

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra etologie a zájmových chovů



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Reintrodukce sýčka obecného (*Athene noctua*) na
Plzeňsku: prostorové chování adultních jedinců po
vypuštění**

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Aneta Ladrová

Obor studia: Zájmové chovy zvířat

Vedoucí práce: Ing. Tomáš Bušina, Ph.D.

© 2023 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci " Reintrodukce sýčka obecného (*Athene noctua*) na Plzeňsku: prostorové chování adultních jedinců po vypuštění" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 16.4. 2023

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala Ing. Tomáši Bušinovi, Ph.D. za vedení mé diplomové práce, za cenné rady při jejím zpracovávání a za přípravu k práci v terénu. Dále bych chtěla poděkovat všem zaměstnancům Ekocentra Spálené Poříčí a panu Petru Jandíkovi za veškerou pomoc při práci v terénu. Velké díky také patří mému dědovi Ing. Josefu Ladrovi za korekturu a veškeré rady při psaní této práce a mé rodině za podporu během celého studia.

Reintrodukce sýčka obecného (*Athene noctua*) na Plzeňsku: prostorové chování adultních jedinců po vypuštění

Souhrn

Sýček obecný (*Athene noctua*) je malý druh sovy, který ve střední Evropě žije v zemědělské krajině. V České republice patří mezi kriticky ohrožené druhy se stále klesajícím počtem jedinců. Z toho důvodu byl na Plzeňsku v roce 2017 zahájen reintrodukční program a vypouštění jedinci jsou od roku 2020 sledováni pomocí radiotelemetrie. V této diplomové práci byla hodnocena úspěšnost tohoto reintrodukčního programu a prostorového chování dospělých jedinců sýčka obecného mezi lety 2020 a 2022. Každý rok byl na lokalitách sledován nově vypuštěný pár. Za tři roky bylo na Plzeňsku dohromady sledováno 18 vypuštěných dospělých jedinců, 9 samců a 9 samic. Radiotelemetrie probíhala po vypuštění jedinců v období vzletnosti mláďat mezi měsíci červenec až září na čtyřech různých lokalitách. Denní chování bylo vyhodnoceno v podobě zhodnocení typu odpočinkových míst a četností změny lokace během dvou zaměřených denních bodů. Samice nejčastěji preferovali hospodářská stavení a to ve 32 % případů a samci zůstávali ve 43 % případů ve vypouštěcí voliére. Každý den byla také zaznamenána největší vzdálenost od vypouštěcí voliéry ve dne a v noci k určení disperze. Na jejím základě byla vyhodnocena korelace mezi dny od vylétnutí z vypouštěcí voliéry a maximální vzdáleností od voliéry, která nebyla statisticky významná. K výpočítání velikosti nočních domovských okrsků byl použit software OpenJUMP. K hodnocení velikosti domovských okrsků byly použity metody MCP a KDE. Průměr velikosti domovského okrsku všech jedinců za celou dobu sledování byl podle 100% MCP $10,3 \text{ ha} \pm 16 \text{ SD}$ podle 95% MCP průměrně $7,7 \text{ ha} \pm 12,1 \text{ SD}$ a podle 90% MCP průměrně $4,8 \text{ ha} \pm 6,3 \text{ SD}$. Velikost domovských okrsků za použití metody KDE byla při 95% KDE průměrně $18,4 \text{ ha} \pm 29,2 \text{ SD}$ a při 90% KDE průměrně $14,5 \pm 22,9 \text{ SD}$. K porovnání velikostí nočních domovských okrsků mezi samci a samicemi bylo hodnoceno 7 nocí od opuštění voliéry. Po statistickém vyhodnocení nebyl mezi nimi zjištěn statisticky významný rozdíl. Po porovnání velikostí domovských okrsků v období vzletnosti mláďat se studii jedinců z volné přírody bylo zjištěno, že domovské okrsky vypuštěných jedinců v období vzletnosti mláďat jsou mírně větší, což mohlo být způsobeno některými jedinci, kteří nezůstali u vypouštěcí voliéry a hledali po vypuštění nové teritorium.

Klíčová slova: disperze, domovský okrsek, radiotelemetrie, soft–release, záchranné programy

Reintroduction of the Little owl (*Athene noctua*) in the Pilsen region: post–release spatial behaviour of adults

Summary

Little owl (*Athene noctua*) is a small species of owl. In Central Europe, it lives mainly in agricultural landscape. It is a critically endangered species in Czech Republic and its population is continuing to decline. For that reason, a reintroduction program was launched in Pilsen in 2017. The released individuals are being monitored from 2020 by using radiotelemetry. In this master thesis, the success of reintroduction program and the spatial behavior of released adult little owls from 2020 and 2022 was being evaluated. Each year, a newly released pair was monitored at the release sites. A total of 18 released adults, 9 males and 9 females, were monitored during three years in the Pilsen region. Radiotelemetry started after the release of the individuals during the fledging period between July and September at four different locations. Daily behavior was evaluated in the form of an assessment of the type of resting places and the frequency of location changes between two recorded daily points. Females most often preferred farm houses in 32 % of cases, and males stayed in the release aviary in 43 % of cases. The greatest distance from the release aviary during the day and night was also recorded each day to determine dispersal. The correlation between days since leaving the release aviary and maximum distance traveled from the aviary was evaluated and was not statistically significant. The OpenJUMP software was used to calculate the size of night home ranges. MCP and KDE methods were used to estimate home range size. The mean home range size of all individuals over the entire monitoring period was 10.3 ha \pm 16 SD according to the 100% MCP, 7.7 ha \pm 12.1 SD according to the 95% MCP, and 4.8 ha \pm 6.3 SD according to the 90% MCP. The size of home ranges using the KDE method averaged 18.4 ha \pm 29.2 SD under 95% KDE and 14.5 \pm 22.9 SD under 90% KDE. Seven nights after leaving the aviary were assessed to compare the size of night home ranges between males and females. After statistical analysis, there was no statistically significant difference found. After comparing the size of home ranges during the fledging period with studies of individuals from the wild, it was found that the home ranges of the released individuals are slightly larger, possibly caused by some individuals not staying at the aviary and looking for new territory.

Keywords: dispersion, home range, radiotelemetry, soft–release, rescue programs

Obsah

1	Úvod	9
2	Vědecká hypotéza a cíle práce	10
3	Literární rešerše	11
3.1	Sýček obecný (<i>Athene noctua</i>)	11
3.1.1	Charakteristika	11
3.1.2	Rozšíření a habitat	12
3.1.3	Potrava	13
3.1.4	Teritorialita	14
3.1.5	Hnízdění	15
3.2	Populace v ČR	16
3.3	Ohrožení	17
3.3.1	Úbytek a degradace habitatu	17
3.3.2	Fragmentace populace	18
3.3.3	Predace a ostatní faktory.....	19
3.4	Radiotelemetrie	21
3.5	Hodnocení velikosti domovského okrsku	22
4	Metodika	24
4.1	Zájmové oblasti	24
4.2	Vypuštění jedinců.....	27
4.3	Technika radiotelemetrie.....	29
4.4	Vyhodnocení dat	30
5	Výsledky	31
5.1	Denní odpočinková místa	31
5.1.1	Složení odpočinkových míst.....	31
5.1.2	Změna odpočinkových míst během dne.....	33
5.1.3	Denní disperze	33
5.2	Noční lovné okrsky	36
5.2.1	Noční disperze	36
5.2.2	Hodnocení domovského okrsku pomocí MCP a KDE.....	38
5.2.3	Porovnání velikosti domovských okrsků mezi samci a samicemi.....	39
6	Diskuze	41
6.1	Vhodnost metodiky monitoringu	41
6.2	Vyhodnocení výsledků.....	42
6.3	Srovnání velikosti domovských okrsků s volně žijícími jedinci.....	42
6.4	Shrnutí úspěšnosti reintrodukce během tří let	44

7 Závěr	46
8 Literatura.....	47
9 Samostatné přílohy.....	I

1 Úvod

Sýček obecný (*Athene noctua* (Scopoli, 1769)) je sova (Strigiformes) menšího vzrůstu obývající převážně otevřené plochy. Jeho hlavní kořisti bývají drobní obratlovci a hmyz. V minulosti se v Česku jednalo o běžně se vyskytujícího nočního dravce, jehož charakteristické volání dokonce inspirovalo některé lidové pověry. Podle Červeného seznamu ptáků České republiky (Šťastný et al. 2017) se ale v současnosti jedná o kriticky ohrožený druh, jehož stavy nadále klesají. V roce 2017 bylo odhadováno, že se v Česku vyskytuje pouze 130 hnízdních párů (Chrenková et al. 2017). Dnes je tento počet pravděpodobně ještě nižší a sýček v dohledné době může v Česku čelit vyhynutí. Tento problém se netýká pouze České republiky, také v sousedním Německu, Polsku a Rakousku se rovněž velikost populace sýčka snižuje.

Mezi nejpravděpodobnější příčiny tohoto úbytku patří proměna přírodního prostředí. Sýčkovi nejvíce vyhovuje členěný terén s dostatkem ploch s nízkými travinami, jako jsou často sečené louky nebo pastviny. Právě změna technologie obhospodařování těchto lokalit a intenzifikace v zemědělství způsobuje ztrátu pestrosti krajiny a ohrožuje i další druhy vázané na zemědělskou činnost. Sýček na území tvořeném rozsáhlými monokulturami a přehnojenými, hustě zarostlými loukami není schopen najít dostatek potravy, což způsobuje nejen úhyny dospělých jedinců, ale také nižší úspěšnost při hnízdění. Tento postupný pokles počtu jedinců se již projevil fragmentací populace, ve kterých pak mladí jedinci nemohou migrovat. Izolovaným populacím pak tito migranti chybí a nevzniká dostatek párů, které by byly schopné zahnízdit

Další vážnou hrozbou pro sýčka jsou antropogenní vlivy. Sýček se běžně vyskytuje v blízkosti lidských obydlí, což ho vystavuje rizikům, jako jsou srážky s vozidly, nebo uvíznutí v technických pastech. Nejen sýčci, ale i další druhy sov a ptactva mohou zapadnout do komínů, nezakrytých sudů a nádrží na vodu či do dalších úzkých prostor, ze kterých pak nejsou schopni vyletět. V blízkosti lidských obydlí se kromě běžné kočky domácí (*Felis catus* Linnaeus, 1758) také často vyskytují kuny skalní (*Martes foina* (Erxleben, 1777)) jejichž vysoké počty na sýčka vyvíjejí značný predanční tlak.

Kvůli kritickému poklesu populace sýčka v České republice byla v roce 2017 zahájena reintrodukce sýčka na Plzeňsku (AOPK 2020). Po spuštění záchranného programu sýčka v roce 2020 Agenturou ochrany přírody a krajiny České republiky (AOPK) byl tento reintrodukční program zahrnut do aktivit naplňujících cíle záchranného programu sýčka obecného. Od roku 2020 se pak začali vypuštění jedinci intenzivně monitorovat pomocí radiotelemetrie. Monitoring vypuštěných jedinců by měl být základem každého reintrodukčního programu, protože teprve na jeho základě lze vyhodnotit úspěšnost programu a zjistit případné nedostatky. Radiotelemetrie navíc může pomoci nahlédnout do biologie druhu a lépe pochopit prostorové chování sýčků, kteří byli vypuštěni do volné přírody z chovu v lidské péči. Tyto informace pak mohou posloužit v plánování dalších opatření v rámci ochrany sýčka obecného nejen v České republice.

2 Vědecká hypotéza a cíle práce

Cílem této práce je zhodnocení úspěšnosti reintrodukčního programu sýčka obecného na Plzeňsku z let 2020–2022 a vyhodnocení prostorového chování a disperze vypuštěných adultních jedinců pocházejících z lidské péče. Práce se také zaměřuje na zjištění denního chování vypuštěných sýčků v podobě jejich preferovaných odpočinkových lokalit a změn mezi nimi.

Jelikož se tato práce odlišuje od klasické experimentální studie srovnávacího charakteru, je koncipována jako studie primárně deskriptivní. Přesto byly pro účely splnění podmínek DP určených FAPPZ stanoveny následující hypotézy:

H1: Velikost domovského okrsku reintrodukovaných adultních jedinců na vypouštěcí lokalitě bude ve sledovaném období menší oproti domovským okrskům volně žijících jedinců.

H2: Velikost domovského okrsku reintrodukovaných samic na vypouštěcí lokalitě bude ve sledovaném období větší než velikost domovského okrsku vypuštěných samců.

3 Literární rešerše

3.1 Sýček obecný (*Athene noctua*)

3.1.1 Charakteristika

Sýček obecný (*Athene noctua*) patří do řádu sovy (Strigiformes) čeledi puštíkovití (Strigidae). Sýček je malý sedentární druh vážící mezi 180–230 g, kde samice jsou o něco těžší než samci (Rahbek 2009). Jeho potrava bývá rozmanitá, hlavní složku tvoří hmyz a drobní obratlovci (Van Nieuwenhuysse et al. 2008). Sýček obecný je ve střední Evropě predátor zemědělské krajiny. Je široce rozšířený v různých polootevřených habitatech po celé Evropě (van Nieuwenhuysse et al. 2008) a preferuje travnaté plochy, louky a pastviny (Šálek et al. 2010), které pro něj představují ideální místo pro shánění potravy.

Tento noční dravec je teritoriální a většinou žije v páru celoročně ve stejném teritoriu po celou dobu svého života (Génot et al. 1997). Jeho teritorium nebývá velké, sýček většinou létá jen na krátkou vzdálenost (Cramp 1985; Van Nieuwenhuysse et al. 2008). Sýček obecný je monogamní a samec i samice se spolu podílejí na odchovu mláďat (Van Nieuwenhuysse et al. 2008). Přírodním místem k hnízdění jsou pro sýčka různé dutiny stromů, ale v dnešní době sýček ve střední Evropě typicky hnízdí v objektech vytvořených člověkem (Šálek & Schröpfer 2008). Obzvláště oblíbená místa k hnízdění bývají starší zemědělská stavení, jako jsou například stodoly a půdy starých nepoužívaných budov.

Exo a Scherzinger (1989) popsali až 22 různých druhů vokalizace sýčka. Vokální aktivita sýčků bývá poměrně nízká, nejvíce sýčci vokalizují před námluvami a v jejich průběhu. Samec v době toku vydává charakteristický zvuk, kterým láká samici do svého teritoria. V ideálních podmínkách jsou sýčci pravděpodobně schopni slyšet volání jiného jedince až na dálku 4 km (Jacobsen et al. 2013). Častější vokalizace sousedících jedinců může snižovat vzájemné překrytí jejich domovských okrsků (Zuberogoitia 2007).

Oproti ostatním druhům sov není sýček tak skvěle adaptovaný na lov v noci a k chytání kořisti používá hlavně vizuální kontakt (Ille 1983; Schönn et al. 1991). Sýček nemusí být proto vždy striktně noční (nokturnální) druh. Loví také za soumraku a za rozbřesku, dokonce je schopný lovit i za denního světla (Meyknecht 1941; Al-Melhim et al. 1997; König & Weick 2008). Ani jeho schopnost užití sluchu není v porovnání s jinými sovami tak dobrá. Jeho obličejový disk je poněkud plochý (Schönn et al. 1991; König & Weick 2008) a nemá asymetrické uši (Kringse et al. 2018), které jsou jednou z typických adaptací sov, umožňující přesnou lokalizaci kořisti. Podle Norberga (1977) se mezi sovami takto umístěné uši nezávisle na sobě vyvinuly až sedmkrát v průběhu jejich evoluce. Zajímavé je, že podle studie Kringse et al. (2018) se v embryonálním vývoji sýčka objevuje asymetrické umístění uší přesně ve stejném stupni vývoje, ve kterém se asymetrie vyvíjí u sovy pálené (*Tyto alba* (Scopoli, 1769)). Zatímco asymetrie u sovy pálené zůstává, u sýčka obecného mizí a jeho uši se stávají symetrickými těsně před vylíhnutím.

3.1.2 Rozšíření a habitat

Rozšíření sýčka obecného je v palearktických oblastech od Ibérie po Čínu, v severní Africe a v Arábii (Cramp 1985). Dánsko představuje severní hranici jeho geografického výskytu (Nyegaard & Grell 2008). Sýček obecný se také vyskytuje v Británii, do které byl ale introdukován v 19. století člověkem (RSPB; Mikkola 1983). Rovněž byl sýček mezi lety 1906–1910 záměrně vysazen na Novém Zélandu za účelem kontroly populace malých zavlečených druhů ptáků škodících v sadech a na dalších plodinách (Thomas 2013). Za použití analýzy mtDNA (mitochondriální DNA) bylo zjištěno, že se v Evropě vyskytují čtyři odlišné skupiny sýčků (Pellegrino et al. 2014).



Obrázek 1: Mapa rozšíření sýčka obecného (*Athene noctua*), zeleně je vyznačen původní výskyt, oranžově nepůvodní výskyt (Zdroj: BirdLifeInternational 2023, <http://datazone.birdlife.org/species/factsheet/little-owl-athene-noctua>)

Habitat sýčka ve střední Evropě

Sýček obecný není specializován pouze na jeden habitat, ale vyskytuje se v širokém rozsahu zemědělských a příměstských biotopů, s výjimkou vysoce zalesněných oblastí (Žmihorski & Romanowski 2009). Sýček preferuje otevřené prostředí polních a travnatých ploch, ve svém habitatu ale také potřebuje určité množství zalesněné plochy, orné půdy, zahrad, sadů a zemědělských budov (Šálek et al. 2016). Zároveň také preferuje lokality s vyšším množstvím menších travnatých ploch, před velkými jednolitými travními porosty (Dalbeck et al. 1999). Příčinou je pravděpodobně jeho technika lovu. Sýček většinou loví svou kořist přepadnutím z vyvýšeného místa, kterými jsou například větve stromů, ploty nebo střechy domů. Podle Žmihorskiho a Romanowskiho (2009) je pro sýčka tedy nejvhodnějším habitatem prostředí mezi zalesněnými oblastmi a zastavěnými pozemky. Sýčci se většinou vyhýbají hustě zalesněným oblastem, ve kterých pravděpodobně nejsou schopni efektivně

kořist lovit, nebo zde nenacházejí vhodné kořisti dostatek. Navíc se zde vyskytují větší druhy sov a dravců, kteří mohou sýčka predovat.

Jedním z oblíbených míst k lovu jsou zatravněné oblasti s kratšími travinami, které nejsou příliš husté. Nižší vzrůst vegetace napomáhá lepší přístupnosti kořisti a snižuje energetické náklady vynaložené na samotný lov (Devereux et al. 2004). Rychlejší a efektivnější lov také pomáhá snížit risk predace. Ztráta takovýchto vhodných míst k lovu je jedním z faktorů, který ohrožuje populace sýček nejen v České republice (Šálek & Schröpfer 2008). Žmihorski a Romanowski (2009) se ale domnívají, že zatravněné plochy nemusí vždy být ve výskytu jedinců důležité. Nárůst sýček žijících v městech (Grzywaczewski 2006), kde se tolik vhodných zatravněných ploch nevyskytuje, může potvrdovat, že ztráta lovišť na travnatých plochách nemusí v úbytku sýčka nutně hrát hlavní roli.

Období pozdního jara se často vyznačuje vysokým a hustým porostem vegetace a bývá jedním ze dvou období vysoké mortality dospělých jedinců (Exo 1988, Šálek 2004). Vysoký, hustý a často polehlý porost znemožňuje sýčkovi dobrý výhled na kořist a vzhledem k jeho menšímu vzrůstu se mu v něm i hůře loví. Pro sýčka je tedy lov v takovýchto porostech náročnější a méně výnosný. Druhé období s vysokou mortalitou dospělců nastává také v zimě, obzvláště pokud dlouhodobě přetrvává sněhová pokrývka (Cramp 1985, Schönn et al. 1991, Bauer & Berthold 1996).

3.1.3 Potrava

Potrava sýčka obecného bývá rozmanitá a mění se v čase podle dostupnosti kořisti. Výzkum Šálka et al. (2010) potvrdil, že se ve střední Evropě potrava sýčka zřetelně mění. Změna složení potravy se ve střední Evropě během roku projevuje hlavně v rozdílném poměru mezi obratlovci a bezobratlými. Množství obratlovců v potravě se zvyšuje v zimě, zatímco v teplejších měsících sýček častěji loví bezobratlé (Romanowski et al. 2013). Ve střední Evropě jsou v zimním období pro sýčka nejvýznamnější kořisti hlavně drobní savci, zatímco během hnízdění sýček dominantně loví hmyz (Ille 1992). Ve studii Romanowskiho et al. (2013) tvořil v zemědělské krajině ve středu Polska 77 % potravy hmyz, nejčastěji se jednalo o brouky (Coleoptera). V potravě se také vyskytovaly kroužkovci (Annelida) a to hlavně žížaly, které se vyskytovaly přibližně ve 30 % zkoumaných vývržků. Nejvíce biomasy tvořili drobní obratlovci, v 96 % byli zastoupeni hlodavci. Hraboš polní (*Microtus arvalis* (Pallas, 1778)) patřil mezi nejčastěji loveného hlodavce, který tvořil 39,7 % celkové biomasy kořisti sýčka.

Dále se podle studie Šálka et al. (2010) potrava sýčka na západě České republiky na jihozápad od Plzně skládala z 64,4 % z hmyzu, který ale tvořil jen 1,2 % hmotnosti celkové biomasy kořisti. Nejvíce hmotnosti v jeho potravě představovali drobní savci (96,8 %). Z obratlovců se v kořisti sýčka vyskytovali hlavně drobní savci, ptáci byli přítomni jen příležitostně. Hraboš polní (*Microtus arvalis*) byl mezi savci jeho nejčastější kořistí. Celkově tvořil 24,4 % jeho potravy a zaujímal až 69,1 % hmotnosti kořisti. Druhým nejčastěji loveným savcem byla myšice (*Apodemus spp.* Kaup, 1829). Představovala 2,1 % celkové kořisti a 7,5 % hmotnosti. Z hmyzu podle Šálka et al. (2010) sýček nejčastěji lovil brouky (Coleoptera). Mezi nejčastěji zastoupené druhy patřil například *Pterostichus melanarius*

(Illiger, 1798), který tvořil 35,5 % hmyzu v potravě a kvapník měnivý (*Harpalus affinis* (Schrank, 1781)), tvořící 12,3 % hmyzí kořisti.

Do Velké Británie byl sýček introdukován v 19. století člověkem (RSPB; Mikkola 1983). Hounsou et al. (2004) zde studoval složení potravy sýčka a v nalezených vývrzcích se vyskytovali kroužkovci (Annelida), brouci (Coleoptera), drobní obratlovci včetně netopýrů (Microchiroptera), měkkýši a ptáci. Ve všech 39 zkoumaných vývrzcích, s výjimkou jednoho, byli nalezeni kroužkovci včetně zbytků zeminy. V 80,5 % případů byly také ve vývrzcích nalezeny části vegetace, které sýček pravděpodobně pozřel spolu s kořistí. V 80 % vývržků se nacházeli brouci. Drobní hlodavci se vyskytovali v 50 % zkoumaných vývržků pouze v létě a na podzim, na jaře nebyla ve vývrzcích zaznamenána jejich přítomnost. Ostatky pěvců ve vývrzcích byly zjištěny pouze na jaře a na podzim v 15 % případů. Měkkýši se vyskytovali v potravě pouze na jaře a v létě, a to jen řídce, pouze v 5 % zkoumaných vývrzcích.

V Řecku a Portugalsku bylo složení potravy sýčka oproti střední Evropě rozdílné. V mokřadním biotopu v Řecku se v potravě nacházelo méně hmyzu. Složení kořisti bylo 52 % hmyzu a 41 % drobných savců. Nejčastěji loveným savcem byli hlodavci rodu *Microtus*. V potravě byli nalezeni také ptáci, plazi, ryby a různé druhy bezobratlých, kteří dohromady představovali 7 % celkové kořisti (Goutner & Alivizatos 2003). V Portugalsku ve stepním habitatu se obratlovci vyskytovali pouze minimálně. Nejčastější predovanou kořistí zde byl hmyz. Mezi nejvíce zastoupené rody hmyzu patřili brouci (Coleoptera) a rovnokřídlí (Orthoptera). Obratlovci tvořili pouze 1,45 % celkové kořisti (Tomé et al. 2008).

V potravě sýčka v Izraeli podobně jako v Evropě nejvíce biomasy tvořili savci (Charter et al. 2006). V oblasti Kibbutz Sde Eliyahu se potrava skládala ze 76,4 % bezobratlých a 21 % savců. Ptáci tvořili 1,8 % potravy a plazi 2,2 %.

Shao a Liu (2008) studovali složení potravy sýčka v pouštním habitatu v Číně. Drobní savci dohromady tvořili 53,9 % potravy a pískomil jižní (*Meriones meridianus* (Pallas, 1773)) byl nejčastěji loveným savcem. Dále se potrava v 27,4 % skládala z brouků a 18 % představovali plazi. V potravě se také vyskytovali ptáci, ti ale tvořili jen 0,6 % potravy.

3.1.4 Teritorialita

Sýček obecný je teritoriální druh. Podle studie Zuberogitia et al. (2007) ze severního Španělska, kde se stále vyskytuje poměrně hustá populace sýčka obecného, se během roku domovský okrsek značně lišil. Během rozmnožovacího období se jedinci drželi ve vlastních exkluzivních domovských okrscích, zatímco v zimě se okrsky sousedící jedinců často překrývaly. Sýčci, kteří ztratili svoji snůšku, rozšířili svůj domovský okrsek a sdíleli stejné oblasti pro hledání potravy s ostatními jedinci. Během zimy ale nebylo neobvyklé nalézt několik jedinců blízko sebe bez projevů vzájemné agresivity bez ohledu na věk a pohlaví.

Domovský okrsek sýčka obecného byl ve studii Zuberogitia et al. (2007) během roku průměrně 15 ha velký. Podle Sundeho et al. (2009) byla ale průměrná velikost domovského okrsku za použití metody 90% MCP (90% minimální konvexní polygon) 41 ha. Během kladení vajec a výchovy mláďat se velikost domovského okrsku výrazně zmenšila – nejmenší zaznamenaná velikost okrsku byla 4,3 ha (Zuberogiti et al. 2007). Hledáním potravy v okolí

hnízda dospělí jedinci šetří energetické výdaje, které jsou v období výchovy mláďat mnohem větší.

Sýček své teritorium trvale sdílí s reprodukčním partnerem. Prostorové chování samců a samic v Rahbekově studii (2009) bylo podobné, jen během hnízdního období samice sháněly potravu blíže u hnízda. Rozložení denních a nočních aktivit obou jedinců v páru se úplně prolínala a byla umístěna blíže k sobě, než by se očekávalo při náhodné distribuci. To by mohlo naznačovat trvalý vztah páru (Rahbek 2009). Žádný ze sledovaných párů se v Rahbekově studii (2009) nerozpadl, jen jedinci, kteří ztratili svého partnera, opustili své teritorium mezi 6–12 měsíci v další hnízdní sezóně, pokud se jim nepovedlo přilákat nového partnera. Jedinci hledající partnery mezi obsazenými teritorii jsou proto v populaci důležití a pomáhají kompenzovat mortalitu hnízdících jedinců.

Vokalizace sýčků se v průběhu roku silně mění v závislosti na ročním období. To pravděpodobně znamená, že samci sýčků brání svoje hnízdo a družku (Jacobsen et al. 2013). Podle studie Hardouina et al. (2006) jsou sýčci schopni rozlišit mezi hlasy svých sousedů a cizích jedinců. To pro sýčka může přinášet řadu benefitů. Teritorialita je totiž pro jedince energeticky náročná, protože jedinec musí strávit čas a energii hlídáním, označováním a odháněním ostatních jedinců ze svého teritoria. Zároveň tím riskuje zranění a útok predátora (Bradbury & Vehrencamp 1998). Schopnost rozlišení sousedů od cizích jedinců může tyto náklady snížit, protože sousedící jedinci většinou nepředstavují vážné ohrožení vlastního teritoria (Hardouina et al. 2006). Tato nižší agresivita k sousedovi se označuje jako fenomén „dear enemy“ (drahý nepřítel) (Fisher 1954).

3.1.5 Hnízdění

V období páření přilákává samec sýčka samici svým specifickým voláním. Samice po zahrnutí obvykle snese 3–7 vajec a mláďata jsou vzletná asi měsíc po vylíhnutí (Van Nieuwenhuysse et al. 2008). Mláďata altriciálních ptáků, mezi které patří i sýček, mají po dosažení vzletnosti a opuštění hnízda období závislosti na rodičích (Pedersen et al. 2013). Podle této studie zůstávají mláďata sýčka po dosažení vzletnosti závislá na rodičích průměrně 35 dní. Juvenilové zůstávají v rodném místě průměrně 45 dní do svého osamostatnění a následného rozletu do vlastních teritorií. V době, kdy jsou mláďata závislá na rodičích, žebrají o potravu jednoslabičným voláním, které zní jako drsné „szip“ nebo „chsiij“ (Cramp 1985). Sýčci mají poměrně krátkou natální disperzi, průměrně okolo 3 km, ale jsou známy i záznamy juvenilů cestujících až 200 km od rodného místa (Exo 1992). Dospělí jedinci ale oproti juvenilům své teritorium většinou neopouštějí (Exo 1992).

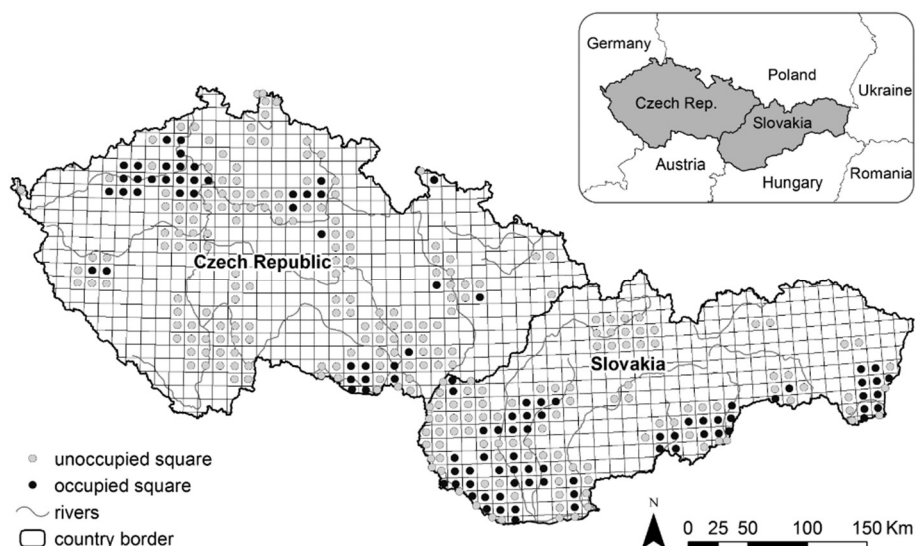
Ve střední Evropě si sýček hnízdo většinou vytváří v různých dutinách. Přirozeně se jedná například o dutiny ve stromech nebo štěrby vzniklé mezi skálami. Dnes ale sýček jen vzácně hnízdí v přírodou vzniklých stromových dutinách, většina hnízd se nachází v lidských objektech. Mezi oblíbená místa patří venkovská zemědělská stavení (Šálek & Schröpfer 2008). Ve studii Šálka (2014) z roku 2014 nebylo zaznamenáno ani jedno přirozené hnízdiště v dutinách stromů nebo v zemi dutině. Ve studii Chrenkové et. al (2017) analyzovali hnízdní preference sýčků a z 325 obsazených teritorií bylo 55,7 % hnízd v zemědělských objektech a 39,1 % v obytných budovách. Dále sýčci hnízdili v průmyslových budovách (2,1 %),

v kostelech a hradech (1,5 %). Byly zaznamenány pouze dva případy přirozených hnízdišť v zahradách nebo sadech a jen jednou se potvrdilo hnízdění v dutině stromu. Sýček je také ochotný využívat hnízdní budky zavěšené ve vhodných lokalitách. Ty by měly být umístěny tak, aby zamezily přístupu predátorů, jako je například kuna skalní (*Martes foina*).

3.2 Populace v ČR

Rozsah výskytu sýčka obecného se v České republice během let 1985 a 2003 zmenšil 60 % (Šťastný et al. 2006) a celková hustota populace během let 1993 a 2006 klesla o 70 % (Šálek & Schröpfer 2008). Pokračující postupný úbytek jedinců v Česku i v nejvíce početných populacích, kde populační hustota byla poměrně vysoká (Šálek 2014) vede k vysoké fragmentaci populace (Chrenková et al. 2017). Studie Chrenkové et al. (2017) odhaduje počet hnízdicích párů v roce 2017 na 130 párů v České republice a 550 párů na Slovensku. Ve srovnání s rokem 1993–1995 (Schröpfer 1996) představuje 130 hnízdicích párů v roce 2017 v České republice pokles velikosti populace až o 87–94 %. Takovýto obrovský pokles populace je alarmující.

Průměrná populační hustota sýčka dohromady v Česku a na Slovensku byla v roce 2017 0,19 volajících samců na 10 km² (Chrenková et al. 2017). Pro srovnání: v Polsku bylo 0,7 volajících samců na 10 km² (van Nieuwenhuysse et al. 2008), v Rakousku 0,3–2 volající samci na 10 km² (Ille & Grinschgl 2001) a v Německu 1,4–1,7 volajících samců na 10 km² (van Nieuwenhuysse et al. 2008).



Obrázek 2: Výskyt sýčka po mapování jeho výskytu v roce 2015–2016 v Česku a 2009–2014 na Slovensku. Černě jsou znázorněny obsazené lokality, šedě lokality, kde byl monitoring prováděn, ale výskyt sýčka nebyl zaznamenán. Zdroj: Chrenková et al. 2017

3.3 Ohrožení

Sýček obecný spolu s dalšími druhy živočichů vázanými na zemědělskou krajinu zažívá ve střední Evropě prudký pokles velikosti populace. Velikosti populací druhů ptactva běžně se vyskytujících v evropské zemědělské krajině klesly o přibližně 57 % v období mezi lety 1980–2013 (PECBMS 2015). Podle klasifikace Červeného seznamu IUCN je sýček klasifikován jako druh málo dotčený – Least Concern (LC) (Birdlife international 2023). Ovšem v České republice podle vyhlášky Ministerstva životního prostředí č. 395/1992 Sb., kterou se provádějí některá opatření zákona č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny, patří sýček mezi zvláště chráněné druhy a je považován za silně ohrožený druh (Ministerstvo životního prostředí 1992). Podle Červeného seznamu ptáků České republiky (Šťastný et al. 2017) je sýček kriticky ohrožený – Critically Endangered (CR).

V jednotlivých zemích střední Evropy jsou všude zjišťovány velké poklesy stavů místních populací. Například v Polsku klesl počet sýčků mezi roky 1994 a 2004 o 50 %. (Grzywaczewski 2006; van Nieuwenhuysse et al. 2008; Kitowski & Stasiak 2013) Velikost populace sýčka obecného se snižuje také v Belgii, Německu, Holandsku a Británii (van Nieuwenhuysse et al. 2008). V Dánsku a Lucembursku se populace sýčka blíží k vyhynutí (Lorge 2006; Thorup et al. 2010; Jacobsen et al. 2013).

Populační trend sýčka v České republice je i v dnešní době stále klesající. Podle Šálka a Schröpfera (2008) klesla hustota hnízdicích párů populace klesla z 0,33 [bps] 10 km⁻² na 0,12 [bps] 10 km⁻² v prvním (1993–1995) a v druhém (1998–1999) monitorovacím programu. (bps = breeding pairs). V dalším monitorovacím programu v roce 2005–2006 byla průměrná populační hustota odhadnuta na 0,1 [bps] 10 km⁻². Jedním z typických znaků dnešních populací je jejich výskyt s vysokou lokální populační hustotou (core areas) oproti okolí, které zůstává neobsazeno. Podle Andersena et al. (2017) bude snižování velikosti populace sýčka v Evropě pravděpodobně pokračovat v průběhu dalších 100 let. Populace žijící na severu Evropy mají oproti populacím žijícím na jejím jihu podle Andersena et. al (2017) větší pravděpodobnost, že budou ubývat až do úplného zmizení.

3.3.1 Úbytek a degradace habitatu

Jedním z nejdůležitějších faktorů figurujících v úbytku ptactva vázaného na zemědělské oblasti je proměna habitatu. Zemědělské intenzifikace, mechanizace, monokultury a další změny v obdělávání zemědělských ploch mají negativní dopad na významné parametry, jako je dostupnost hnízdních míst, úspěšnost rozmnožování a efektivní hledání potravy (Newton 2004). Studie Staggenborga et al. (2017) potvrdila silnou spojitost mezi hnízděním sýčků v jednotvárné zemědělské krajině a vyššími náklady na shánění potravy. Proto oproti sýčkům hnízdicím v pestrém, členěném území pak tyto páry méně často krmí mláďata. Změna původního prostředí způsobila fragmentaci mnoha populací, což má za následek vznik metapopulací (Andersen et al. 2017).

Nejenom úbytek zatravněných ploch, luk nebo pastvin zapůsobil negativně na velikost populace sýčka. Intenzivní management na zbylých loukách a dalších travnatých plochách, spočívající ve zvyšování množství dusíku v půdě hnojením nebo doséváním konkurenčních

druhů travin (např. *Lolium* sp.), zaručuje mnohem vyšší, hustší ale zároveň často polehlé porosty, které mohou snížit dostupnost kořisti pro sýčka (Šálek et al. 2010). Sýček ji pak obtížně vypátrá a kvůli své menší velikosti má problém v takových porostech úspěšně kořist ulovit, přestože je jí zde dostatek.

Šálek a Schröpfer (2008) se proto domnívají, že změny v hospodaření na zemědělsky využívaných plochách spojené s vymizením tradičních postupů udržování travnatých ploch jejich spásáním a pravidelným sečením, jsou jedním z hlavních faktorů dlouhodobého úbytku populace sýčka. Rovněž další studie (Thorup et al. 2010) dospěla k závěru, že degradace a zmenšení tradičně obhospodařovaných zemědělských pozemků a pastev pravděpodobně vede k úbytku potravy přístupných hlavně během hnízdního období je jedním z nejzávažnějších příčin úbytku sýčků.

Také Žmihorski a Romanowski (2009) se domnívají, že proměna stanovišť a úbytek míst k hnízdění není příčinou poklesu populace sýčka obecného, nýbrž je to důsledek změny typu vegetace, úbytku pastvin a rovněž zvýšení rozsahu opuštěných ploch s vyšší rostlinnou sukcesí, které snižují optimální místa pro lov. Zjištění preference habitatu u mizejících druhů jako je sýček, může proto hrát významnou roli při jejich ochraně a dalších reintrodukčních plánech.

3.3.2 Fragmentace populace

Dalším z možných důvodů poklesu velikosti populace sýčků je její rozpad na několik malých izolovaných populací, které nejsou schopné mortalitu vyvažovat imigrací jedinců z okolních oblastí (Šálek & Schröpfer 2008). Pokud neexistuje dostatečné množství volných jedinců hledajících partnera, může v malé populaci ztráta reprodukčního partnera zásadně ovlivnit reprodukční schopnost druhu. Malé a izolované subpopulace jsou také více závislé na hnízdní úspěšnosti a na místním přežívání dospělých a juvenilních jedinců (Šálek 2014). Náhodná mortalita, tuhá zima nebo další nečekané události mohou takovouto populaci silně ohrozit a může dojít i k jejímu zániku (Šálek 2014).

Oblasti s nízkou populační hustotou mohou být obzvlášť náchylné i na malé úbytky v počtu obsazených stanovišť. S nižší populační hodnotou klesá propojenost lokality v rámci celé populace a méně obsazených stanovišť ztěžuje migrujícím jedincům najít zde partnera. Nedostatek juvenilních jedinců pak může způsobit prohlubující se izolaci a fragmentaci obsazených lokalit. To by mohlo vést až k rychlému vymírání v rámci rozsáhlých oblastí (Chrenková et al. 2017).

Schaub et al. (2006) porovnávali čtyři lokality výskytu sýčka obecného ve Švýcarsku a v jižním Německu a zjistili, že rozdíly v počtech jedinců mezi nimi byly dány především mírou přežití juvenilních jedinců a mírou imigrace. Přežití dospělých jedinců a jejich plodnost nebyla zásadní. Jelikož jsou dospělí jedinci věrni svému hnízdišti a málokdy opouštějí své teritorium, imigrují převážně juvenilní jedinci. Imigrace juvenilních jedinců je důležitou kontribucí k růstu ve všech sledovaných lokalitách. Pokud by imigrace byla zastavena, žádná z populací ve sledovaných lokalitách by patrně nepřežila.

Le Gouar et al. (2011) předpokládá, že úbytek populace sýčka je pravděpodobně také způsoben sníženou mírou přežití juvenilních jedinců. Celkový úbytek se pak násobí a zvětší

během horších let spojených s nízkou mírou přežití také dospělých jedinců. Většina sýčků hnízdí již v prvním roce, proto množství juvenilních jedinců, kteří jsou schopni přežít, přímo ovlivňuje míru přibývání nových jedinců do populace. Přežití juvenilních jedinců je tedy klíčové v dynamice populace sýčka, ale změny v míře přežití dospělých jedinců také hrají důležitou roli (Le Gouar et al. 2011). V populaci, která je extrémně malá, může tedy každý jedinec být zásadní pro její přežití.

3.3.3 Predace a ostatní faktory

Nárůst populace kun skalních (*Martes foina*) (Mitchell–Jones et al. 1999) zvyšuje predací tlak na sýčka a napomáhá k jeho úbytku. Podobně jako sýček žije kuna ve střední Evropě synantropně a preduje mladé i dospělé jedince sýčka. Sýčci se také často stávají kořistí koček domácích (*Felis catus*), které se běžně vyskytují nejen na venkově. Pro nezkušená mláďata by mohli kromě koček ohrožení také představovat potkani (*Rattus norvegicus* (Berkenhout, 1769)) (AOPK 2020). Mezi další predátory sýčka patří například liška obecná (*Vulpes vulpes* (Linnaeus, 1758)) nebo káně lesní (*Buteo buteo* (Linnaeus, 1758))



Obrázek 3: Samice zatažená za trám kunou (zdroj: vlastní foto)



Obrázek 4: Detail samice predované kunou (zdroj: vlastní foto)

Celkový úbytek velkého hmyzu ve volné přírodě a místně se projevující úbytek malých savců může způsobit nedostatek potravy během hnízdění. Nedostatek potravy snižuje úspěšnost zahnízdění a zvyšuje úmrtnost dospělých jedinců (Thorup et al. 2010). Negativním vlivem na velikost populace sýčka jsou také tuhé zimy s dlouhodobě trvající pokrývkou sněhu (van Nieuwenhuysse et al. 2008) zvyšující mortalitu sýčků. Proto jsou oblastmi výskytu sýčka obecného v ČR (Obr. 2) teplé a suché nížiny Poohří, Polabí a Jižní Moravy.

K nárůstu mortality sýček ve střední Evropě přispívá intenzivnější lidská činnost. Jelikož sýček žije synantropně a je blízce vázán na lidská obydlí, antropogenní vlivy ho ohrožují poměrně často. Jedná se například o kolize s dopravními prostředky, poranění elektrickým proudem nebo nárazy do oken (AOPK 2020). Další závažnou hrozbou jsou pro sýčka technické pasti vyskytující se často v okolí hospodářských stavení. Bylo zaznamenáno mnoho úhynů (nejen sýčka) způsobených uvíznutím v úzkém prostoru. Sýček z takového místa není schopen vylézt a hyne na dehydrataci nebo vyhladovění. Mezi technické pasti především patří svislé dutiny komínů, dešťových svodů a ventilací. Sýčkovi také může hrozit utonutí v nezakrytých sudech na dešťovou vodu nebo dalších nezabezpečených vodních plochách.

Se stále klesající velikostí populace může být sýček v blízké budoucnosti ohrožen také rizikem inbreedingu a ztrátou rozmanitosti genů. Podle výzkumu Pellegrina et al. (2015) je v evropské populaci sýčka obecného genetická diverzita i přes značný pokles velikosti populace zatím průměrná. Průměrná heterozygotnost je podobná jako u dalších dvou druhů sov, puštíka obecného (*Strix aluco* Linnaeus, 1758) a sovy pálené (*Tyto alba*). Znalost genetické struktury populace a stupně genetické diverzity u druhu jako je sýček, který v mnoha evropských zemích prochází silným úbytkem populace, může hrát významnou roli v managementu dalších ochranných aktivit ve snahách o reintrodukci (Pellegrino et al. 2015).

Aby populace zůstala geneticky životaschopná a zabránilo se ztrátě genetické diverzity, měla by podle Pellegrina et al. (2017) mít nejméně 1000 jedinců, v závislosti na mortalitě konkrétní populace. Andersen et al. (2017) dále tvrdí, že aby se zachovalo 95 % genetické rozmanitosti po dobu delší než 100 let, je potřeba minimálně 1000 jedinců a pro zachování 99% genetické diverzity po dobu delší než 100 let by bylo potřeba nejméně 4500 jedinců. U populací, které jsou velmi málo početné, jako jsou například ty v Polsku nebo v Česku, Andersen et al. (2017) navrhuje zavést řešení zvyšující genetický tok (gene flow), kterými by mohly být třeba aktivní translokace jedinců mezi populacemi. To ale má svá vlastní rizika a translokace mohou být náročné na provedení a finančně nákladné. Dalším možným řešením může být doplňování divoké populace jedinci z lidské péče pomocí reintrodukčních programů.

Reintrodukční program na Plzeňsku vznikl v roce 2017 za účelem posílení populace a zvýšení její životaschopnosti (Zoo Plzeň). Vypouštěcí lokality byly vybrány podle předchozích studií vhodných habitatů pro sýčka obecného, jako byla například studie Šálka & Schröpfera (2008). Od roku 2020 je na Plzeňsku prováděna pravidelná radiotelemetrie po vypuštění dospělých jedinců a jejich mláďat.

3.4 Radiotelemetrie

Radiotelemetrie je jedním z důležitých nástrojů ve studiu zvířecího chování, ekologie, managementu a ochraně volně žijících zvířat (Amelon et al. 2009). Poskytuje nestranný údaj o prostorových a mezidruhových interakcích sledovaného jedince i v době, kdy nevolkuje (Jacobsen et al. 2013). To je výhodou oproti akustickému monitoringu, který lze provozovat právě jen v období, kdy jsou jedinci ochotni odpovídat na nahrávky volání. Díky radiovým vysílačkám lze sledovat pohyby zvířat, jejich migrační trasy, rozptýlení a domovské okrsky. Technologie se neustále vylepšuje a postupně se velikost vysílaček zmenšila, což umožňuje sledování i menších druhů zvířat. Dále byly také vylepšeny radiopřijímače, satelitní přijímače a používá se již i technologie GPS (global positioning system). Moderní počítačový hardware a software také umožnil lepší zpracování dat v radiotelemetrických studiích (Amelon et al. 2009).

Základními součástmi vysílačky jsou vysílací zařízení s rádiovým vysílačem, zdroj energie a vysílací anténa. K přijímání signálu je potřeba být vybaven anténou, přijímačem signálu a zdrojem energie (Amelon et al. 2009). Anténa slouží k zesílení a získání signálu pro rádiový přijímač a také pomáhá v zjišťování směru signálu. Antény mohou mít různý tvar. Používají se například jednoduché drátové antény nebo dipólové antény, Yagi antény nebo antény ve tvaru H (Amelon et al. 2009).

Radiotelemetrické systémy nejčastěji používané ve výzkumu volně žijících živočichů jsou založeny na užití VKV (velmi krátké vlny), UKV (ultra krátké vlny) a GPS (globální polohový systém). Pro menší a lehčí živočichy je ale dostupný pouze systém VKV (Amelon et al. 2009). Podle doporučení American Society of Mammalogists (1998) by celková hmotnost vysílačky a ostatních materiálů použitých k jejímu připevnění neměla přesáhnout 5 % celkové váhy jedince před jejím připevněním. Kenward (2001) ale doporučuje pro menší druhy zvířat a pro zvířata závislá na schopnosti letu váhu vysílačky menší než 3 % tělesné hmotnosti.

Metody Radiotelemetrie

Mezi dvě hlavní techniky radiotelemetrie patří metoda homing a triangulace. Homing metoda zahrnuje přímé dohledání pozice vysílačky telemetristou. Nejlepším potvrzením přesnosti pozice je vizuální kontakt. Homing využívá směr signálu a jeho sílu. Čím blíže je radiotelemetrista k sledovanému jedinci, tím silnější je signál. Pomocí nastavení rádia lze signál zeslabovat až k přesné lokalizaci jedince s vysílačkou.

Triangulace využívá více telemetristů, kdy každý z potvrzených míst (například pomocí GPS) zaměří směr signálu, ideálně v úhlu 90°. Protnutím jejich azimutů vzniká polygon, ve kterém by se sledovaný jedinec měl teoreticky nacházet (Amelon et al. 2009). Použití této metody je náročnější než metoda homing a spoléhá se na dobrou vzájemnou komunikaci mezi telemetristy

3.5 Hodnocení velikosti domovského okrsku

Domovský okrsek se může vztahovat na jednoho jedince nebo na celou skupinu a jedná se o území, ve kterém zvíře či skupina obvykle vykonává své denní aktivity (Burt 1943). Teritorium je potom území v rámci domovského okrsku, které si zvíře nebo skupina zvířat aktivně brání (Burt 1943).

Zatím není standardizován způsob vypočítávání velikosti domovského okrsku, ale existuje několik různých metod (Powell 2000). Gregory (2017) uvádí, že pokud se k vypočítání domovského okrsku používají data z kratšího období, než je rok, je potřeba jasně definovat časové rozmezí sbírání dat. Díky tomu se pak dá studie srovnávat s ostatními podobnými studii prováděnými ve stejném časovém období. K vypočítání velikosti domovského okrsku se používá specializovaný software. Programů používaných k tomuto účelu je více a každý z nich může mít mírně rozdílné výsledky. Mezi nejčastěji využívaný software patří například QGIS, ArcGIS[®] nebo OpenJUMP.

Jedny z nejčastěji používaných metod jsou metody MCP (minimální konvexní polygon) a KDE (Kernel density estimation). Odhadování velikosti domovského okrsku může být v některých případech náročné. Gregory (2017) například uvádí jako z jeden z problémů otázku, zda by se měla do výpočtu domovského okrsku zahrnovat místa, ve kterých se zvíře pohybovalo jen výjimečně nebo místa mezi dvěma zaznamenanými body výskytu. Proto existuje více metod, které mají podle Gregoryho (2017) každá své klady i zápory. Mezi běžně používané metody patří například:

Grid cell method

Tato metoda zahrnuje překrytí mapy studované oblasti imaginární mřížkou. Pomocí jednotlivých čtverečků se odhaduje výskyt sledovaného jedince nebo skupiny (Gregory 2017). Lze odhadnout i početnost návštěv jednotlivých sekcí mřížky pomocí různého značení (Powell 2000). Výsledky této metody jsou ale silně ovlivněny velikostí použité mřížky. Pokud jsou jednotlivé čtverečky příliš velké, může být velikost domovského okrsku nadhodnocena a malé sekce mřížky mohou zase velikost domovského okrsku podceňovat (Gregory 2017).

MCP – minimální konvexní polygon (minimum convex polygon)

Jednou z nejčastěji používaných metod i přes její nedostatky je metoda MCP (minimální konvexní polygon). V minulosti byla často využívána k hodnocení domovského okrsku u různých druhů, proto se i dnes se stále často používá k porovnání s ostatními studii (Nilsen et al. 2008). Tato metoda hodnotí velikost domovského okrsku vytvořením konvexního polygonu (polygonu bez vnitřních úhlů větších než 180°), který zahrnuje všechny shromážděné lokalizační body pro daného jedince. Polygon vzniká propojením nejbližších bodů (White & Garrot, 1990). Jedním z problémů této metody je, že předpokládá rovnoměrné využití celého domovského okrsku a místa, která jedinec navštěvuje častěji, nemají větší váhu a neprojeví se ve výsledku (Gregory 2017).

KDE – jádrový odhad hustoty (kernel density estimation)

Další často využívanou metodou je Kernel density estimation (KDE), která odhaduje velikost domovského okrsku pomocí vykreslování obrysů pravděpodobnosti výskytu jedince za použití distribuce jednotlivých bodů (Sunde et al. 2009). Jedná se o nejčastěji využívanou metodu k počítání domovského okrsku a zahrnuje oproti metodě MCP více komplexní, neparametrickou analýzu dat (Gregory 2017). Používá lokalizační data k vytvoření distribuce využití (utilization distribution), která popisuje pravděpodobnost, že se v daném místě může nacházet sledovaný jedinec (Worton 1987). Mezi dvě nejčastěji používané formy KDE se řadí adaptivní kernel (AK) a fixní kernel (FK) (Gregory 2017). Rozděluje je vyhlazovací parametr (smoothing parameter – SP), kde při použití fixního kernelu je SP zafixované v celém datasetu, zatímco ve formě adaptivního kernelu se SP mění v závislosti na hustotě datových bodů (Worton 1987). Metoda KDE, podobně jako metoda MCP, je náchylná k nadhodnocování domácího okrsku, protože zahrnuje plochy, které nejsou jedinci používány a také může při nevhodně zvoleném vyhlazovacím parametru zesilovat efekt chyb v měření (Gregory 2017).

LoCoH 1.1.1 – low convex hull

Jedná se o neparametrickou metodu jádrového odhadu hustoty, která nabývá na popularitě (Getz et al. 2007). LoCoH používá konstrukci minimálního konvexního polygonu a lze tak možné počítat s místy, která jsou pro zvířata nepoužitelná, jako jsou například nepřístupné skály nebo vodní plochy (Gregory 2017). Jedním z jejích nedostatků může být podceňování velikosti domácího okrsku.

Další metody

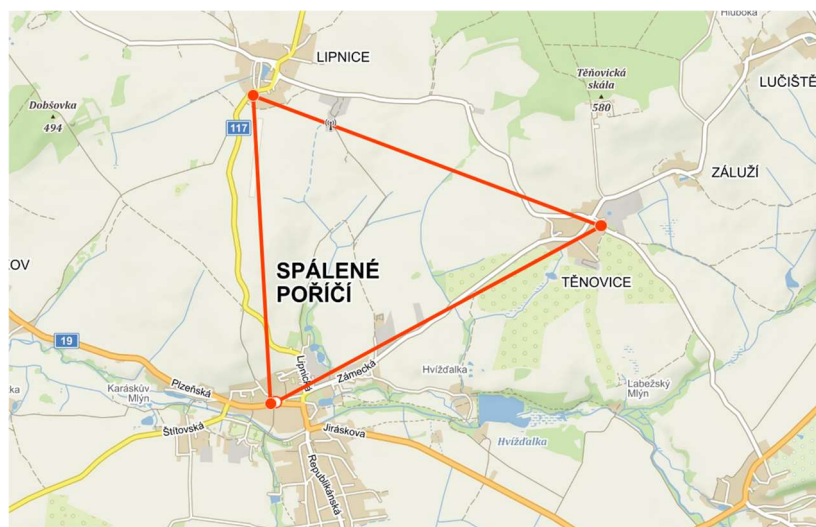
Mezi další metody používané k odhadování velikosti domovského okrsku patří kruhové přístupy (circle approaches), elipsovité přístupy (ellipse approaches), Fourierova řada, odhad harmonické průměrné distribuce, fraktální odhady, mechanistické modely, deterministické modely, Brownian bridges, line-based kernel, peeled polygon, místo pod křivkou (area under the curve) a krigingovi metody (Gregory 2017).

4 Metodika

Tato diplomová práce vznikla v rámci projektu reintrodukce sýčka obecného na Plzeňsku zahájeném v roce 2017, který je od roku 2020 zahrnut do cílů Záchraného programu pro sýčka obecného (*Athene noctua*) v ČR pod záštitou AOPK. Nositelem projektu je ZO ČSOP Spálené Poříčí a dalšími partnery jsou odbor životního prostředí Krajského úřadu Plzeňského kraje a Zoologická a botanická zahrada města Plzně. Od roku 2020 se projektu účastní i ČZU v Praze, Fakulta agrobiologie, potravinářských a přírodních zdrojů (Zoo Plzeň). Sýčci byli v okolí Plzně v rámci reintrodukce vypouštěni již od roku 2017, v roce 2020 pak začal intenzivní monitoring po jejich vypuštění.

4.1 Zájmové oblasti

Dohromady byly sledovány 4 lokality. V roce 2020 byli sýčci vypouštěni ve vesnicích Lipnice, Těnovice a Radinovy. V Radinovech byli sledováni pouze v jednom roce. Od roku 2021 monitoring probíhal ve třech lokalitách, mezi které patřilo město Spálené Poříčí a vesnice Lipnice a Těnovice, které se nacházejí ve vzájemné blízkosti. Voliéra ve Spáleném Poříčí je vzdušnou čarou vzdálená od Těnovic přibližně 2,5 km a od Lipnice přibližně 2 km. Těnovice jsou od obou vypouštěcích lokalit vzdálené přibližně 2,5 km. Radinovy jsou od těchto lokalit odloučeny přibližně 40 km vzdušnou čarou na jihozápad. Umístění všech zmíněných obcí je zachyceno na mapě v příloze 1.



Obrázek 5: Umístění vypouštěcích voliér od roku 2021 (zdroj: mapy.cz)

Spálené Poříčí

Spálené Poříčí je centrem jižního Podbrdská, nachází se v lesnaté krajině asi 25 km na jih od Plzně (Paseková 2018) v nadmořské výšce 417 m. Středem obce, která má asi 2900 obyvatel, protéká řeka Bradava. Voliéra byla umístěna na půdě v neobydleném hospodářském stavení vedle záchraného centra Spálené Poříčí, které je uprostřed husté uliční zástavby podél frekventované silnice. Jižně od voliéry jsou velké zahrady s ovocnými stromy a řeka

Bradava. Severně terén mírně stoupá a je zde více rodinných domů s menšími zahradami. Severovýchodně od voliéry je náměstí, v jehož okolí se překvapivě vyskytovalo velké množství koček (*Felis catus*).



Obrázek 6: Umístění voliéry ve Spáleném Poříčí (Zdroj: mapy.cz)

Lipnice

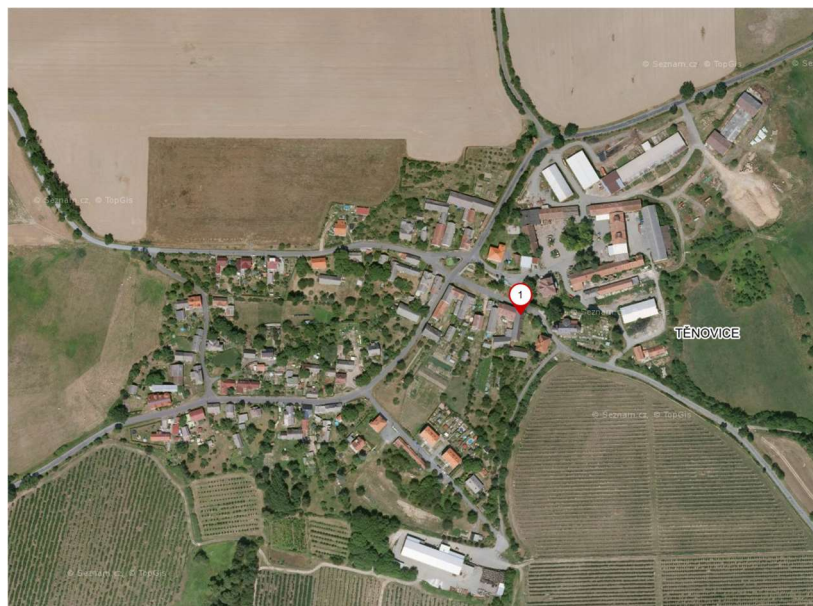
Lipnice je jedna z posledních středověkých okrouhlic ve střední Evropě (Paseková 2018). Vesnice leží v nadmořské výšce 500 m a uprostřed návsi je malá vodní nádrž. Ve vesnici žije přibližně 350 obyvatel. Voliéra na pozemku na jižním kraji vesnice byla umístěna na půdu v neobydlené hospodářské budově naproti stodole s výběhem, kde majitelka pozemku chovala kozy. Za stodolou pokračoval pozemek s pastvinou a polem.



Obrázek 7: Umístění voliéry v Lipnici (Zdroj: mapy.cz)

Těnovice

Těnovice se stovkou obyvatel leží nejvýše, průměrně v 525 m n.m. Voliéra byla umístěna na půdě v hospodářské budově naproti faře v blízkosti zemědělského objektu. Jižně od vypouštěcí voliéry se rozkládá jablečný sad.



Obrázek 8: Umístění voliéry v Těnovicích (Zdroj: mapy.cz)

Radinovy

Vesnice Radinovy je část obce Vrhavěč v okrese Klatovy. Nadmořská výška Radinov se pohybuje okolo 450 m. Od Spáleného Poříčí jsou vzdušnou čarou vzdálené přibližně 38 km. Město Klatovy je od Radinov na sever přibližně 8 km vzdušnou čarou. V Radinových byli monitorováni jedinci vypouštěni pouze v roce 2020.



Obrázek 9: Umístění voliéry v Radinových (Zdroj: mapy.cz)

4.2 Vypuštění jedinců

Každá z vypouštěcích voliér obsahovala několik hnízdních budek a přirozených bidýlek tvořených například z větví. Do každé voliéry byl za účelem reprodukce umístěn sestavený nepříbuzný pár sýčků pocházející z chovu v lidské péči, který nebyl starší dvou let. Tato zvířata pocházela z chovů v Zoologické a botanické zahradě města Plzně nebo ze záchranné stanice Ekocentrum Spálené Poříčí. Výjimkou byla samice s označením EN03333, která pocházela z volné přírody. Byla nalezena u silnice neschopná letu a po její rehabilitaci byla zařazena do reintrodukčního programu. Sýčci byli krmeni živými laboratorními myšmi (*Mus musculus* Linnaeus, 1758) divokého zbarvení aguti a larvami potemníků (*Zophobas morio* (Fabricius, 1776)) vypuštěnými do prostoru, ze kterého nemohly uniknout.



Obrázek 10: Vypouštěcí voliéra v Lipnici (Zdroj: vlastní foto)



Obrázek 11: Vypouštěcí voliéra ve Spáleném Poříčí s prostorem ke krmení živou kořistí (Zdroj: vlastní foto)

Po dosažení vzletnosti mláďat byli všichni jedinci vybaveni VHF vysílači od výrobce PicoPipLL modelu Ag386 o hmotnosti 2,50 gramů. Životnost vysílače byla uváděna dle výrobce minimálně 39 týdnů. Vysílačku typu „backpack“ připevnil odborník sýčkovi na záda pomocí teflonového popruhu. Všichni jedinci byli zároveň označeni ornitologickým kroužkem. Po označení byli jedinci kvůli habituaci na vysílačku ponecháni před vypuštěním ve svých voliérách.



Obrázek 12: Vysílačka (Zdroj: vlastní foto)



Obrázek 13: Vysílačka umístěná na sýčkovi (Zdroj: vlastní foto)

Vypouštění probíhalo metodou soft-release. Před výlet z voliéry byla umístěna fotopast k doplnění informací o pohybu sýčků a v podvečerních hodinách se otevřela dvířka od voliéry. Datum vypouštění se řídilo připraveností mláďat.



Obrázek 14: *Sýček s myší před voliérou ve Spáleném Poříčí 2022 (Zdroj: fotopast Ekocentra Spálené Poříčí)*



Obrázek 15: *Sýčci před voliérou v Lipnici 2022 (Zdroj: fotopast Ekocentra Spálené Poříčí)*

4.3 Technika radiotelemetrie

Monitoring začal okamžitě po vypuštění. V rámci této práce byli monitorováni pouze dospělí jedinci. K radiotelemetrii bylo použito rádio Multi – Band Receiver MVT 9000 značky Yupiter a směrová 3 elementová anténa typu Yagi. K zaznamenání lokací byl použit GPS lokátor Garmin eTrex 32x. Pokud se sýček nacházel na nepřístupném místě, byla poloha sýčka vyznačena do papírové mapy lokality. Pro určování pozice jedinců byla použita metoda homing.

Přestože sběr dat byl manuální a ne automatizovaný, byl postup standardizovaný. Denní odpočinkové lokality sýčků byly dohledány dvakrát denně ve 12 hodin a v 17 hodin. Byl také zaznamenán typ využitého úkrytu, tedy například druh stromu. Noční aktivita byla monitorována 6 hodin, od 22 hodin do 4 hodin ráno. To znamenalo, že při radiotelemetrii všech 3 lokalit byla každá telemetrována 2 hodiny. Na každého jedince připadaly 4 noční body zaměřené každý po půl hodině. Čas k monitoringu se při radiotelemetrii na více lokalitách mezi ně rovnoměrně rozložil. Pokud tedy byly telemetrovány dvě lokality, rozdělil se čas telemetrie na 3 hodiny pro každou oblast. Proto se počet bodů za noc u každého dospělého jedince mírně lišil.

Pořadí začátku sledování se každý den měnilo na rotační bázi. Lokalita, ve které se začínalo ve 22:00 hodin, byla další den monitorována od 0:00 hodin a následující den zase od 2:00. Monitoring probíhal nepřetržitě až do ztráty signálu nebo nalezení kadaveru, nejdéle však 6 týdnů. Radiotelemetrie nebyla prováděna pouze v případě špatných povětrnostních podmínek. Minimální počet bodů za noc byl 3 a maximální 8.

4.4 Vyhodnocení dat

Pro vyhodnocení úspěšnosti reintrodukčního programu na základě analýzy prostorového chování vypuštěných jedinců byla využita data z období 2020–2022. Získaná data byla využita k vyhodnocení velikosti domovských okrsků a disperze vypuštěných dospělých jedinců. Ze zaznamenaných denních bodů byla zjišťována skladba odpočinkových míst, která byla následně porovnána mezi samci a samicemi. Zvláště byla vyhodnocena samice z volné přírody z Lipnice 2022 EN03333. Dále se pak hodnotila změna odpočinkových míst během dvou měření ve 12:00 a v 17:00. Počítány byly jenom dny, ve kterých byly zaznamenány oba denní body. Dny, ve kterých byl zaznamenán pouze jeden bod, například kvůli povětrnostním podmínkám, počítány nebyly.

Domovské okrsky byly vyhodnocovány v software OpenJUMP metodou 100%, 95% a 90% MCP (minimálního konvexního polygonu) a 95% a 90% KDE (jádrového odhadu hustoty). Verze programu OpenJUMP HoRAE byla 1.7.1 a byla vydána 29.5. 2014. Tento program je licencován pod GNU–GPL (General Public License) a je napsán v programovacím jazyce Java, což mu umožňuje kompatibilitu s operačními systémy jako je Windows, Linux nebo macOS. Jako referenční souřadnicový systém byl použit UTM33. K výpočtu KDE byl zvolen H_ref biweight kernel. Přesnost výsledku záležela na množství bodů určujících polohu. Celkové spočítané domovské okrsky byly hodnoceny se studii jedinců z volné přírody v diskuzi v kapitole 6.3.

Disperze byla hodnocena pro samce i samice. Vypočítána byla denní i noční disperze z nejbližších zaznamenaných bodů od vypouštěcí voliéry. K tomuto účelu byl použit program QGIS Desktop verze 3.22.11-Białowieża. Tento program je také licencován pod GNU a je napsán v programovacím jazyce Python. Program QGIS byl také využit k zobrazení domovských okrsků na mapě.

Analýza dat byla prováděna v programu STATISTICA verze 12, licencovaného společností StatSoft, Inc. 1984–2013 a v programu Microsoft Excel. Microsoft Excel byl použit k určení základních statistik u velikosti vypočítaných domovských okrsků. Dále byla pomocí programu Microsoft Excel vyhodnocena korelace mezi dny od vylétnutí z vypouštěcí voliéry a maximální vzdáleností od voliéry. Pro každého jedince byla vypočítána testová statistika, která porovnává Pearsonův korelační koeficient s množstvím použitých dat. Testová statistika byla porovnávána s kritickou hodnotou. Kritická hodnota je dle tabulek Studentova rozdělení podle stupně volnosti. Stupně volnosti se určují na základě počtu případů, od kterých se odečte číslo 2 ($n-2$). Bylo pracováno s 5% hladinou významnosti. Pro určení významnosti korelace byla porovnána absolutní hodnota testové statistiky s kritickou hodnotou. Aby byla významnost korelace prokázána, musí být testová statistika vyšší než kritická hodnota.

K porovnání velikosti domovských okrsků samců a samic, sedm dní od prvního opuštění voliéry, byl využit program STATISTICA 12. Bylo pracováno s 5% hladinou významnosti alfa. Pro vyhodnocení statistického významu rozdílu dvou rozptylů byl zvolen F–test. Pokud byla hodnota testovacího kritéria vyšší než hladina významnosti alfa, byl dále zvolen dvouvýběrový t–test. V opačném případě by byl zvolen Welchův test. Pokud po provedení t–testu byla hodnota testovacího vyšší než hladina významnosti alfa, nebylo možné nulovou hypotézu zamítnout.

5 Výsledky

Mezi lety 2020 a 2022 bylo celkem sledováno 18 vypuštěných dospělých jedinců na celkem 4 lokalitách. Za celé období bylo sesbíráno celkem 1941 lokací. V roce 2022, kdy probíhala praktická část této diplomové práce, bylo sesbíráno 810 lokací. Délka monitoringu u samců byla průměrně 20,4 dní, zatímco u samic to bylo průměrně pouze 5,5 dní bez započítání samice EN03333. Tři samci byli sledováni po celou dobu monitorovaného období, ze samic ani jedna v lokalitě nevydržela takovou dobu. Nejdéle na lokalitě setrvala samice EN03333 pocházející z volné přírody, u které byl potvrzen výskyt na lokalitě i v zimě. Nebyla však sledována po celou dobu monitoringu kvůli poškozené vysílače. U devíti jedinců byl potvrzen úhyn, z toho 4 samci a 5 samic. Celkem 3 úhyny byly způsobeny predací kunou skalní, 2 úhyny technickými pastmi a 3 úhyny byly způsobeny vyhladověním. 1 úhyn byl způsoben utopením ve vodní ploše v Lipnici v roce 2020 (Příloha 2).

V roce 2022 každý pár na každé lokalitě zahrnil a úspěšně vyvedl mláďata. Nejméně úspěšný byl rok 2021, kde se pouze v Lipnici povedlo páru zahrnil a vyvést jen 2 mláďata. Těnovice mají ze všech 4 lokalit nejnižší hnízdní úspěšnost, za tři roky sledové páry vyvedly pouze 3 mláďata, a to jen v roce 2022 (Tabulka 1).

Tabulka 1: Počty vyvedených mláďat za každý rok

Rok	2022			2021			2020		
Lokalita	Lipnice	Sp. Poříčí	Těnovice	Lipnice	Sp. Poříčí	Těnovice	Lipnice	Radinovy	Těnovice
Počet mláďat	4	4	3	2	0	0	4	2	0

5.1 Denní odpočinková místa

5.1.1 Složení odpočinkových míst

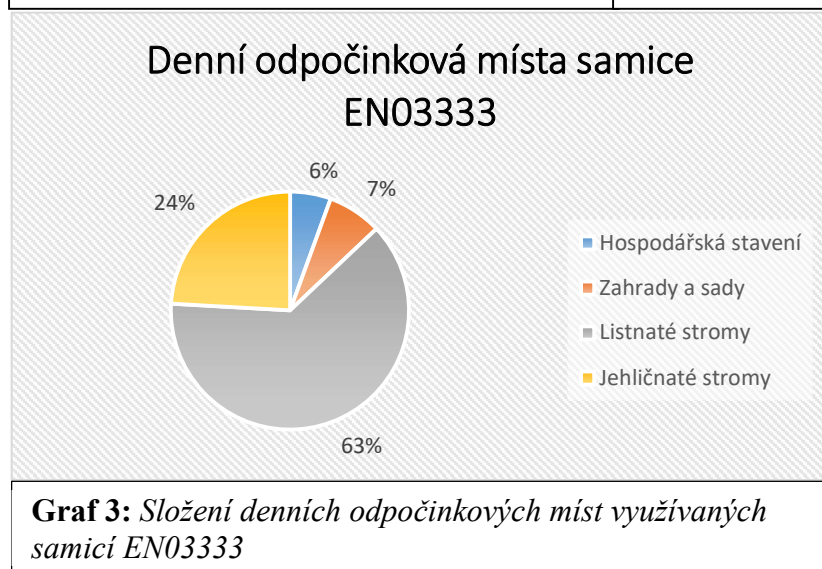
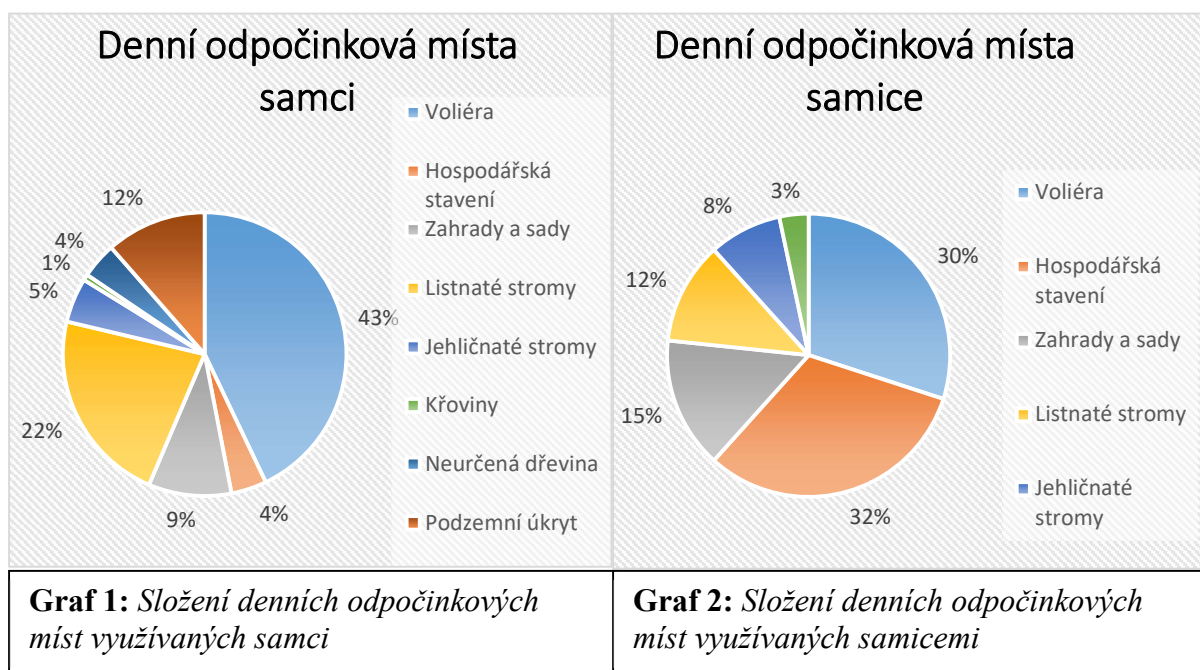
Mezi často používaná místa k dennímu odpočinku patřila voliéra. U samců se jednalo o nejčastěji využitá místa a tvořilo 42,9 % ze všech využitých míst, zatímco u samic byla voliéra využívána jako druhé nejčastěji využitá místa. Voliéra patřila ke 30 % všech zaznamenaných odpočinkových lokací. Samice k dennímu odpočinku nejčastěji preferovaly hospodářská stavení tedy stodoly nebo zemědělské objekty. Hospodářská stavení tvořila 31,7 % všech zaznamenaných odpočinkových lokací.

Nejčastěji navštěvované stromy u samců byly listnaté stromy, mezi kterými byl nejoblíbenější jírovec maďal (*Aesculus hippocastanum* L.), který tvořil 7,09 % všech navštívených míst a ořešák královský (*Juglans regia* L.), který tvořil 6,42 % všech využitých míst. Mezi nejčastěji využívaný jehličnatý strom patřil smrk, který tvořil 2,7 % ze všech využívaných míst. Samice také více preferovaly listnaté stromy, z nichž nejoblíbenější byla jablň domáci (*Malus domestica* (Suckow) Borkh.) a lípa srdčitá (*Tilia cordata* Mill.). Každý z nich zaujímal 3,33 % ze všech odpočinkových lokací. Nejčastěji využitým jehličnanem byl

smrk s 6,67 % ze všech odpočinkových lokací. Grafy 1 a 2 znázorňují rozložení jednotlivých míst k dennímu odpočinku u samců a u samic.

Oproti tomu samice EN03333 pocházející z volné přírody využívala jako denní odpočinkové místo převážně stromy. Nejčastěji byly zastoupené listnaté stromy s 63 % ze všech denních odpočinkových lokací. Dub (*Quercus* L. sp) byl z listnatých stromů nečastěji zastoupený v 53,7 % ze všech odpočinkových denních lokací a z jehličnatých stromů to byl smrk (*Picea* A. Dietr. sp), zastoupený z 24,07 % ze všech odpočinkových denních lokací. Graf 3 znázorňuje její využívané úkryty.

Zvláštnost tvořil podzemní úkryt ve vykotlaném pařeze, který využíval jako denní odpočinkové místo samec vypuštěný v Radinovech v roce 2020. Jednalo se neobvyklý případ sýčka obecného využívajícího podzemní úkryt. V úkrytu se nacházel v 63 % případech z jeho zaznamenaných denních lokací.



5.1.2 Změna odpočinkových míst během dne

Samci měnili svoje místo během denního odpočinku ve 25,48 % zaznamenaných hodnotitelných případů z celkových 157 hodnocených dní. Samice svoji polohu měnily ve 25,81 % zaznamenaných případů z celkových 40 hodnocených dní. Samice z volné přírody EN03333 změnila svoji lokaci ve 33,33 % zaznamenaných případů z celkových 27 hodnocených dní (Tabulka 2). Samci i samice tedy během dne častěji zůstávali na stejném místě.

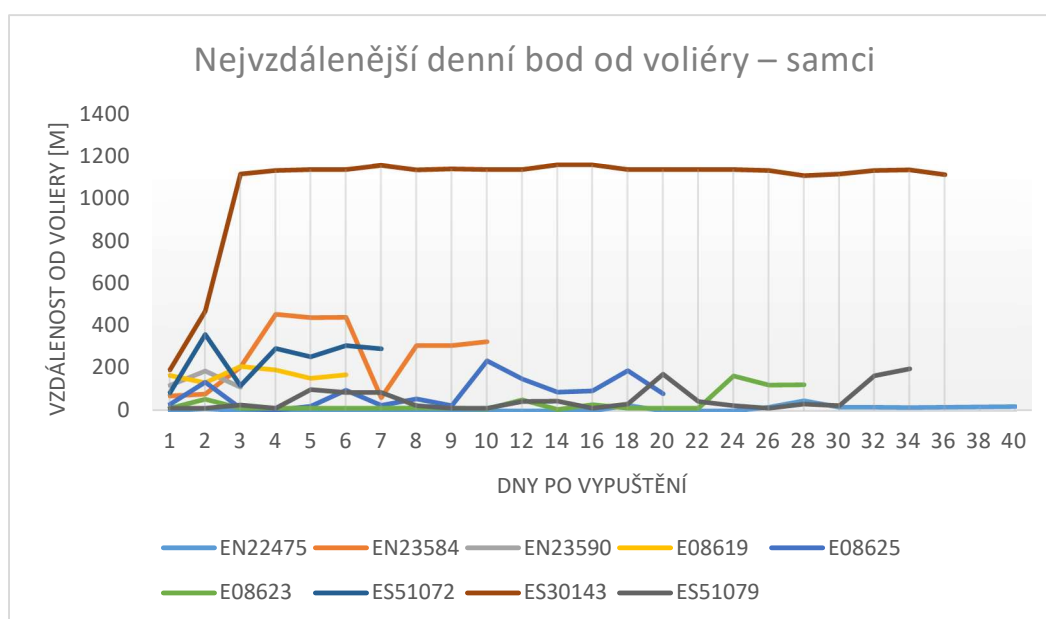
Tabulka 2: Změny polohy odpočinkového místa během dvou denních měření

	Změna polohy	Stejně místo	Hodnocené dny	Celkem dní	Změna	Beze změny
Samci	40	117	157	187	25,48 %	74,57 %
Samice	8	23	31	40	25,81 %	74,19 %
EN03333	9	18	27	27	33,33 %	66,67 %

5.1.3 Denní disperze

Samci

Nejvíce vzdálený denní bod od voliéry po vylétnutí byl 19. dne zaznamenán u samce ES30143. Ten byl nejvíce vzdálen od vypouštěcí voliéry 1171,62 metrů. Zároveň měl nejvyšší průměrnou vzdálenost od vypouštěcí voliéry a to 1093,46 metrů. Nejnižší maximální denní vzdálenost měl samec EN22475, který se přes den od voliéry nejvíce vzdálil na 50,91 metrů a to bylo 37. den od vypuštění. Tento samec měl také nejnižší průměrnou vzdálenost od voliéry a to 9,47 metrů (Tabulka 3). Graf 4 znázorňuje největší denní zaznamenané vzdálenosti od vypouštěcí voliéry u samců v průběhu sledování.



Graf 4: Nejvzdálenější denní body samců od voliéry v celém průběhu sledování

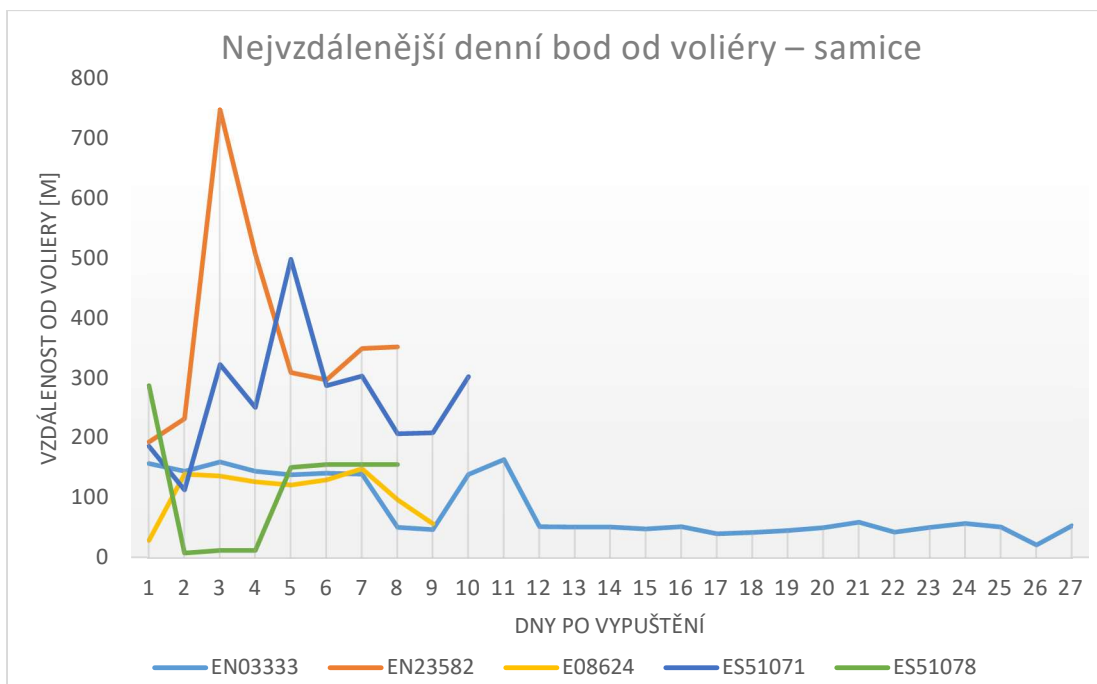
Tabulka 3: Denní disperze samců

	Sledovaných dnů	Průměrná vzdálenost [m]	Největší vzdálenost
EN22475	40	9,5	50,9(37)
EN23584	11	274,8	455,3(4)
EN23590	3	139,9	188(2)
E08619	6	170,9	209,5(3)
E08625	21	100,6	267,1(11)
E08623	28	36,8	164,7(24)
ES51072	7	244,7	360,1(2)
ES30143	37	1093,5	1171,6(19)
ES51079	34	58,9	198,2 (34)

Pozn.: V závorce je uveden den od vylétnutí, kdy byl nejvzdálenější bod pozorován.

Samice

Nejvíce vzdálený denní bod od voliéry byl zaznamenán 3. den od vylétnutí u samice EN23582. Byla vzdálena od vypouštěcí voliéry 748,55 metrů. Také měla nejvyšší průměrnou vzdálenost od vypouštěcí voliéry a to 374,15 metrů. Nejnižší maximální denní vzdálenost měla samice E08624, která se přes den od voliéry nejvíce vzdálila na 149,1 metrů a to bylo 7. den od vypuštění. Nejnižší průměrnou maximální vzdálenost od voliéry měla samice z volné přírody EN03333 a to 81,82 metrů (Tabulka 4). Graf 5 znázorňuje největší denní zaznamenané vzdálenosti od vypouštěcí voliéry u samic v průběhu sledování.



Graf 5: Nejvzdálenější denní body samic od voliéry v celém průběhu sledování

Tabulka 4: Denní disperze samic

	Sledovaných dnů	Průměrná vzdálenost [m]	Největší vzdálenost
EN03333	27	81,8	160(3)
EN23582	8	374,2	748,6(3)
E08624	9	109,6	149,1(7)
ES51071	10	268,6	498,9(5)
ES51078	8	117,7	287,9(1)

Pozn.: V závorce je uveden den od vylétnutí, kdy byl nejvzdálenější bod pozorován.

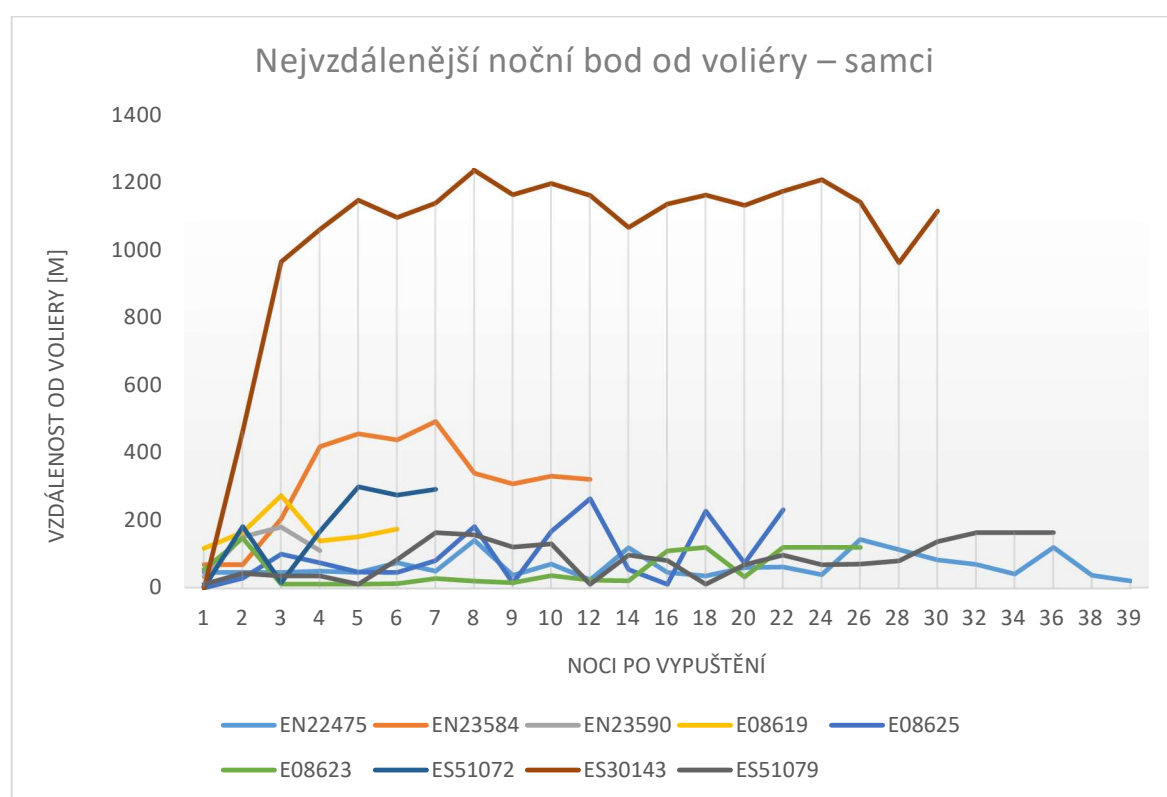
Nejvíce přes den vzdálený od vypouštěcí lokality byl samec ES30143. Ten měl také největší průměrnou maximální vzdálenost. Druhým nejvíce vzdáleným jedincem byla samice ES51071 a druhou největší průměrnou maximální vzdálenost měla samice EN23582.

Dále byla vypočítána korelace mezi dny od vylétnutí z vypouštěcí voliéry a maximální vzdáleností od voliéry u každého jedince. Protože spočítaná testová statistika byla u každého jedince menší než kritická hodnota, významnost korelace nebyla prokázána u žádného jedince. Tabulky s výpočtem korelace se nachází v příloze 3.

5.2 Noční lovné okrsky

5.2.1 Noční disperze

Nejvzdálenější noční bod od voliéry po vylétnutí byl 8. den zaznamenán u samce ES30143. Jeho vzdálenost od vypouštěcí voliéry byla 1237,04 metrů. Zároveň měl průměrně nejvyšší maximální vzdálenost od vypouštěcí voliéry a to 1072,73 metrů. Nejnížší maximální noční vzdálenost byla zaznamenána u samce E08623, který se v noci od voliéry nejvíce vzdálil na 164,7 metrů a to bylo 23. den od vypuštění. Ten měl také nejnížší průměrnou maximální vzdálenost od voliéry a to 67,89 metrů (Tabulka 5). Graf 6 znázorňuje největší denní zaznamenané vzdálenosti od vypouštěcí voliéry u samců v průběhu sledování.



Graf 6: Nejvzdálenější noční body samců od voliéry v celém průběhu sledování

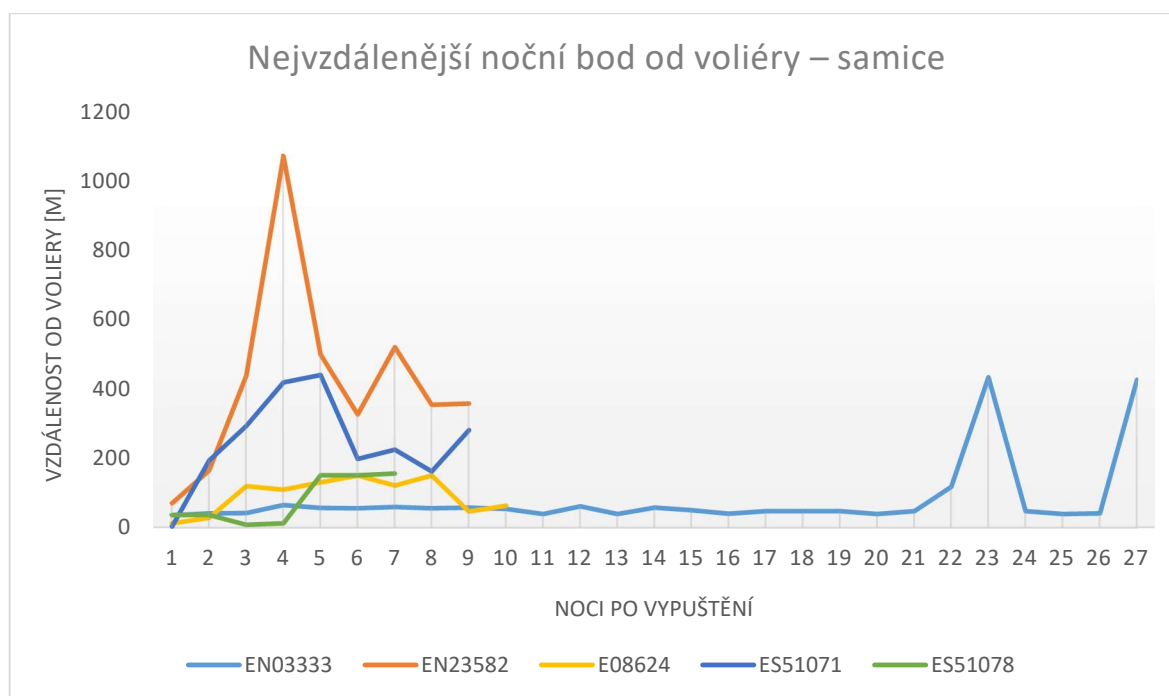
Tabulka 5: *Noční disperze samců*

	Sledovaných nocí	Průměrná vzdálenost [m]	Největší vzdálenost
EN22475	39	72,2	198,5(27)
EN23584	12	315,6	494,1(7)
EN23590	4	120,2	181,8 (3)
E08619	6	171,5	274,9(3)
E08625	22	100,5	265,5(12)
E08623	27	67,9	164,7(23)
ES51072	7	177,7	300,8(5)
ES30143	30	1072,7	1237(8)
ES51079	36	97,2	176,9(15)

Pozn.: V závorce je uveden den od vylétnutí, kdy byl nejvzdálenější bod pozorován.

Nejvzdálenější noční bod od voliéry u samic po vylétnutí byl 4. den zaznamenán u samice EN23582. Její vzdálenost od vypouštěcí voliéry byla 1073,55 metrů. Zároveň měl průměrně nejvyšší maximální vzdálenost od vypouštěcí voliéry a to 423,64 metrů. Nejnížší maximální noční vzdálenost byla zaznamenána u samice E08624, která se v noci od voliéry nejvíce vzdálila na 150,82 metrů a to bylo 6. a 8. den od vypuštění. Nejnížší průměrnou maximální vzdálenost od voliéry měla samice ES51078 a to 79,02 metrů (Tabulka 6). Graf 7 znázorňuje největší denní zaznamenané vzdálenosti od vypouštěcí voliéry u samic v průběhu sledování.

Byla vypočítána korelace mezi počtem nocí od vylétnutí z vypouštěcí voliéry a maximální vzdáleností od voliéry. Protože spočítaná testová statistika byla u každého jedince menší než kritická hodnota, významnost korelace nebyla prokázána u žádného jedince. Tabulky s výpočtem korelace se nachází v příloze 3.



Graf 7: Nejvzdálenější noční body samic od voliéry v celém průběhu sledování

Tabulka 6: Noční disperze samic

	Sledovaných nocí	Průměrná vzdálenost [m]	Největší vzdálenost
EN03333	27	79,8	434,6(23)
EN23582	9	423,6	1073,6(4)
E08624	10	93,5	150,8(6;8)
ES51071	9	246,8	441,3(5)
ES51078	7	79	156,4(7)

Pozn.: V závorce je uveden den od vylétnutí, kdy byl nejvzdálenější bod pozorován.

5.2.2 Hodnocení domovského okrsku pomocí MCP a KDE

Pro všechny jedince s vyhovujícími daty byla vyhodnocena velikost nočních domovských okrsků za celou dobu jejich sledování. Okrsek nebyl spočítán pro samici z Radinov 2020 ES30144, která zůstávala po celou dobu sledování ve voliéře na půdě. Domovský okrsek dále nebyl spočítán pro samce z Lipnice 2020 ES51072 kvůli nízkému počtu zaznamenaných bodů. Vyřazena z analýzy byla také samice z Lipnice 2021 E08620 a samice z Poříčí 2021 E08626, které také zůstávaly po dobu sledování na půdě. Okrsek nebyl spočítán ani pro samici z Těnovic 2022 EN23588, která byla hned první noc po vypuštění zakousnuta kunou.

Výsledky všech hodnocených jedinců jsou zaznamenány v samostatné příloze 4. Celkem bylo k hodnocení nočního lovného okrsku využito 1119 lokací. Průměrně na každého

jedince vycházelo 4,7 bodů na noc. Domovské okrsky všech jedinců jsou znázorněny na mapě v příloze 5.

5.2.3 Porovnání velikosti domovských okrsků mezi samci a samicemi

K porovnání domovských okrsků samic a samců byla použita data získaná po sedmi nocích po prvního vylétnutí z voliéry. Minimální počet bodů za noc byl 3 a maximální 9. Toto kritérium nesplňoval samec z Těnovic 2022 kvůli nedostatečnému počtu sledovaných nocí. Z porovnávání byla vyřazena také samice Lipnice 2022 EN03333, která pocházela z volné přírody. K porovnání velikostí domovského okrsku mezi samci a samicemi v průběhu 7 nocí od vylétnutí z voliéry bylo využito metod 100% MCP, 90% MCP, 95% KDE a 90% KDE. Výsledky samců byly zapsány do tabulky 7 a výsledky samic do tabulky 8. Velikosti domovských okrsků MCP a KDE v tabulkách jsou udávány v hektarech. Po statistickém vyhodnocení dat hodnota testovacího kritéria byla vyšší než hladina významnosti alfa, nebylo možné tedy H_0 zamítnout. To znamená, že neexistuje statisticky významný rozdíl mezi velikostmi domovských okrsků samců a samic. Tento výsledek byl stejný pro každou z metod určování domovského okrsku (Příloha 6).

Tabulka 7: *Výsledky DO samců 7 nocí po vylétnutí*

	100% MCP	90% MCP	95% KDE	90% KDE	body/noc
Lipsam22 EN22475	0,27	0,18	0,51	0,41	5,9
Pošsam22 EN23584	6,22	5,64	22,41	18,98	9,4
Lipsam21 E08619	2,62	2,36	8,42	7,11	3,1
Pošsam21 E08625	0,59	0,58	1,65	1,36	3,1
Tensam21 E08623	0,20	0,06	0,6	0,44	6,6
Radsam20 ES30143	30,96	21,79	132,15	110,26	3,6
Tensam20 ES51079	0,98	0,27	2,24	1,68	2,6
Průměr:	5,98	4,41	24,00	20,03	4,9
Medián	0,98	0,58	2,24	1,68	
Směrodatná odchylka	11,22	7,92	48,33	40,34	

Tabulka 8: *Výsledky DO samic 7 nocí po vylétnutí*

	100% MCP	90% MCP	95% KDE	90% KDE	body/noc
Pořsami22 EN23582	47,95	19,3	102,86	82,34	8,9
Tensami21 E08624	0,56	0,46	1,66	1,37	4,1
Lipsami20 ES51071	8,25	7,46	26,53	21,91	2,9
Tensami20 ES51078	0,40	0,37	4,44	3,76	2,9
Průměr:	14,28	6,9	33,87	27,35	4,7
Medián	4,41	3,96	15,49	12,84	
Směrodatná odchylka	22,74	8,91	47,32	37,79	

6 Diskuze

6.1 Vhodnost metodiky monitoringu

Při radiotelemetrickém sledování zvířat je potřeba brát v úvahu také významný zásah do jejich přirozeného chování. Vysílačky typu backpack zůstanou vypuštěným sýčkům až do konce života, jestliže se nepovede jedince odchytilit nebo se vysílačka nepoškodí natolik, aby ji sám ztratil. Tím se ovšem může zhoršit schopnost přežití jedince. Popruh držící vysílačku se může uvolnit a překážet sýčkovi v pohybu. Popruh nebo samotná vysílačka se mohou zachytit ve vegetaci a způsobit sýčkovi zranění, nebo dokonce jeho úhyn. Pro menší živočichy, jako je sýček, může mít nepříznivý vliv na přežití také přidaná váha vysílačky. Získaná data jsou však velmi cenná a mohou přispět k ochraně a pochopení etologie druhu. Zároveň není možné jiným způsobem zhodnotit úspěšnost reintrodukčních programů, u kterých je zapotřebí rozpoznat jejich účinnost včas a následně optimalizovat metodiku jejich průběhu. Čím dříve se rozpoznají možné problémy, tím jsou lepší vyhlídky na úspěch.

Proto byla v této práci stanovena metodika tak, aby negativní vlivy byly co nejvíce omezeny. Vysílačky použité k radiotelemetrii vážily 2,5g. V roce 2022 byli dospělí jedinci váženi, jejich váha byla průměrně 182,5 g, což odpovídá spodní hranici průměrné váhy sýčka, která se podle Rahbka (2009) pohybuje mezi 180–230 g. Vysílačka tedy představovala 1,4 % průměrné hmotnosti dospělců z roku 2022. Tím bylo splněno doporučení Kenwarda (2001), který uvádí, že maximální hmotnost vysílačky by neměla být větší než 3 % hmotnosti tělesné váhy u menších druhů zvířat závislých na schopnosti letu. K připevnění vysílačky na záda byl použit teflonový popruh, který je odolný a bezpečný pro dlouhodobé nošení. Vysílačky byly sýčkům nasazovány zkušeným odborníkem tak, aby se pravděpodobnost jejího uvolnění snížila. Po ukončení každého sledování by samozřejmě bylo vhodné jedince odchytilit a připevněnou vysílačku odstranit. To je v některých případech sice nemožné, přesto by měla být vynaložena snaha na odstranění vysílaček u jedinců, u kterých je šance na jejich zpětný odchyt, tedy především u těch, co se stále vrací do voliéry.

Radiotelemetrické pozorování metodou homing vyrušuje zvířata při jejich dohledávání. Během telemetrie bylo několikrát zaznamenáno varovné volání (alarm call) při začátku monitoringu. Reakcí některých jedinců byl návrat do blízkosti voliéry. Znovu se začali pohybovat až po habituaci na osobu provádějící radiotelemetrii, což mohlo ovlivňovat prostorové chování sýčků. Kvůli omezení rušivých vlivů prováděla v nočních hodinách monitorování pouze jedna osoba. Bylo to vhodnější rovněž vzhledem k místním obyvatelům, neboť se v blízkosti jejich domů nepohybovala skupina neznámých osob. Dalším opatřením byla zvolená metodika s časovými rozestupy k zaměření každého jedince a pravidelné střídání sledované části noci. Zároveň to umožnilo noční monitoring všech lokalit v různé časové úseky jedním člověkem. Pokud by byl dostatek pracovníků, bylo by možné každému přidělit jednu lokalitu, kde by pro lepší porovnatelnost dat všichni telemetrovali ve stejný čas.

6.2 Vyhodnocení výsledků

Sledované období praktické části této diplomové práce probíhalo v roce 2022, hodnocena ale byla také data získaná v letech 2020 a 2021. Porovnávání prostorového chování mezi samci a samicemi bylo limitováno vzhledem k nižšímu počtu porovnatelných samic oproti samcům. Samic bylo méně kvůli nízkému počtu sledovaných dnů, proto by bylo potřeba v monitoringu dále pokračovat i v dalších letech v průběhu reintrodukčního programu. Génot et al. (1997) uvádí, že sýčci žijí v teritoriu ve stejném páru po celý rok. Spolu na lokalitě ale dlouhodobě zůstal jen pár vypuštěný v roce 2022 v Lipnici. Příčinou může být sestavení páru a určení vypouštěcí lokality člověkem, oproti přirozenému výběru. Je pravděpodobné, že se jedná o jeden z důvodů, proč někteří jedinci na vypouštěcí lokalitě nezůstali. Přesto po provedení statistické analýzy pomocí dvouvýběrového t-testu nebyl nalezen statisticky významný rozdíl mezi velikostmi domovských okrsků samců a samic. Samice i samci mají tedy po vypuštění podobně velké domovské okrsky, byť spolu nezůstávají v páru.

U všech jedinců byla hodnocena korelace mezi počtem dní od vylétnutí z vypouštěcí voliéry a maximální vzdáleností od voliéry. Hodnocena byla denní i noční disperze. U žádného z jedinců nebyla zjištěna významnost korelace mezi počtem dní od vylétnutí z vypouštěcí voliéry a maximální vzdáleností od voliéry. Vypuštění sýčci buď hledali nové teritorium, ve kterém se poté zdržovali, nebo zůstávali v okolí voliéry, jak potvrzuje Exo (1992), podle kterého dospělí jedinci své teritorium většinou neopouštějí.

Denní odpočinkové lokace byly mezi samci a samicemi rozdílné. Samice využívaly více hospodářská stavení, jako jsou například půdy, stodoly nebo střechy domů, a to v 32 % případů, zatímco samci se nejčastěji drželi ve voliéře ve 43 % případů. Samci oproti samicím také více využívali listnaté stromy. Samice z volné přírody EN03333 nejvíce využívala přirozené úkryty, jako jsou listnaté a jehličnaté stromy. Je ale otázkou, zda se jedná o individuální preferenci nebo o vliv jejího původu na výběr denního stanoviště. K přesnějšímu posouzení by bylo potřeba více porovnatelných studií. Samice i samci svoji denní lokaci většinou během dne neměnili, je tedy možné, že lokaci mění pouze při vyrušení z odpočinku. Svoje místo během dne změnili jen ve 25 % zaznamenaných hodnotitelných případů. Samice EN03333 své místo měnila poněkud častěji a to v 33 % případů.

6.3 Srovnání velikosti domovských okrsků s volně žijícími jedinci

Ve studii Staggenborga et al. (2017) z jižního Německa byla průměrná velikost domovského okrsku (dále DO) samic v období vzletnosti mláďat podle 95% MCP 8,38 ha. Nami vypuštěné samice z chovu v lidské péči měly podle metody 95% MCP velikost DO průměrně 12,49 ha \pm 19,47 SD. Domovský okrsek vypuštěných samic může být větší z důvodu opuštění voliéry a hledání nového teritoria samicí EN23582, která výrazně navyšuje průměr. Pokud by nebyla hodnocena, jednalo by se u vypuštěných samic průměrně o 2,9 ha podle 95% MCP. Velikost DO samice z volné přírody EN03333 metodou 95% MCP byla 1,04 ha. Dále podle studie Staggenborga et al. (2017) byla velikost DO samic podle 95% KDE průměrně 6,34 ha. Velikost DO podle 95% KDE vypuštěných samic byla 33,36 ha, bez

samice EN23582 to bylo průměrně 9,49 ha. Samice byly sledovány nízký počet nocí, výsledky kvůli citlivosti metody KDE na dostatek dat proto mohou být méně přesné. Samice z Lipnice EN03333 byla sledována nejdéle a proto byla její analýza pomocí 95% KDE přesnější. Velikost jejího DO metodou 95% KDE se rovnala 2,61 ha, což je méně než udává Staggenborg et al. (2017). To může být způsobeno dokrmováním sýček po jejich vypuštění, kdy jedinci nemusí shánět více potravy mimo okolí voliéry. Aby se tento vliv na prostorové chování všech vypuštěných jedinců dal zhodnotit, bylo by potřeba zavést přesnou metodiku dokrmování.

Grzywaczewski (2009) určoval velikosti okrsků u 11 volně žijících jedinců ve východním Polsku pomocí radiotelemetrie. V období vzletnosti mláďat jím určená průměrná velikost DO byla $9 \text{ ha} \pm 9,4 \text{ SD}$ za použití 100% MCP. Průměrná velikost DO vypuštěných jedinců se podle metody 100% MCP rovnala $10,3 \text{ ha} \pm 16,04 \text{ SD}$. Při srovnání s Grzywaczewskiho (2009) studií je průměrná velikost DO jedinců z lidské péče vyšší. Kvůli dokrmování sýček u voliéry by se dalo očekávat, že jejich velikost DO bude nižší než u jedinců z volné přírody. Jelikož ale někteří sýčci prostor voliéry po vypuštění opustili a hledali si nové teritorium, navýšili průměr velikosti vyhodnocených DO neboť podle metody 100% MCP, se do hodnocení započítávají všechny zaznamenané body. Je tedy pravděpodobné, že výsledky 100% MCP v této práci jsou nadhodnocené a vypuštění jedinci nevyužívali rovnoměrně celý DO. Jedná se o jeden z problémů při určování velikosti DO metodou MCP, na které upozorňoval Gregory (2017). Dalším důvodem může být absence péče o mláďata, o které sýčci ve volné přírodě po vylétnutí běžně pečují okolo 35 dní (Pedersen et al. 2013). Velikosti DO sýčka v době vyvádění mláďat bývají nižší, jak ve svých studiích zjistili například Zuberogoi et al. (2007) a Rahbek (2009). Pouze u jednoho páru vypuštěných jedinců bylo zaznamenáno rodičovské chování a tři páry byly vypuštěny bez úspěšného zahnízdění.

Framis et al. (2011) zkoumal domovské okrsky sýček ve Španělsku v oblasti Katalánie. Tři sledovaní dospělí jedinci měli metodou 100% MCP velikost DO průměrně $10,9 \text{ ha} \pm 5,5 \text{ SD}$. Velikost DO metodou 95% KDE byla průměrně $7,4 \text{ ha} \pm 3,8 \text{ SD}$. Námi vypuštění jedinci měli metodou 100% MCP velikost průměrně $10,3 \text{ ha} \pm 16,04 \text{ SD}$ a metodou 95% KDE průměrně $18,38 \text{ ha} \pm 29,16 \text{ SD}$. Opět se jedná o větší DO námi vypouštěných jedinců, zde ale může hrát značnou roli rozdílná lokalita španělského Katalánska.

Mayer et al. (2021) pozorovali pohyb sýček za využití GPS v Dánsku a v Česku. Měli k dispozici automatizovaný sběr dat, který zaznamenával lokaci sledovaného jedince každou minutu. Tato data nelze s našimi porovnávat kvůli způsobu sběru dat, ale pro zajímavost byla metodou 95% KDE velikost DO v Dánsku průměrně $41,8 \text{ ha} \pm 58,6 \text{ SD}$ a v Česku průměrně $3,2 \text{ ha} \pm 3,3 \text{ SD}$. Je pravděpodobné, že vysoké rozdíly ve velikostech DO jsou způsobeny odlišným prostředím, ve kterém sledovaní jedinci žili. Například Staggenborg et al. (2017) zjistil nutnost létat na delší vzdálenost u hnízdících sýček žijících v monokulturách, oproti jedincům obývajícím pestrou krajinu. Prostředí má vliv i na sýčky vypuštěné v rámci této práce a může být jedním z faktorů způsobujících rozdílnou velikost DO oproti jiným studiím.

6.4 Shrnutí úspěšnosti reintrodukce během tří let

Úspěšnost zahnízdění je mezi roky rozdílná. V roce 2021 se pouze v Lipnici povedlo vyvést dvě mláďata, zatímco v roce 2022 bylo vyvedeno dohromady 11 mláďat. Nejméně úspěšné jsou zatím Těnovice, kde vypouštění probíhalo každý rok a vyvést mláďata se povedlo pouze roce 2022. Je potřeba další sledování během následujících let, aby se dala určit případná spojitost mezi vypouštěcími lokalitami a hnízdní úspěšností. Z 18 vypuštěných sýčků byl potvrzen během monitoringu úhyn u devíti jedinců a u pěti dalších byl ztracen signál před dokončením sledování. Pouze 4 jedinci prokazatelně zůstávali v lokalitě nebo v jejím okolí po celou dobu monitoringu. Jedním z cílů vypouštění dospělých jedinců je jejich setrvání na lokalitě a vyvádění mláďat v dalších sezónách. To se zatím nedaří a jediným párem setrvávajícím v lokalitě je pár z Lipnice z roku 2022, u kterého zatím nelze zjistit, jestli se jim podařilo znovu zahnízdit.

Výsledky vyhodnocování dat v této práci ukázaly u samic oproti samcům nízkou úspěšnost v udržení se v místě vypouštění. Samice byly po vylétnutí z voliéry průměrně sledovány pouze 5,5 nocí, což je oproti samcům, kteří byli průměrně sledováni 20,4 nocí, velmi málo. Nejdéle sledovaná samice byla samice z Lipnice EN03333, která ale mezi ostatní nebyla počítána kvůli jejímu původu z volné přírody. Byla až do poruchy vysílačky sledována 27 nocí. Není jasné, z jakého důvodu se samice v lokalitách nedaří udržet; u pěti samic byl potvrzen úhyn, dvakrát z toho se jednalo o predaci kunou, jedna samice uvízla v technické pasti, další se utopila ve vodní nádrži a poslední byla nalezena vyhladovělá. Mitchell–Jones et al. (1999) zaznamenali nárůst populace kuny skalní (*Martes foina*). Na větší počet kun si stěžoval i jeden z místních obyvatelů Těnovic. Kuny představují pro vypouštěné sýčky pravděpodobně velké riziko. Kvůli jejich původu z lidské péče nemusí být jejich antipredační chování tak dobré, jako je u jedinců z volné přírody. Další 3 samice zůstávaly ve voliéře a poté byl ztracen jejich signál. Ztráta samice pak může ovlivňovat chování samce, bylo by proto vhodné zaměřit se především na zjištění důvodu této neúspěšnosti samic.

Vypouštěcí lokalita v Těnovicích se zatím ukázala jako problematická. Kromě výše zmíněné nízké hnízdní úspěšnosti a nárůstu kun, které v roce 2022 predovaly oba vypuštěné dospělé jedince a jedno z jejich mláďat, byli v roce 2021 oba dospělí jedinci nalezeni vyhladovělí a jen v roce 2020 samec v lokalitě zůstával po celou dobu sledování, zatímco u samice byl 7 nocí po vylétnutí ztracen signál. Společně s nízkou hnízdní úspěšností je potřeba Těnovice dále sledovat a případně zvážit vhodnost této lokality. Nová střecha stodoly s voliérou by však mohla být lépe zabezpečená proti vniku predátorů

Jediným párem, který na vypouštěcí lokalitě zůstal spolu po celou dobu sledování, byli sýčci z Lipnice v roce 2022. Pár nadále zůstává v okolí vypouštěcí voliéry, což je jedním z cílů reintrodukčního programu a jejich zahnízdění v další hnízdní sezóně by bylo úspěchem. U samice EN03333 byl ztracen signál, byla ale vizuálně dohledána díky fotografii jejího kroužku s viditelným identifikačním číslem. U tohoto páru bylo jako u jediného ze sledovaných sýčků zaznamenáno rodičovské chování. Samec se po dobu sledování o mláďata staral a krmil je, mláďata byla často slyšet, jak žebrají o potravu jednoslabičným voláním, které znělo jako drsné “szip“ nebo “chsj“, jak udává Cramp (1985). Starost o mláďata po vylétnutí z hnízda odpovídá přirozenému chování, které popisuje Pedersen et al. (2013). Samice se většinou držela v prostorách přilehlé zahrady, samec k ní často zalétal, je tedy

možné, že ji také nosil potravu. Samice se držela v blízkosti mládřat, která také reagovala na její varovné volání. To odpovídá tvrzení Van Nieuwenhuysse et al. (2008), podle kterého se na výchově mládřat podílejí samec i samice. Přítomnost samice by mohla tedy ovlivňovat rodičovské chování samce.

Úspěch tohoto páru, ve kterém samec pocházel z lidské péče a samice z volné přírody, byl zajímavý. Přítomnost zkušeného jedince z volné přírody může zlepšovat schopnost přežití jedinců z lidské péče hlavně v podobě antipredačního chování a schopnosti shánět potravu. Jednalo se ale pouze o jeden případ a k potvrzení této domněnky by bylo potřeba zkoumat více takových případů. Zároveň je složité získat jedince z volné přírody, kteří by byli vhodní k zařazení do reintrodukčního programu. Pokud by měl být takovýto jedinec použit, musel by pocházet ze silné, stabilní populace nejlépe se stejným genetickým původem jako jedinci v cílové lokalitě.

Bylo by vhodné v rámci reintrodukčního programu zvážit umístění více vypouštěcích voliér do stejné lokality tak, aby od sebe byly dostatečně vzdálené s ohledem na velikost domovských okrsků. Pokud by vypouštění jedinci měli v okolí sousední pár, mohlo by je to motivovat k udržování teritoria v okolí své vlastní voliéry. V případě úspěšného zahnízdění by také juvenilní jedinci po opuštění teritoria rodičů měli větší možnost najít si v blízkém okolí partnera. Vypouštění by také mělo probíhat tak, aby se teritoria jedinců propojovala a zabránilo se vzniku ostrůvkovité, izolované populace. Nejvhodnější by bylo propojení s divokými populacemi, pro které by reintrodukovaní jedinci mohli představovat vyvážení náhodné mortality.

7 Závěr

Reintrodukční program může být jedním ze způsobů, jak posílit a propojit fragmentovanou populaci sýčka obecného (*Athene noctua*), který se v Česku stal rychle ubývajícím druhem. Právě telemetrie vypuštěných jedinců může poskytnout zpětnou vazbu o úspěšnosti a nedostatcích reintrodukčního programu. Po třech letech telemetrických měření se ukázala nízká úspěšnost vypouštěných samic oproti samecům. Samice buď brzy po vypuštění uhynuly, nebo byl ztracen jejich signál. Po opuštění voliéry byli samci sledováni mnohem déle než samice, nicméně jen 3 samci z 9 vypuštěných od roku 2020 byli sledováni po celou dobu telemetrie a jen u jednoho páru v roce 2022 bylo zaznamenáno rodičovské chování.

Ani jedna z hypotéz prokázána nebyla. Rozdíl ve velikosti domovských okrsků mezi samci a samicemi nebyl statisticky významný. Přestože byli sýčci dokrmováni, nebyli někteří jedinci ochotni zůstat v okolí vypouštěcí voliéry. To mohlo navyšovat velikost domovského okrsku ve srovnání s jedinci z volné přírody, kteří se v období vzletnosti mláďat drží v okolí hnízda. Je tedy potřeba zavést přesnou metodiku dokrmování tak, aby se dal určit jeho vliv na prostorové chování vypouštěných sýčků.

Jen samotný reintrodukční program tak jak doposud probíhá, není patrně dostatečně účinný k odvrácení extinkce sýčka v České republice. Obecně by k záchraně tohoto druhu bylo zapotřebí změnit přístup k obhospodařování zemědělské krajiny a podpořit vznik mozaikovitější a pestřejší krajiny. Pokud by se podařilo přesvědčit vlastníky zatravněných pozemků, aby udržovali dostatek sečených ploch hlavně v období pozdního jara, mohlo by se omezit množství úhynů v tomto období způsobených nedostatkem vhodných lovišť v přerostlých porostech. Aby sýček měl naději na záchranu, je potřeba stále pracovat s veřejností, obzvláště v místě výskytu sýčka a v lokalitách, na kterých probíhá reintrodukce. Ve spolupráci s odborníky by bylo vhodné upozornit místní obyvatele na nebezpečí technických pastí a doporučit účinné způsoby jejich eliminace. K tomuto účelu lze využít sociální sítě, které jsou v dnešní době velmi populární. Dále by také bylo potřeba pracovat na monitoringu a případné kontrole populace problémových predátorů, jako je kuna skalní (*Martes foina*), obzvláště v místech, kde probíhá nebo je plánovaná reintrodukce.

8 Literatura

- Al-Melhim WN, Amr ZS, Disi AM, Katbeh-Bader A. 1997. On the diet of the little owl, *Athene noctua*, in the Safawi area, eastern Jordan. *Zool. Middle East* **15**: 19–28.
- Amelon SK, Dalton DC, Millspaugh JJ, Wolf SA. 2009. Radiotelemetry; techniques and analysis. Pages 57-77 in Kunz TH, Parson S, editors. *Ecological and Behavioral Methods for the Study Of Bats*. Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- American Society of Mammalogists. 1998. Guidelines for the capture, handling and care of mammals. *Journal of Mammalogy* **79**:1416–1431.
- Andersen LH, Sunde P, Pellegrino I, Loeschcke V, Petroldi C. 2017. Using population viability analysis, genomics, and habitat suitability to forecast future population patterns of Little Owl *Athene noctua* across Europe. *Ecology and Evolution* **7**(24): 10987–11001.
- AOPK. 2020. Sýček obecný – Záchraný program (ZP). Available from: <https://www.zachranneprogramy.cz/sycek-obecny/zachranny-program-zp/> (Accesed January 2023).
- AOPK. 2020. Sýček obecný – Příčiny ohrožení. Available from: <https://www.zachranneprogramy.cz/sycek-obecny/priciny-ohrozeni/> (Accesed January 2023).
- Bauer HG, Berthold P. 1996. Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung. Pages 716. AULA Verlag, Wiesbaden.
- Birdlife international. 2023. Species factsheet: *Athene noctua*. Available from: <http://datazone.birdlife.org/species/factsheet/little-owl-athene-noctua> (accessed February 2023).
- Bradbury JW, Vehrencamp SL. 1998. *Principles of Animal Communication*. Cambridge, Massachusetts: Sinauer.
- Burt WH. 1943. Territoriality and Home Range Concepts as Applied to Mammals. *Journal of Mammalogy* **24**: 346–352.
- Cramp S. 1985. *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and north Africa. The birds of the Western Palearctic, vol. IV terns to woodpeckers*. Oxford University Press, New York.
- Dalbeck L, Bergerhausen W, Hachtel M. 1999. Habitatpräferenzen des Steinkauzes *Athene noctua* SCOPOLI, 1769 im ortsnahen Grünland. *Charadrius* **35**: 100–115.
- Devereux CL, McKeever CU, Benton TG, Whittingham MJ. 2004. The effect of sward height and drainage on Common Starlings *Sturnus vulgaris* and Northern Lapwings *Vanellus vanellus* foraging in grassland habitats. *Ibis* **146** (Suppl. 2): 115–122.
- Exo KM. 1988. Jahreszeitliche ökologische Anpassungen des Steinkauzes (*Athene noctua*). *J. Ornith.* **129**: 393–415.
- Exo KM. 1992. Population ecology of little owl *Athene noctua* in central Europe: a review. In: Galbraith C, editor. *The ecology and conservation of European owls*. Joint Nature Conservation Committee; UK Nature Conservation **5**: 64–75.
- Exo KM, Scherzinger W. 1989. Voice and inventory of call-notes of the little owl (*Athene noctua*): description, context and habitat adaptation. *Ecology of Birds* **11**: 149–187.
- Fisher J. 1954. Evolution and bird sociality. Pages 71–83 in Huxley J, Hardy AC, Ford EB, editors. *Evolution as a Process*. Allen & Unwin, London.
- Framis H, Holroyd GL, Mañosa S. 2011. Home range and habitat use of little owl (*Athene noctua*) in an agricultural landscape in coastal Catalonia, Spain. *Animal Biodiversity and Conservation* **34**. DOI: 10.32800/abc.2011.34.0369.

- Génot JC, Julliard M, Van Nieuwenhuyse D. 1997. Little Owl, *Athene noctua*. In The EBCC atlas of European breeding birds: their distribution and abundance. Pages 408–409 in Hagemeyer WJM, Blair MJ, editors. T & AD Poyser, London.
- Getz WM, Fortmann–Roe S, Cross PC, Lyons AJ, Ryan SJ, Wilmer CC. 2007. LoCoH: Nonparametric Kernel Methods for Constructing Home Ranges and Utilization Distributions. PLoS ONE 2(2) (e207) DOI: 10.1371/journal.pone.0000207.
- Goutner V, Alivizatos H. 2003. Diet of the Barn Owl (*Tyto alba*) and Little Owl (*Athene noctua*) in wetlands of northeastern Greece. Belg. J. Zool. **133**(1):15–22.
- Gregory T. 2017. Home Range Estimation. The International Encyclopedia of Primatology, 1–4. DOI:10.1002/9781119179313
- Grzywaczewski G. 2006. State of the population of the little owl *Athene noctua* in Poland. Not. Ornit. **47**: 147–158.
- Grzywaczewski G. 2009. Home range size and habitat use of the little owl *Athene noctua* (Scopoli 1769) in Lublin Region (East Poland). Ardea **97**: 541–545.
- Hardouin LA, Tabel P, Bretagnolle V. 2006. Neighbour–stranger discrimination in the little owl, *Athene noctua*. Animal Behaviour **72**:105–112.
- Hounscome T, O'Mahony D, Delahay R. 2004. The diet of Little Owls *Athene noctua* in Gloucestershire, England. Bird Study **51**(3): 282–284.
- Charter M, Leshem Y, Izhaki I, Guershon M, Kiat Y. 2006. The diet of the Little Owl, *Athene noctua*, in Israel. Zoology in the Middle East **39**(1): 31–40.
- Chrenková M, Dobrý M, Šálek M. 2017. Further evidence of large–scale population decline and range contraction of the little owl *Athene noctua* in Central Europe. Folia Zoologica **66**:106–116.
- Ille R. 1983. Ontogenese des Beutefangverhaltens beim Steinkauz (*Athene noctua*). J. Orn. **124**: 133–146.
- Ille R. 1992. Zum Biologie und Ökologie des Steinkauzes (*Athene noctua*) im Marchfeld: Aktuelle Situation und mögliche Schutzmaßnahmen. Egretta **35**: 49–57.
- Ille R, Grinschgl F. 2001. Little owl (*Athene noctua*) in Austria. Habitat characteristics and population density. Ciconia **25**: 129–140.
- Jacobsen LB, Sunde P, Rahbek C, Dabelsteen T, Thorup K. 2013. Territorial calls in the Little Owl (*Athene noctua*): spatial dispersion and social interplay of mates and neighbours. Ornithologia Fennica **90**:41–49.
- Kenward RE. 2001. A Manual for Wildlife Radio Tagging. Academic Press, London.
- Kitowski I, Stasiak K. 2013. The disappearance of barn owl *Tyto alba* and little owl *Athene noctua* occurrence sites in farmland in East Poland. Ekologia (Bratislava) **32**: 361–368.
- König C, Weick F. 2008. Owls of the World. A&C Black Publishers, London.
- Krings M, Müller–Limberger E, Wagner H. 2018. EvoDevo in owl ear asymmetry—The little owl (*Athene noctua*). ZOOLOGY (e25667) DOI: 10.1016/j.zool.2018.10.002.
- Le Gouar PJ, Schekkerman H, van der Jeugd HP, Boele A, van Harxen R, Fuchs P, Stroeken P, van Noordwijk AJ. 2011. Long–term trends in survival of a declining population: the case of the little owl (*Athene noctua*) in the Netherlands. Oecologia **166**: 369–379.
- Lorge P. 2006. Gehört der Steinkauz *Athene noctua* in Luxemburg bald zum alten Eisen? Regulus Wissenschaftliche Berichte **21**: 54–58.
- Mayer M, Šálek M, Fox AD, Juhl Lindhøj F, Jacobsen LB, et al. 2021. Fine-scale movement patterns and habitat selection of little owls (*Athene noctua*) from two declining populations. PLOS ONE 16(9) (e0256608) DOI: 10.1371/journal.pone.0256608

- Meyknecht JTV. 1941. Farbensehen und Helligkeitsunterscheidung beim Steinkauz (*Athene noctua vidalii* AE Brehm). *Ardea* **30**: 129–170.
- Mikkola H. 1983. Owls of Europe. T. & A.D. Poyser, Calton.
- Ministerstvo životního prostředí. 1992. Vyhláška č. 395 ze dne 13. srpna 1992, kterou se provádějí některá ustanovení zákona České národní rady č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny. Pages 2212–2246 in *Sbírka zákonů České republiky, 1992, částka 80*. Česká republika.
- Mitchell–Jones G, Amori W, Bogdanowicz B, Kryštůfek P, Reijnders JH, Spitzenberger F, Stubbe M, Thissen JBM, Vohralík V, Zima J. 1999. The Atlas of European Mammals. Page 484. Academic Press, London.
- Newton I. 2004. The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis* **146**: 579–600.
- Nilsen EB, Pedersen S, Linnell JDC. 2008. Can minimum convex polygon home ranges be used to draw biologically meaningful conclusions? *Ecol. Res.* **23**: 635–639.
- Norberg RA. 1977. Occurrence and independent evolution of bilateral ear asymmetry in owls and implications on owl taxonomy. *Phil. Trans. R. Soc. London B Biol. Sci.* **280**: 375–408.
- Nyegaard T, Grell MB. 2008. Truede og sjældne ynglefugle I Danmark 2007. Danish Ornithological Union, pp 1–26. Available at: <http://www.dof.dk/sider/images/stories/proj/datsy/dokumenter/DATSY2007.pdf> (Accessed January 2023).
- Paseková I. 2018. Spálené Poříčí – Lipnice. Městský úřad Spálené Poříčí. Available from: <https://www.spaleneporici.cz/lipnice/> (Accessed January 2023).
- Paseková I. 2018. O Spáleném Poříčí. Městský úřad Spálené Poříčí. Available from: <https://www.spaleneporici.cz/o%2Dspalennem%2Dporici/d-5751/p1=51> (Accessed January 2023).
- PECBMS – PanEuropean Common Bird Monitoring Scheme. 2015. Trends of common birds in Europe. CSO, Prague.
- Pedersen D, Thorup K, Sunde P, Jacobsen LB, Rahbek C. 2013. Post-fledging behaviour of juveniles in the Little Owl (*Athene noctua*). *Ornis Fennica* **90**(2): 117–128.
- Pellegrino I, Negri A, Boano G, Cucco M, Kristensen TN, Pertoldi C, Randi E, Šálek M, Mucci N. 2015. Evidence for strong genetic structure in European populations of the little owl *Athene noctua*. *Journal of Avian Biology* **46**: 462–475.
- Pellegrino I, Negri A, Cucco M, Mucci N, Pavia M, Šálek M, Boano G, Randi E. 2014. Phylogeography and Pleistocene refugia of the little owl *Athene noctua* inferred from mtDNA sequence data. *Ibis*, DOI: 10.1111/ibi.12162.
- Powell RA. 2000. Animal Home Ranges and Territories and Home Range Estimators. Pages 65–110 in Boitani L, Fuller TK, editors. *Research Techniques in Animal Ecology: Controversies and Consequences*. Columbia University Press, New York.
- Rahbek C. 2009. Spatial behaviour of little owls (*Athene noctua*) in a declining low-density population in Denmark. *J Ornithol* **150**: 537–548.
- Romanowski J, Altenburg D, Żmihorski M. 2013. Seasonal variation in the diet of the little owl, *Athene noctua* in agricultural landscape of Central Poland. *North-western journal of zoology* **9**(2): 310–318.
- RSPB. Little owl. The Royal Society for the Protection of Birds (RSPB). Available from: <https://www.rspb.org.uk/birds-and-wildlife/wildlife-guides/bird-a-z/little-owl/> (Accessed January 2023).

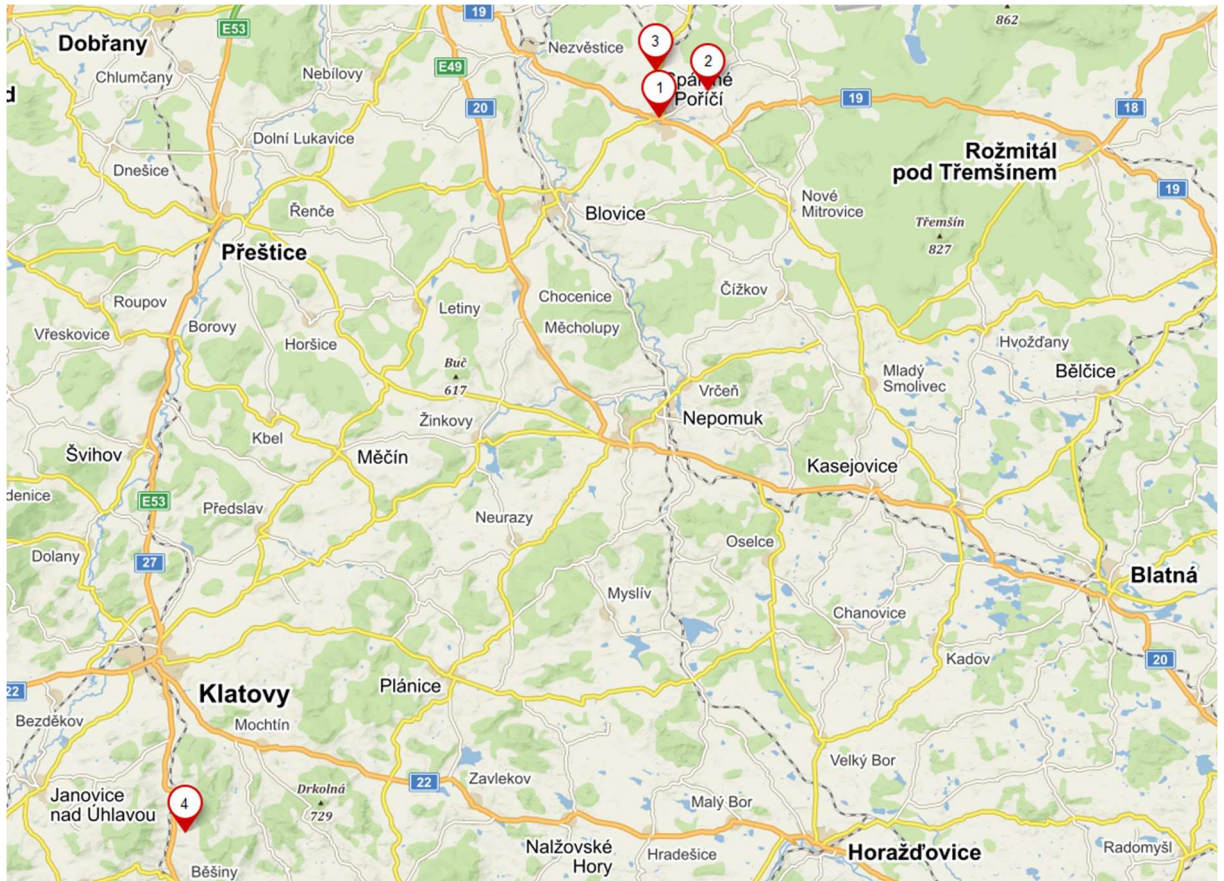
- Shao M, Liu N. 2008. The Diet of the Little Owl (*Athene noctua*) in the Desert Habitats of Northwestern China. *Journal of Raptor Research* **42**(1): 61–64.
- Schaub M, Ullrich B, Knötzsch G, Albrecht P, Meisser C. 2006. Local population dynamics and the impact of scale and isolation: a study on different little owl populations. *Oikos* **115**: 389–400.
- Schönn S, Scherzinger W, Exo KM, Ille R. 1991. *Der Steinkauz*. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg.
- Schröpfer L. 1996. The little owl (*Athene noctua*) in the Czech Republic – abundance and distribution in the years 1993–1995. *Buteo* **8**: 23–38.
- Staggenborg J, Schaefer HM, Stange C, Naef–Daenzer B, Grüebler MU. 2017. Time and travelling costs during chick–rearing in relation to habitat quality in Little Owls *Athene noctua*. *Ibis* **159**: 519–531.
- Sunde P, Thorup K, Jacobsen LB, Halsegård–Rasmussen MH., Ottessen N, Svenne S, Rahbek C. 2009. Spatial behaviour of little owls (*Athene noctua*) in a declining low–density population in Denmark. *Journal of Ornithology* **150**: 537–548.
- Šálek M. 2004. Ekologie sýčka obecného (*Athene noctua*) v zemědělské krajině [Ecology of the Little Owl (*Athene noctua*) in agricultural landscape]. [MSc. Thesis]. AF Jihočeská Univerzita v Českých Budějovicích, České Budějovice.
- Šálek M. 2014. Dlouhodobý pokles početnosti sýčka obecného (*Athene noctua*) v jádrové oblasti jeho rozšíření v Čechách. *Sylvia* **50**: 2–12.
- Šálek M, Chrenková M, Dobrý M, Kipson M, Grill S, Václav R. 2016. Scale–dependent habitat associations of a rapidly declining farmland predator, the Little Owl *Athene noctua*, in contrasting agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **224**:56–66.
- Šálek M, Riegert J, Křivan V. 2010. The impact of vegetation characteristics and prey availability on breeding habitat use and diet of Little Owls *Athene noctua* in Central European farmland. *Bird Study* **57**: 495–503.
- Šálek M, Schröpfer L. 2008. Recent decline of the little owl (*Athene noctua*) in the Czech Republic. *Pol. J. Ecol.* **56**: 527–534.
- Šťastný K, Bejček V, Hudec K. 2006. Atlas of breeding birds in the Czech Republic, 2001–2003. Aventinum, Praha.
- Šťastný K, Bejček V, Němec M. 2017. Červený seznam ptáků České republiky. Pages 107–154 in Chobot K, Němec M, editors. Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Obratlovci. Příroda **34**. AOPK ČR. Praha.
- Thomas ACW. 2013. Little owl | ruru nohinohi. In Miskelly CM editor. New Zealand Birds Online. Available from: <https://nzbirdsonline.org.nz/species/little-owl> (Accessed January 2023).
- Thorup K, Sunde P, Jacobsen LB, Rahbek C. 2010. Breeding season food limitation drives population decline of little owl *Athene noctua* in Denmark. *Ibis* **152**: 803–814.
- Tomé R, Catry P, Bloise C, Korpimäki E. 2008. Breeding density and success, and diet composition of Little Owls *Athene noctua* in steppe–like habitats in Portugal. *Ornis Fennica* **85**: 22–32.
- Van Nieuwenhuysse D, Genot JC, Johnson DH. 2008. *The Little Owl: Conservation, Ecology and Behavior of Athene noctua*. Cambridge University Press, New York.
- White GC, Garrott RA. 1990. *Analysis of Wildlife Radio–tracking Data*. Academic Press, New York, USA.
- Worton BJ. 1987. A Review of Models of Home Range for Animal Movement. *Ecological Modelling* **38**: 277–298.

- Zoo Plzeň. Odchov a repatriace sýčka obecného. Zoologická a botanická zahrada města Plzně. Available from: <https://www.zooplzen.cz/podporujeme/doma-za-humny/odchov-a-repatriace-sycka-obecneho/odchov-a-repatriace-sycka-obecneho.aspx> (Accessed January 2023).
- Zuberogitia I, Zabala J, Martínez JA, Hidalgo S, Martínez JE, Azkona A, Castillo I. 2007. Seasonal dynamics in social behaviour and spacing patterns of the Little Owl *Athene noctua*. *Ornis Fennica* **84**:173–180.
- Žmihorski M, Romanowski J. 2009. Habitat preferences of a declining population of the little owl, *Athene noctua* in Central Poland. *Folia Zool.* **58**: 207–215.

9 Samostatné přílohy

Příloha 1

Mapa s umístěním všech vypouštěcích lokalit. Pod bodem jedna je uvedeno Spálené Poříčí, pod bodem dva jsou Těnovice a bod číslo tři je Lipnice. Bod čtyři ukazuje umístění Radinov.



Příloha 2

Souhrn všech sledovaných jedinců. Počet nocí ukazuje noci započítané do hodnocení domovského okrsku. Jedná se o noci po vylétnutí z voliéry

Rok	Lokalita	Pohlaví	Kód	Vypuštění	Poslední dohledání	Počet dnů	Počet nocí	Poznámka
2022	Lipnice	Samec	EN22475	15.07.2022	27.08.2022	43	39	Samec sledován celou dobu, zůstává na lokalitě
2022	Lipnice	Samice	EN03333	15.07.2022	12.08.2022	28	27	Samice zůstává na lokalitě, poškozená vysílačka
2022	Sp Poříčí	Samec	EN23584	02.07.2022	13.07.2022	11	12	Úhyn – nalezen na zemi vyhladověný
2022	Sp Poříčí	Samice	EN23582	02.07.2022	16.07.2022	14	9	Úhyn – technická past, zapadla v garáži
2022	Těnovice	Samec	EN23590	10.07.2022	14.07.2022	4	4	Úhyn – pravděpodobně predace kunou
2022	Těnovice	Samice	EN23588	10.07.2022	11.07.2022	1	0	Úhyn – predace kunou
2021	Lipnice	Samec	E08620	04.07.2021	11.07.2021	7	7	Ztráta signálu
2021	Lipnice	Samice	E08619	04.07.2021	18.07.2021	14	0	Zůstala ve voliéře, poté ztráta vysílačky
2021	Sp Poříčí	Samec	E08625	24.07.2021	21.08.2021	28	22	Ztráta signálu
2021	Sp Poříčí	Samice	E08626	24.07.2021	04.08.2021	11	9	Úhyn – pravděpodobně predace kunou
2021	Těnovice	Samec	E08623	04.07.2021	02.08.2021	28	27	Úhyn – nalezen vyhladověný
2021	Těnovice	Samice	E08624	04.07.2021	14.07.2021	10	10	Úhyn – nalezena na zemi vyhladověná
2020	Lipnice	Samec	ES51072	26.06.2020	03.07.2020	7	7	Úhyn – technická past, zapadl ve stodole
2020	Lipnice	Samice	ES51071	26.06.2020	07.07.2020	11	9	Úhyn – utopená ve vodní ploše
2020	Radinovy	Samec	ES30143	04.08.2020	10.09.2020	37	30	Samec sledován celou dobu
2020	Radinovy	Samice	ES30144	04.08.2020	13.08.2020	9	0	Ztráta signálu, zůstávala ve voliéře
2020	Těnovice	Samec	ES51079	26.06.2020	02.08.2020	37	36	Samec sledován celou dobu
2020	Těnovice	Samice	ES51078	26.06.2020	07.07.2020	11	7	Ztráta signálu

Příloha 3

Výpočet korelace mezi dny od vylétnutí z vypouštěcí voliéry a maximální vzdáleností od voliéry u samců.

	EN22475	EN23584	EN23590	E08619	E08625	E08623	ES51072	ES30143	ES51079
Testová statistika	0,663	0,3821	-0,0959	0,1212	0,3747	0,5744	0,4914	0,3575	0,3802
Stupeň volnosti	38	9	1	4	19	28	5	35	32
Hladina významnosti	5 %	5 %	5 %	5 %	5 %	5 %	5 %	5 %	5 %
Kritická hodnota	2,021	2,262	12,706	2,776	2,093	2,048	2,571	2,03	2,042
Významnost korelace	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE

Výpočet korelace mezi dny od vylétnutí z vypouštěcí voliéry a maximální vzdáleností od voliéry u samic.

	EN03333	EN23582	E08624	ES51071	ES51078
Testová statistika	-0,77884	0,024379	0,011622	0,191522	0,114918
Stupeň volnosti	25	6	7	8	6
Hladina významnosti	5 %	5 %	5 %	5 %	5 %
Kritická hodnota	2,06	2,447	2,365	2,306	2,447
Významnost korelace	NE	NE	NE	NE	NE

Výpočet korelace mezi nocemi od vylétnutí z vypouštěcí voliéry a maximální vzdáleností od voliéry u samců.

	EN22475	EN23584	EN23590	E08619	E08625	E08623	ES51072	ES30143	ES51079
Testová statistika	0,0865	0,4620	0,5271	0,109	0,4330	0,6337	0,8236	0,4063	0,5607
Stupeň volnosti	37	10	2	4	20	25	5	28	34
Hladina významnosti	5 %	5 %	5 %	5 %	5 %	5 %	5 %	5 %	5 %
Kritická hodnota	2,03	2,228	4,303	2,776	2,086	2,06	2,571	2,04	2,03
Významnost korelace	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE	NE

Výpočet korelace mezi nocemi od vylétnutí z vypouštěcí voliéry a maximální vzdáleností od voliéry u samic.

	EN03333	EN23582	E08624	ES51071	ES51078
Testová statistika	0,401981	0,18288	0,284593	0,225362	0,805558
Stupeň volnosti	25	7	8	7	5
Hladina významnosti	5 %	5 %	5 %	5 %	5 %
Kritická hodnota	2,06	2,365	2,306	2,365	2,571
Významnost korelace	NE	NE	NE	NE	NE

Příloha 4

Všechny naměřené hodnoty MCP a KDE nočních lovných okrsků za celou dobu sledování jedinců. Velikost MCP a KDE je udávána v hektarech. Počet bodů vyjadřuje množství zaznamenaných nočních lokací, ze kterých byla stanovena velikost DO. Počtem nocí se rozumí počet sledovaných nocí po vylétnutí z voliéry.

Jedinec	MCP100	MCP95	MCP90	KDE95	KDE90	Počet bodů	Počet nocí	Průměr bodů na noc
EN22475	3,2	2,1	1,2	1,9	1,3	233	39	6,0
EN03333	4,4	1,0	0,8	2,6	1,6	150	27	5,6
EN23584	9,5	8,8	8,6	22,7	19,5	87	12	7,3
EN23582	51,1	41,3	21,4	105,0	83,8	74	9	8,2
EN23590	1,8	1,8	1,3	5,6	4,6	19	4	4,8
E08619	2,4	2,3	2,2	8,0	6,8	21	6	3,5
E08625	3,7	2,6	2,0	5,9	4,7	102	22	4,6
E08623	2,0	1,4	1,0	2,5	1,8	139	27	5,1
E08624	0,9	0,8	0,6	2,1	1,7	40	10	4,0
ES51071	8,3	7,5	4,3	22,6	18,5	28	9	3,1
ES30143	40,1	25,3	14,0	48,2	33,1	98	30	3,3
ES51079	6,3	4,8	4,2	8,2	6,5	108	36	3,0
ES51078	0,4	0,4	0,4	3,8	4,4	20	7	2,9
Průměr	10,3	7,7	4,8	18,4	14,5	86,1	18,3	4,7
Směrodatná odchylna	16,0	12,1	6,3	29,2	22,9	63,3	12,3	1,7

Příloha 5

Mapy se znázorněnými domovskými okrsky sledovaných jedinců po celou dobu jejich sledování. Červený bod označuje umístění vypouštěcí voliéry. Bílá čára značí 100% MCP, bílá přerušovaná čára značí 95% MCP a bílá tečkovaná čára značí 90% MCP. KDE je znázorněno barevně.



Mapa 1: Noční okrsek EN22475, světle zelená barva zobrazuje 95% KDE a zelená barva 90% KDE



Mapa 2: Noční okrsek EN03333, fialová barva zobrazuje 95% KDE a růžová barva 90% KDE



Mapa 3: Noční okrsek EN23584, zelená barva zobrazuje 95% KDE a modrá barva 90% KDE



Mapa 4: Noční okrsek EN23582, žluto-oranžová barva zobrazuje 95% KDE a oranžová barva 90% KDE



Mapa 5: Noční okrsek EN23590, tyrkysová barva zobrazuje 95% KDE a zelená barva 90% KDE



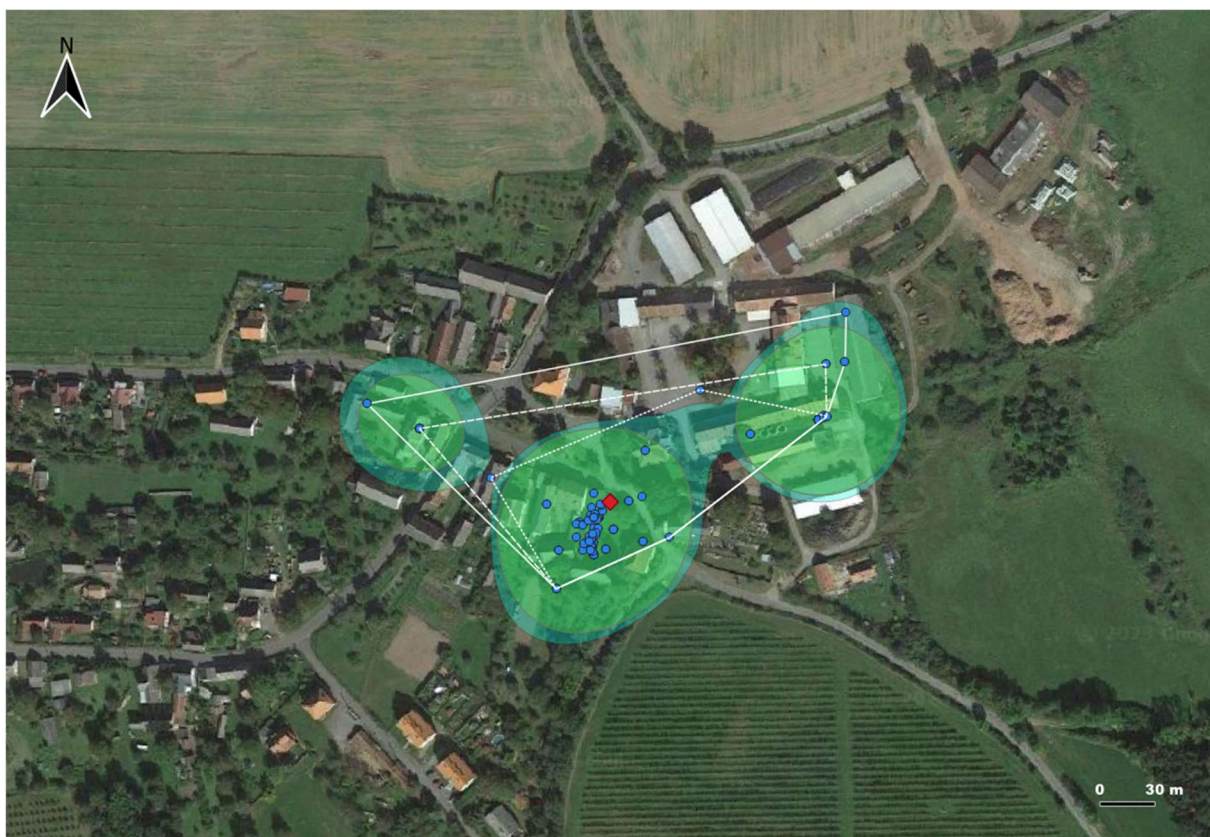
Mapa 6: Noční okrsek E08619, tmavě fialová barva zobrazuje 95% KDE a světle fialová barva 90% KDE



Mapa 7: Noční okrsek E08625, světle růžová barva zobrazuje 95% KDE a tmavě růžová barva 90% KDE



Mapa 8: Noční okrsek E08624, fialová barva zobrazuje 95% KDE a růžová barva 90% KDE



Mapa 9: Noční okrsek E08623, tyrkysová barva zobrazuje 95% KDE a zelená barva 90% KDE



Mapa 10: Noční okrsek ES51071, žlutá barva zobrazuje 95% KDE a oranžová barva 90% KDE



Mapa 11: Noční okrsek ES30143, žlutá barva zobrazuje 95% KDE a oranžová barva 90% KDE



Mapa 12: Noční okrsek ES51078, růžová barva zobrazuje 95% KDE a fialová barva 90% KDE



Mapa 13: Noční okrsek ES51079, zelená barva zobrazuje 95% KDE a žlutá barva 90% KDE.

Příloha 6

Tabulka dvouvýběrového t-testu jako výstup z programu STATISTICA 12 při výpočtu statisticky významného rozdílu ve velikosti domovských okrsků mezi samci a samičemi.

100% MCP

Skup. 1 vs. skup. 2	Průměr skup. 1	Průměr skup. 2	Hodnota t	sv	p	Poč.plat. skup. 1	Poč.plat. skup. 2	Sm.odch. skup. 1	Sm.odch. skup. 2	F-poměr Rozptyly	p Rozptyly
Samci vs. Samice	5,976714	14,28888	-0,828403	9	0,428863	7	4	11,22086	22,73798	4,106304	0,133397

90% MCP

Skup. 1 vs. skup. 2	Průměr skup. 1	Průměr skup. 2	Hodnota t	sv	p	Poč.plat. skup. 1	Poč.plat. skup. 2	Sm.odch. skup. 1	Sm.odch. skup. 2	F-poměr Rozptyly	p Rozptyly
Samci vs. Samice	4,411457	6,897500	-0,479976	9	0,642694	7	4	7,920458	8,910445	1,265605	0,734806

95% KDE

Skup. 1 vs. skup. 2	Průměr skup. 1	Průměr skup. 2	Hodnota t	sv	p	Poč.plat. skup. 1	Poč.plat. skup. 2	Sm.odch. skup. 1	Sm.odch. skup. 2	F-poměr Rozptyly	p Rozptyly
Samci vs. Samice	23,99714	33,87250	-0,328280	9	0,750208	7	4	48,32882	47,31844	1,043161	1,000000

90% KDE

Skup. 1 vs. skup. 2	Průměr skup. 1	Průměr skup. 2	Hodnota t	sv	p	Poč.plat. skup. 1	Poč.plat. skup. 2	Sm.odch. skup. 1	Sm.odch. skup. 2	F-poměr Rozptyly	p Rozptyly
Samci vs. Samice	20,03429	27,34500	-0,295223	9	0,774521	7	4	40,33916	37,79304	1,139279	0,993233