karstinen, T., 2015. Clutch size of a vole-eating bird of prey as an indicator of vole abundance. *Environmental Monitoring and Assessment* 187, 588. doi:10.1007/s10661-015-4783-0
- Solonen, T., Karhunen, J., Kekkonen, J., Kolunen, H., Pietiäinen, H., 2017. Diet and reproduction in coastal and inland populations of the Tawny Owl *Strix aluco* in southern Finland. *Journal of Ornithology* 158, 541–548. doi:10.1007/s10336-016-1405-8
- Solonen, T., Karhunen, J., Kekkonen, J.A., Kolunen, H., Pietiäinen, H., 2016. Tawny owl prey remains indicate differences in the dynamics of coastal and inland vole populations in southern Finland. *Population Ecology* 58, 557–565. doi:10.1007/s10144-016-0556-z
- Sonerud, G.A., 1986. Effect of snow cover on seasonal changes in diet, habitat and regional distribution of raptors that prey on small mammals in boreal zones of Fennoscandia. *Holarctic Ecology* 9, 33–47.
- Sonerud, G.A., 1985. Risk of Nest Predation in Three Species of Hole Nesting Owls: Influence on Choice of Nesting Habitat and Incubation Behaviour. *Ornis Scandinavica* 16, 261. doi:10.2307/3676689
- Sorbi, S., 1995. La Chouette de Tengmalm (*Aegolius funereus*) en Belgique. Synthèse et mise à jour du statut. *Aves* 32, 101–132.
- Steen, H., Ims, R.A., Sonerud, G.A., 1996. Spatial and Temporal Patterns of Small-Rodent Population Dynamics at a Regional Scale. *Ecology* 77, 2365–2372. doi:10.2307/2265738
- Stewart, G.B., Coles, C.F., Pullin, A.S., 2005. Applying evidence-based practice in conservation management: Lessons from the first systematic review and dissemination projects. *Biological Conservation* 126, 270–278. doi:10.1016/j.biocon.2005.06.003
- Strom, H., Sonerud, G.A., 2001. Home range and habitat selection in the Pygmy Owl *Glaucidium passerinum*. *Ornis Fennica* 78, 145–158.
- Suchomel, J., Šipoš, J., Košulič, O., 2020. Management intensity and forest successional stages as significant determinants of small mammal communities in a lowland floodplain forest. *Forests* 11, 1–12. doi:10.3390/f11121320
- Sundell, J., Huitu, O., Henttonen, H., Kaikusalo, A., Korpimäki, E., Pietiäinen, H., Saurola, P., Hanski, I., 2004. Large-scale spatial dynamics of vole populations in Finland revealed by the breeding success of vole-eating avian predators. *Journal of Animal Ecology* 73, 167–178. doi:10.1111/j.1365-2656.2004.00795.x
- Sutherland, W.J., Pullin, A.S., Dolman, P.M., Knight, T.M., 2004. The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 19, 305–308. doi:10.1016/j.tree.2004.03.018
- Tabachnick, B.G., Fidell, L.S., 1996. *Using Multivariate Statistics*, 3rd ed. Harper Collins, New York.

- Tome, D., 2011. Post-fledging survival and dynamics of dispersal in Long-eared Owls *Asio otus*. *Bird Study* 58, 193–199. doi:10.1080/00063657.2011.559531
- Tome, D., 2009. Changes in the diet of long-eared owl *asio otus*: seasonal patterns of dependence on vole abundance. *Ardeola* 56, 49–56.
- Tome, D., 2003. Functional response of the long-eared owl (*Asio otus*) to changing prey numbers: A 20-year study. *Ornis Fennica* 80, 63–70.
- Tome, D., 1994. Diet Composition of the Long-Eared Owl in Central Slovenia - Seasonal-Variation in Prey Use. *Journal of Raptor Research* 28, 253–258.
- Tsiafouli, M.A., Apostolopoulou, E., Mazaris, A.D., Kallimanis, A.S., Drakou, E.G., Pantis, J.D., 2013. Human activities in Natura 2000 sites: A highly diversified conservation network. *Environmental Management* 51, 1025–1033. doi:10.1007/s00267-013-0036-6
- Tutiš, V., Radović, D., Ćiković, D., Barišić, S., Kralj, J., 2009. Distribution, Density and Habitat Relationships of the Ural Owl *Strix uralensis macroura* in Croatia. *Ardea* 97, 563–570. doi:10.5253/078.097.0423
- Tuule, E., Tuule, A., Lõhmus, A., 2007. Nesting ecology of birds of prey and owls near Saue during 1959-2006. *Hirundo* 20, 14–36.
- Väli, Ü., Tõnisalu, G., 2020. Community- and Species-Level Habitat Associations of Small Mammals in a Hemiboreal Forest-Farmland Landscape. *Annales Zoologici Fennici* 58, 1–11. doi:10.5735/086.058.0101
- Valkama, J., Saurola, P., Lehikoinen, A., Lehikoinen, E., Piha, M., Sola, P., Velmala, W., 2014. Suomen rengastusatlas. II = The Finnish bird ringing atlas. Vol. II. Luomus.
- Van Der Sluis, T., Foppen, R., Gillings, S., Groen, T., Henkens, R., Hennekens, S., Huskens, K., Noble, D., Otterburg, F., Santini, L., Sierdsema, H., Van Kleunen, A., Schaminee, J., Van Swaay, C., Toxopeus, B., Wallis De Vries, M., Jones-Walters, L., 2016. The “Umbrella Effect” of the Natura 2000 network: An assessment of species inside and outside the European Natura 2000 protected area network. Wageningen.
- Village, A., 1981. The diet and breeding of long-eared owls in relation to vole numbers. *Bird Study* 28, 215–225. doi:10.1080/00063658109476726
- Virkkala, R., 2006. Why study woodpeckers? The significance of woodpeckers in forest ecosystems. *Annales Zoologici Fennici* 43, 82–85.
- Virkkala, R., Alanko, T., Laine, T., Tiainen, J., 1993. Population contraction of the White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos* in Finland as a consequence of habitat alteration. *Biological Conservation* 66, 47–53.
- Virkkala, R., Leikola, N., Kujala, H., Kivinen, S., Hurskainen, P., Kuusela, S., Valkama, J., Heikkinen, R.K., 2022. Developing fine-grained nationwide predictions of valuable forests using biodiversity indicator bird species. *Ecological Applications* 32, 1–16. doi:10.1002/eap.2505
- Vrezec, A., 2003. Breeding Density and Altitudinal Distribution of the Ural, Tawny, and Boreal Owls in North Dinaric Alps (Central Slovenia). *Journal of Raptor Research* 37, 55–62.
- Vrezec, A., Mihelič, T., 2012. The Ural Owl, *Strix uralensis macroura*, in Slovenia: an overview of current knowledge on species ecology. *Rivista Italiana di Ornitologia* 82, 30–37. doi:10.4081/rio.2012.107
- Vrezec, A., Saurola, P., Avotins, A., Kocijančič, S., Sulkava, S., 2018. A comparative study of Ural Owl *Strix uralensis* breeding season diet within its European breeding range, derived from nest box monitoring schemes. *Bird Study* 0, 1–11. doi:10.1080/00063657.2018.1553026
- Warren, D.L., Glor, R.E., Turelli, M., 2010. ENMTools: A toolbox for comparative studies of environmental niche models. *Ecography* 33, 607–611. doi:10.1111/j.1600-0587.2009.06142.x

- Warren, D.L., Seifert, S., 2011. Ecological niche modeling in Maxent: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. *Ecological Applications* 21, 335–342. doi:10.1890/10-1171.1
- Watson, J.E.M., Venter, O., Lee, J., Jones, K.R., Robinson, J.G., Possingham, H.P., Allan, J.R., 2018. Protect the last of the wild. *Nature*. doi:10.1038/d41586-018-07183-6
- Wegge, P., Rolstad, J., 2018. Cyclic small rodents in boreal forests and the effects of even-aged forest management: Patterns and predictions from a long-term study in southeastern Norway. *Forest Ecology and Management* 422, 79–86. doi:10.1016/j.foreco.2018.04.011
- Wesołowski, T., Czeszczewik, D., Rowiński, P., 2005. Effects of Forest Management on Three-toed Woodpecker *Picoides tridactylus* Distribution in the Białowieża Forest (NE Poland): Conservation Implications. *Acta Ornithologica* 40, 53–60.
- Wijnandts, H., 1984. Ecological energetics of the long-eared owl (*Asio otus*). *Ardea* 72, 1–92.
- Wiklander, U., Nilsson, I.N., Nilsson, S.G., Olsson, O., Petterson, B., Stagen, A., 1992. Occurrence of the Lesser Spotted Woodpecker *Dendrocopos minor* in relation to area of deciduous forest. *Ornis Fennica* 69, 113–118.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A., Smith, G.M., 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer, New York.
- Гришанов, Г.В., 2005. Совы Калининградской области; оценка долговременных тенденций и современное состояние популяций, in: Волков, С.В., Шариков, А.В., В.В., М. (Eds.), *Совы Северной Евразии: Экология, Пространственное и Биотопическое Распределение*. Московский университет, pp. 102–111.
- Кумари, Э.В., 1965. Высокие болота в Эстонии как место обитания птиц, in: *Орнитология*. Московский университет, pp. 36–43.
- Фетисов, С.А., 2005. Совы Псковская области, in: Волков, С.В., Шариков, А.В., В.В., М. (Eds.), *Совы Северной Евразии: Экология, Пространственное и Биотопическое Распределение*. Московский университет, pp. 75–101.