

5. pielikums. Sīko zīdītāju sastopamība

1. Sīko zīdītāju monitorings 1991.-2016.

1.1. Ievads

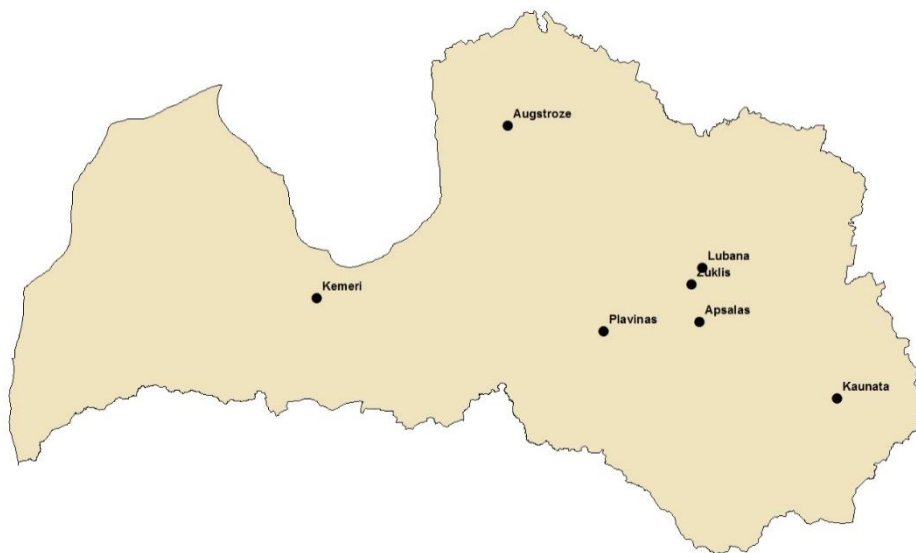
Sīkie zīdītāji, jo sevišķi grauzēji un ciršļi, ir nozīmīga komponente vairākumā ekosistēmu. Šīs sugas ir pielāgojušās dzīvei relatīvi nelielās individuālajās teritorijās un regulāri izdzīvo augstas amplitūdas populāciju blīvuma pārmaiņas kā atbildes reakciju vides izmaiņām, veidojot nozīmīgu ķēdes posmu turpmākā ekosistēmu funkcionēšanā. Šai saistībai bieži ir kaskādes efekts uz plašām sugu grupām un plašākās teritorijās, iekļaujot plēsēju-upuru attiecības (Hansson and Henttonen, 1988), slimību pārnesi (Ostfeld and Holt, 2004), augu daudzveidību, augsnes apstākļus, barības vielu plūsmu un pašus biotopus (Grant and French, 1980). Lai izvērtētu sīko zīdītāju lomu ekosistēmu procesos un ņemtu to vērā citu pārmaiņu ietekmju vērtēšanai, ir nepieciešams laicam un telpai reprezentatīvs monitorings. Dažādu sīko zīdītāju sugu sastopamības datu ieguvei ir pieejamas dažādas metodes (Sibbald et al., 2006), katrai ir savi trūkumi un ieguvumi, tomēr jebkurā monitoringā nozīmīga ir metodikas (datu ieguves veida, vietu un regularitātes) nemainīšana. Latvijā sīko zīdītāju monitorings veikts 1991.-2016. gadā, izmantojot pārsitamos slazdos, iepriekš definētās (nemainīgās) monitoringa transektēs. Kā papildus metode, vēsturiskie dati par Latviju ir jau analizēti, 2017. gadā Latvijas vides aizsardzības fonda projekta veidā, nozīmīga ir pūču barības atlieku datu izmantošana retāku sugu ziņu ieguvei (Avotins jun., 2017) un telpiskās variācijas noskaidrošanai (Sundell et al., 2004).

1.2. Metodika

Laika periodā, no 1991. gada līdz 2011. gadam sīko zīdītāju monitoringu veikusi Dabas aizsardzības pārvalde (DAP, un saistītās struktūras) vienā līdz četrās teritorijās, izmantojot divas monitoringa transektes katrā teritorijā – pa vienai pļavā un mežā. Kopš 2012. gada sīko zīdītāju monitoringu īsteno brīvprātīgie pūču izpētes entuziasti (galvenokārt, A. Avotiņš jun., V. Ignatjevs, D. Drazdovskis, M. Zilgalvis), monitorings tiek īstenots trīs līdz četros parauglaukumos ar vairāk kā desmit transektēm, kas reprezentē dažādus mežu biotopus un vienu, kas reprezentē zālājus. Daļā sezonu, monitorings veikts arī trīs bijušā (DAP īstenotā) monitoringa teritorijās. 2016. gadā monitorings īstenots ar Latvijas vides aizsardzības fonda finansiālu atbalstu, projekta “Informācijas ieguve par īpaši aizsargājamo sugu meža sicista Sicista betulina”, monitorings īstenots 1. attēlā norādītajās teritorijās.

Četros no 1. tabulā minētajiem parauglaukumiem (Kaunata, Lubāna, Pļaviņas, Augstroze), sīko zīdītāju monitorings veikts dažādās meža biotopu grupās (Avotins jun. et al.,

2012), tās klasificējot pēc vecuma (trīs grupas), auglīguma (divas grupas) un susināšanas klātbūtnes (divas grupas). Šajās teritorijās monitoringa veikts ar nelielu pārsitamo slazdu skaitu katru biotopu grupu reprezentējošā transektē, jo tās izvietotas nejauši izlozētos mežu nogabalos, kas nav pietiekoši lieli tradicionāli izmantotajiem 50-100 slazdiem, kas izvietoti pārējos parauglaukumos. Monitoringa ietvaros, ir bijusi mainīga datu ievākšanas intensitāte (slazdu rindu garums), tomēr citādi nemainot dizainu, datu rindās ir iztrūkumi (noteiktos gados neapsekoti parauglaukumi), tādēļ sīko zīdītāju sastopamības pārmaiņu rādītāji veidoti, izmantojot vispārīgos aditīvos modeļus (GAM, Wood, 2006; Zuur et al., 2009), kas ļauj veidot populācijas pārmaiņu rādītājus ar iztrūkstošiem datiem un pārbaudīt dažādu faktoru, piemēram, slazdu rindas garuma, ietekmes un tās objektīvi kompensēt.

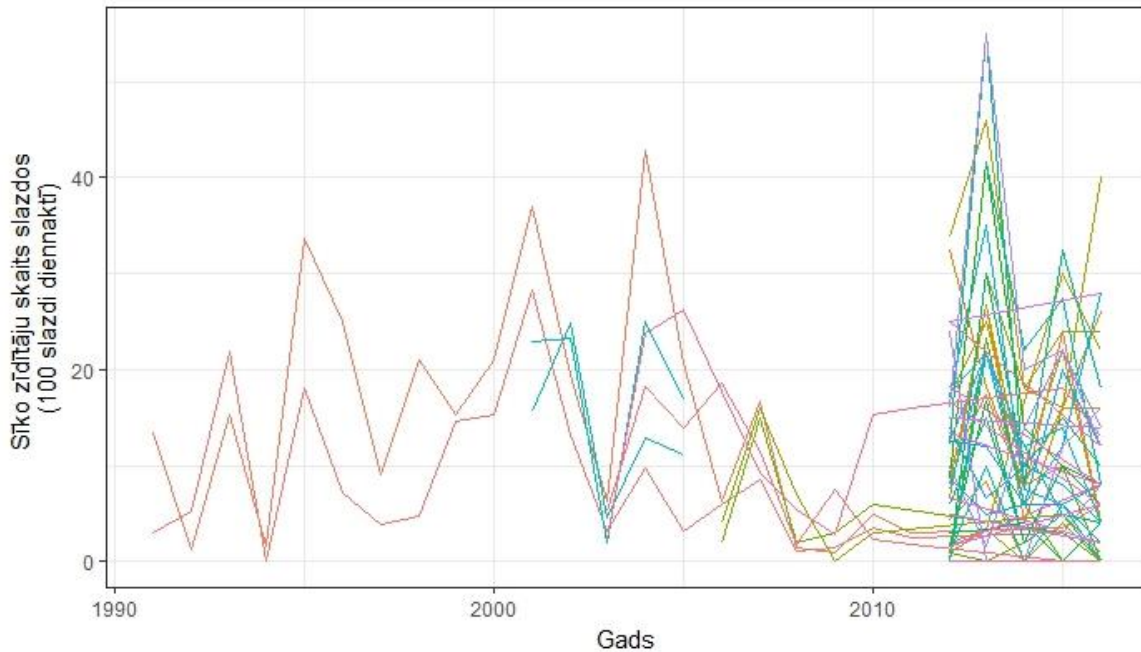


1. attēls. Sīko zīdītāju monitoringa veikšanas parauglaukumi.

Sīko zīdītāju sastopamības pārmaiņu (ķeršanas indeksa) rādītāja sagatavošanā izmantoti vispārīgie aditīvie modeļi, jo klasiskā rādītāja (indivīdi/100 slazdiem diennaktī) izveide nav reprezentatīva, jo vairākās monitoringa sezonās iztrūkst dati. Modeļos gads iekļauts kā fiksēts efekts un noķerto indivīdu skaits skaidrots saistībā ar gada, slazdu transektes garuma un ekponēšanas laika atšķirībām katrā no pētījuma vietām, pieļaujot individuālu variāciju. Dati raksturoti (salīdzināmībai tos standartizējot kā ķeršanas indeksu uz 100 slazdiem diennaktī) 2. attēlā.

Sīko zīdītāju monitoringa veikšanas vietas, īstenotāji un intensitātes apraksts.

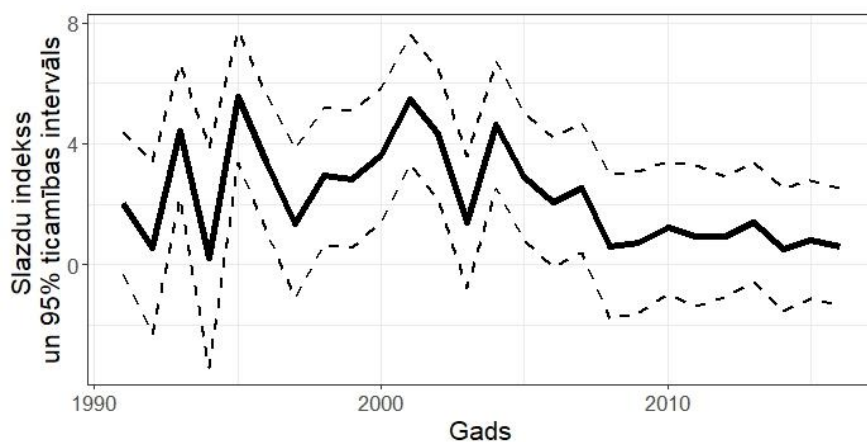
Parauglaukums	Periods	Datu autors	Apraksts
Apsalas	1991.-2005. 2006.-2011. 2015.-2016.	Pupila & Bergmanis, 2006 Dabas aizsardzības pārvalde A. Avotiņš jun, D. Vasiļevska, D. Vasiļevskis	Sīko zīdītāju monitorings ar pārsitamajiem slazdiem divās transektēs – pa vienai pļavā un mežā
Lisiņa	2001.-2005.	Pupila & Bergmanis, 2006	Sīko zīdītāju monitorings ar pārsitamajiem slazdiem divās transektēs – pa vienai pļavā un mežā
Žūklis	2003.-2005. 2006.-2011. 2015.-2016.	Pupila & Bergmanis, 2006 Dabas aizsardzības pārvalde A. Avotiņš jun.	Sīko zīdītāju monitorings ar pārsitamajiem slazdiem divās transektēs – pa vienai pļavā un mežā
Ķemerī	2006.-2010. 2015.-2016.	Dabas aizsardzības pārvalde A. Avotiņš jun., D. Drazdovskis, M. Zilgalvis	Sīko zīdītāju monitorings ar pārsitamajiem slazdiem divās transektēs – pa vienai pļavā un mežā
Kaunata	2012.-2016.	A. Avotiņš jun., V. Ignatjevs, M. Zilgalvis	Sīko zīdītāju monitorings ar pārsitamajiem slazdiem vienā transektē pļavā un 10-12 (atkarībā no apsaimniekošanas) transektēs mežā
Lubāna	2012.-2016.	A. Avotiņš jun.	Sīko zīdītāju monitorings ar pārsitamajiem slazdiem vienā transektē pļavā un 10-12 (atkarībā no apsaimniekošanas) transektēs mežā
Pļaviņas	2012.,2016.	A. Avotiņš jun.	Sīko zīdītāju monitorings ar pārsitamajiem slazdiem vienā transektē pļavā un 10-12 (atkarībā no apsaimniekošanas) transektēs mežā
Augstroze	2012.-2016.	A. Avotiņš jun., D. Drazdovskis, M. Zilgalvis	Sīko zīdītāju monitorings ar pārsitamajiem slazdiem vienā transektē pļavā un 10 transektēs mežā



2. attēls. Katrā sīko zīdītāju monitoringa transektē noķerto indivīdu skaits uz 100 slazdiem dienā rudenī ķeršanas laikā.

1.3. Rezultāti un diskusija

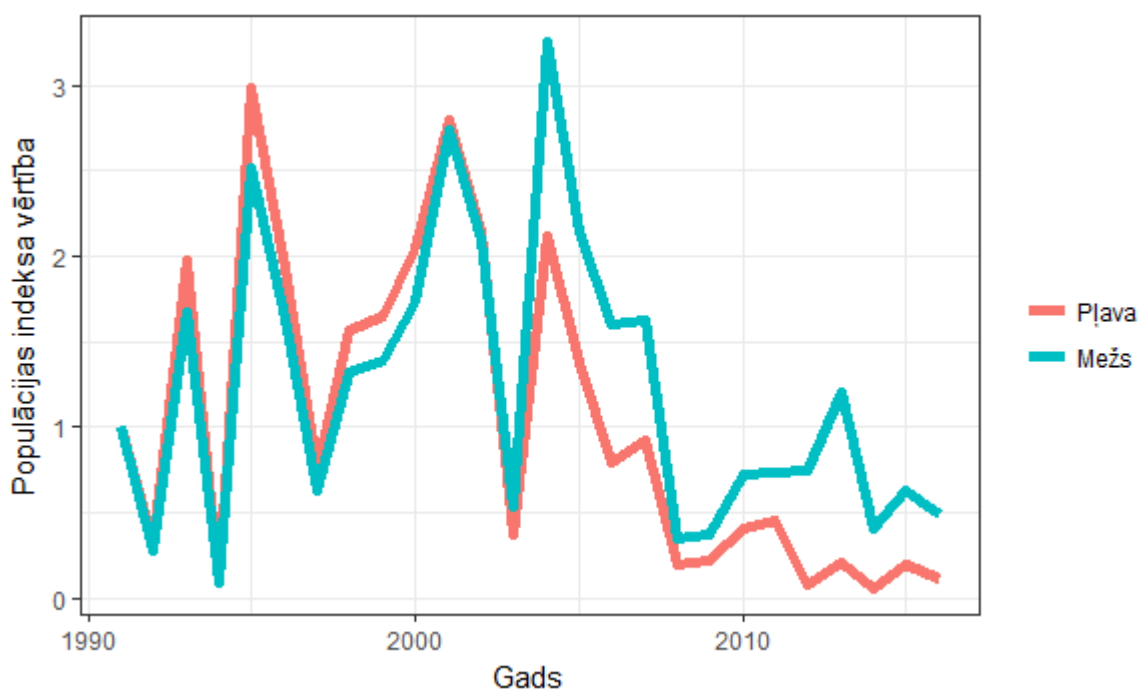
Jau 2. attēlā ir redzama sīko zīdītāju populāciju dinamikas izžušana ilgtermiņa monitoringa transektēs. Šajā attēlā arī ir redzama plašā absolūto vērtību variācija dažādās transektēs (biotopu grupās un reģionos), gan ikgadējā vērtību sinhronizācija. Tas nozīmē, ka 1. tabulā apkopotās vietas, kuru ģeogrāfiskā izplatība sniegta 1. attēlā ir ar līdzīgu populāciju dinamiku un šī dinamika ir saistīta biotopu grupās. Tas nozīmē, ka populācijas pārmaiņu rādītāju ir iespējams aprēķināt ar augstu ticamību (3. attēls; izskaidrotā vērtību variācija ir 87%).



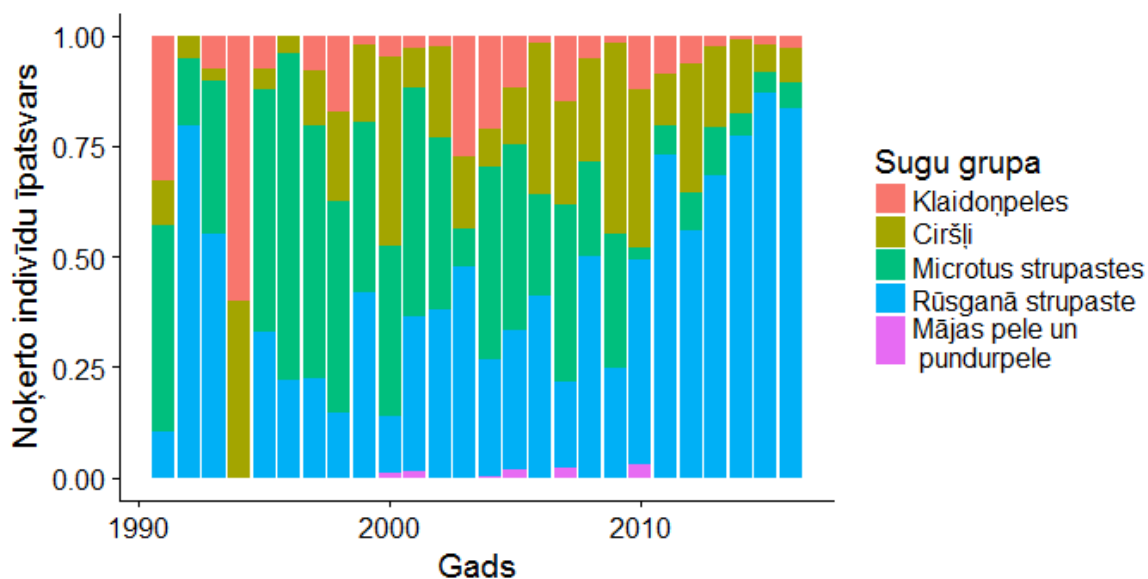
3. attēls. Kopējais (visu sugu) sīko zīdītāju sastopamības pārmaiņu rādītājs no ķeršanas ar pārsitamajiem slazdiem. Indeksa vērtība 1 ir 2016. gadā.

No dažādiem pētījumiem pasaulē ir zināms, ka sīko zīdītāju populācijām ir raksturīgas cikliskas svārstības, kuru laikā grauzēju, jo sevišķi strupastu populāciju blīvumi var mainīties par kārtu vai vairākām (Hansson and Henttonen, 1988, 1985; Ksanen et al., 2001; Steen et al.,

1996). Šādas relatīvā sastopamības blīvuma pārmaiņas ir redzamas 3. attēlā līdz 20. gs. 90. gadu vidum, to iezīmes līdz 2004. gadam, tomēr pēc tam cikli ir izjukuši, populācijām raksturīgas nelielas un neregulāras fluktuācijas. Kas līdzīgs iepriekš ir novērots atsevišķās ziemeļvalstīs, piemēram lemingiem (Kausrud et al., 2008) un tiek saistīts ar klimata pārmaiņām. Tā kā sīkie zīdītāji ir nozīmīga ekosistēmu sastāvdaļa, to sastopamībai ir liela nozīme dažādu dabas procesu norisē, piemēram, šī pētījuma kontekstā, plēsīgo putnu ligzdošanas sekmju, izdzīvotības, tātad, populāciju procesu nodrošināšanā (Sundell et al., 2004; Schmidt et al., 2012), tomēr tas ietekmē arī citas, šķietami nesaistītas sugas (Blomqvist et al., 2002; Summers, 1986). Viens no ticamākajiem skaidrojumiem sīko zīdītāju sastopamības ciklu izzušanai Latvijā šķiet saistāms ar klimata pārmaiņām, iespējams arī ar plēsonības līmeņa un saimniecisko darbību intensitātes un paņēmieni izmaiņām, tomēr tā pārbaudei nepieciešama atsevišķa datu analīze, kas šī dokumenta izstrādes ietvaros nav iespējama, tomēr būtu aktuāla klimata un ainavas pārmaiņu kontekstā. Sīko zīdītāju sastopamības pārmaiņas dažādās ainavās (mežu un pļavu biotopos) ilustrētas 4. attēlā, savukārt grupētas sugu sabiedrības izmaiņas ilustrētas 5. attēlā. Rūsģanās meža strupastes dominance kopš 2012. gada ir saistāma ar ķeršanas piepūli, galvenokārt, dažādos meža biotopos.



4. attēls. Sīko zīdītāju populācijas indeksa vērtības mežu un pļavu biotopos.



5. Sīko zīdītāju sabiedrības monitoringa gados.

2. Sīko zīdītāju monitoringa pētījums pēc 2016. gada

Dabas aizsardzības pārvaldē 2016. gadā ir izstrādāta sīko zīdītājdzīvnieku monitoringa metodika (Stepanova, 2006), kuras ievadā ir sniegta atsauce uz vairākas desmitgades notikušo monitoringu (1. nodaļa), un skaidrota nepieciešamību to mainīt, padarot humānāku – pielietojot dzīvķeramās lamatas. Tomēr, lai gan monitoringa staciju izvietojuma principu aprakstā tiek uzsvērtā nepieciešamība monitoringu turpināt iepriekšējās vietās, nekādā veidā netiek ņemta vērā metodes nomaiņas ietekme uz iegūtajiem rezultātiem – netiek paredzēts pārejas periods, netiek uzsvērtas atšķirības izvēlētajai metodei ar tradicionālo (Sibbald et al., 2006). Minētajā nodaļā, lai gan tiek pieminēta populāciju dinamikas līdzība līdz 40km attālumā, Latvijā tiek rekomendētas tikai trīs ķeršanas stacijas – pa vienai Kurzemē, Zemgalē un Vidzemē. Latvijas koordinātu sistēmā valsts platums (X koordināte) ir apmēram 450 km, valsts augstums (Y koordināte) ir apmēram 260 km, kas nozīmē, ka katrai ķeršanas stacijai būtu sagaidāma reprezentativitāte 75 km rādiusā uz X ass un 130km rādiusā uz Y ass. Pieņemot šādu staciju izvietojumu, varētu tikt analizētas, piemēram, klimata ietekmes uz kopējo sīko zīdītāju skaitu (Morāna efekts, Royama, 1992), tas varētu sakrist ar potenciāli sagaidāmajām klimata pārmaiņu ietekmēm pēc līdzības ar Somijā iegūtajiem rezultātiem (Sundell et al., 2004), tomēr nepildītu monitoringa metodikas ievadā sniegto nepieciešamības pamatojumu – sniegt ziņas par dažādu sugu sīko zīdītāju sastopamību plēsīgo putnu un zīdītājdzīvnieku populāciju stāvokļa izsekošanai un savlaicīgai nepieciešamo aizsardzības pasākumu paredzēšanai, ne saimnieciskās darbības pasākumu izvērtēšanai, kam nepieciešams monitoringa biotopu kategorijās ar dažādiem apsaimniekošanas paņēmieniem. Šajā metodikā ir paredzēts

monitorings divās ekosistēmās – laukos un mežos, katrā pa vienai transektei. Sugām specifiskās variācijas izskaidrošana, visticamāk, netiktu īstenota, jo līdzšinējie pētījumi liecina par populāciju sinhronitāti līdz 40 (Steen et al., 1996), 50 (Bjørnstad et al., 1999) vai pat tikai 10 (Mackinnon et al., 2008) km attālumos. Arī Latvijā, kā 2. attēlā redzams, atsevišķās transektēs ir atšķirīgi depresiju gadi – vai tās ir apsaimniekošanas sekas vai reģionalitāte būtu vērts analizēt un pārbaudīt, tomēr analīzes efektivitātei būtu nepieciešams turpināt monitoringu, bet tas nebūs iespējams ar tikai trīs stacijām valstī, jo sevišķi, ja netiek pārstāvēts ziemeļu – dienvidu gradients.

Tomēr par staciju tīklu daudz nozīmīgāka ir metodes nomaiņa un jaunās metodes ieviešanas paņēmieni. Saskaņā ar monitoringa metodiku, sīko zīdītāju monitorings ir paredzēts ar Šērmana tipa dzīvķeramajām lamatām. Šīs lamatas ir izvēlētas, lai monitoringa gaitā neapdraudētu īpaši aizsargājamās sugas, kuras tiek monitorētas, piemēram, meža sicistu *Sicista betulina*. Tomēr līdzīga izmēra dzīvnieku (ciršļu) noķeršanā slazdi ir atzīti par neefektīviem (apkopojums: Sibbald et al., 2006). Arī dažādos meža sicistas monitoringam veltītajos pētījumos, par šīs sugas sastopamības ziņu iegūšanai efektīvāko ir atzīta pūču barības sastāva analīze, automātiskās kameras un DNS caurulītes, nevis jebkādi dzīvnieku noķeršanas slazdi (īss apkopojums: Avotiņš jun., 2017). Par pašu slazdu nomaiņu vēl nozīmīgāka (jo vēl joprojām plānots izmantot slazdu transektes un paši slazdi ir paredzēti viena dzīvnieka noķeršanai) ir ķeršanas gaitas nomaiņa:

-) slazdi ir uzstādāmi, īpaši izvēlot vietas, kurās sīkie zīdītāji varētu tikt noķerti. Šāda pieeja pilnvērtīgi nespēs ilustrēt populāciju dinamikas amplitūdu, jo attālums starp slazdiem ir noteikts, tie pārvietojami 2m attālumā, meklējot piemērotāko vietu, - “depresijas gados” tiks noķerts noteikts skaits dzīvnieku, piemēram, katrā slazdā viens, ja katrs no tiem novietots pie kāda zīdītāja migas ieejas, bet populācijas “pīķa gados” vairs pieaugums nav iespējams, jo maksimālais slazdu piesātinājums jau ir sasniegts depresijas fāzē vai pieauguma laikā.

-) pirms monitoringa uzsākšanas, tā veikšanas vietās, nedēļu ir eksponējami slazdi, lai pieradinātu dzīvniekus. Šī sadaļa būtu pieļaujama, tomēr slazdos ir paredzēti ievietot ēsmu, veicot piebarošanu. Šāda prakse maskēs populācijas depresijas, kad sīkajiem zīdītājiem ir potenciāls barības trūkums un nepieļaus populācijas pīķa fāzes identificēšanu un dinamikas amplitūdas vērtējumu, jo dzīvnieki tiek piebaroti, bet slazdi spēj noķert tikai vienu dzīvnieku vienā uzstādīšanas reizē.

Kopumā, jaunā sīko zīdītāju monitoringa metodika ir uzskatāma par nepārdomātu un tādu, kas nav spējīga sasniegt tās izstrādē paredzētos mērķus – raksturot sīko zīdītāju populācijas dinamiku un dažādu apsaimniekošanas pasākumu ietekmi uz to. Pat novēršot ar

slazdu izvietojuma izvēli un dzīvnieku piebarošanu saistītos trūkumus, šāda monitoringa ieviešana nepieļauj 26 gadu datu (1991.-2016.) turpmāku izmantošanu, jo nav paredzēts iegūto rezultātu salīdzināšanas periods, kura laikā izstrādāt matemātisko modeli datu salīdzināšanai.

Izmantotā literatūra

- Avotins jun., A., 2017. Informācijas ieguve par īpaši aizsargājamo sugu meža sicista *Sicista betulina*. Latvijas Vides Aizsardzības fonda projekta gala atskaite 42.
- Avotins jun., A., Elferts, D., Drazdovskis, D., Zilgalvis, M., Dambeniece, L., 2012. Vai urālpūces *Strix uralensis* ligzdošanas teritoriju izvietojums ir saistīts ar sīko zīdītājdzīvnieku (Rodentia, Soricidae, Talpidae) sastopamību dažādos meža biotopos?, in: Latvijas Universitātes 70. Zinātniskā Konference, Zooloģijas Un Dzīvnieku Ekoloģijas Apakšsekcija.
- Bjørnstad, O.N., Stenseth, N.C., Saitoh, T., 1999. Synchrony and scaling in dynamics of voles and mice in northern Japan. *Ecology* 80, 622–637.
- Blomqvist, S., Holmgren, N., Åkesson, S., Hedenström, A., Pettersson, J., 2002. Indirect effects of lemming cycles on sandpiper dynamics: 50 Years of counts from southern Sweden. *Oecologia* 133, 146–158. doi:10.1007/s00442-002-1017-2
- Grant, W.E., French, N.R., 1980. Evaluation of the role of small mammals in grassland ecosystems: A modelling approach. *Ecological Modelling* 8, 15–37. doi:10.1016/0304-3800(80)90027-7
- Hansson, L., Henttonen, H., 1988. Rodent dynamics as community processes. *Trends in Ecology & Evolution* 3, 195–200. doi:10.1016/0169-5347(88)90006-7
- 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
- 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
- Ksanen, L.A.O., Anski, I.L.H., Enttonen, H.E.H., Orpima, E.R.K., 2001. Small-Rodent Dynamics and Predation 82, 1505–1520.
- Mackinnon, J.L., Petty, S.J., Elston, D.A., Thomas, C.J., Sherratt, T.N., Lambin, X., 2008. Scale invariant spatio-temporal patterns of field vole density. *Journal of Animal Ecology* 70, 101–111. doi:10.1111/j.1365-2656.2001.00479.x

- Ostfeld, R.S., Holt, R.D., 2004. Are predators good for your health? Evaluating evidence for top-down regulation of zoonotic disease reservoirs. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2, 13–20. doi:10.1890/1540-9295(2004)002[0013:APGFYH]2.0.CO;2
- Royama, T., 1992. *Analytical Population Dynamics*. Springer Netherlands.
- Schmidt, N.M., Ims, R.A., Hoyer, T.T., Gilg, O., Hansen, L.H., Hansen, J., Lund, M., Fuglei, E., Forchhammer, M.C., Sittler, B., 2012. Response of an arctic predator guild to collapsing lemming cycles. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 279, 4417–4422. doi:10.1098/rspb.2012.1490
- Sibbald, S., Carter, P., Poulton, S., 2006. Proposal for a National Monitoring Scheme for Small Mammals in the United Kingdom and the Republic of Eire. The Mammal Society Research report No. 6 1–90. doi:ISBN: 0 906282 60 8
- 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
- Stepanova, A., 2006. Sīko zīdītājdzīvnieku monitoringa metodika.
- Summers, R.W., 1986. Breeding production of Dark-billed Brent Geese *Branta bernicla bernicla* in relation to lemming cycles. *Bird Study* 33, 105–108. doi:10.1080/00063658609476904
- 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
- Wood, S.N., 2006. *Generalized Additive Models: an introduction with R*. Chapman and Hall/CRC.
- 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.