

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta lesnická a dřevařská

Katedra pěstování lesů

Bakalářská práce

Početnost populace zajíce polního (*Lepus europaeus*) v centru hlavního města Prahy

Autor: Bc. Martin Korb

Vedoucí práce: Ing. Jan Cukor, Ph.D.

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta lesnická a dřevařská

ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Bc. Martin Korb

Lesnictví
Provoz a řízení myslivosti

Název práce

Početnost populace zajíce polního (*Lepus europaeus*) v centru hlavního města Prahy

Název anglicky

Population Density of European hare (*Lepus europaeus*) in the Center of Capital City Prague

Cíle práce

Záměrem bakalářské práce je zhodnotit výskyt zajíce polního v centru hlavního města Prahy. Zajíc polní je jedním z typických zástupců živočichů, žijících v otevřené zemědělské krajině, který se v posledních desetiletích začal přizpůsobovat současným změnám prostředí. Pro účely zpracování bakalářské práce bude výskyt tohoto modelového druhu ověřován v centru hlavního města Prahy. Na základě získaných datových souborů o výskytu monitorovaného živočicha bude možné popsat fenomén kolonizace osidlování urbánních ekosystémů.

Metodika

Výskyt zajíce polního bude hodnocen monitoringem pomocí termovizní kamery Pulsar Accolade na předem vytyčených liniových transektech v centru hlavního města Prahy. Zaznamenání výskytů pozorovaných jedinců na stanovených transektech bude realizováno v prostředí mobilní aplikace QField. Získané záznamy zajíce polního pak budou hodnoceny ve vztahu k dalším charakteristikám, jako je např. typ stanoviště (park, zástavba, lesopark).

Harmonogram zpracování:

Student bude průběžně konzultovat postup sběru, zpracování dat a formulace textové části práce se svým vedoucím nebo konzultantem.

Sběr a zpracování dat bude ukončeno nejpozději do 31. října 2022. Rešeršní část práce bude spolu s metodickou částí vypracována a zaslána ke kontrole nejpozději do 30. listopadu 2022. Finální statistické vyhodnocení dat bude provedeno do 31. ledna 2023. Kompletní rukopis práce bude předložen nejpozději do 10. března 2023.

Práce bude po předchozích pravidelných konzultacích s vedoucím práce odevzdána na studijní oddělení FLD v termínu a dle pokynů studijního oddělení.

Doporučený rozsah práce

30 až 40 stran textu

Klíčová slova

urbánní ekosystémy, adaptace, monitoring živočichů

Doporučené zdroje informací

- Havránek, F., Cukor, J., Bukovjan, K., Buriánek, V. (2018): Faktory mortality, využívání stanovišť a podpora populací zajíce polního. Grantová služba Lesů české republiky, s.p., 109 s.
- Marboutin, E., Peroux, R. (1995): Survival pattern of European hare in a decreasing population. *Journal of Applied Ecology*, 32: 809-816
- Mayer, M., Sunde, P. (2020) Colonization and habitat selection of a declining farmland species in urban areas. *Urban Ecosystems*, 23: 543-554.
- Pavliška, P.L., Riegert, J., Grill, S., Šálek, M. (2018): The effect of landscape heterogeneity on population density and habitat preferences of the European hare (*Lepus europaeus*) in contrasting farmlands. *Mammalian Biology*, 88: 8–15
- Schai-Braun, S.C., Häcklander, K. (2014): Home range use by the European hare (*Lepus europaeus*) in a structurally diverse agricultural landscape analysed at a fine temporal scale. *Acta Theriologica*, 59: 277-287
- Smith, R.K., Jennings, N.V., Harris, S. (2005): A quantitative analysis of the abundance and demography of European hares *Lepus europaeus* in relation to habitat type, intensity of agriculture and climate. *Mammal Review*, 35: 1–24
- Voigt, U., Siebert, U. (2019): Living on the edge – circadian habitat usage in pre-weaning European hares (*Lepus europaeus*) in an intensively used agricultural area. *PLoS ONE*, 14: e0222205
-

Předběžný termín obhajoby

2022/23 LS – FLD

Vedoucí práce

Ing. Jan Cukor, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra pěstování lesů

Konzultant

Alexandra Krivopalova

Elektronicky schváleno dne 10. 5. 2022

doc. Ing. Lukáš Bílek, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 31. 8. 2022

prof. Ing. Róbert Marušák, Ph.D.

Děkan

V Praze dne 06. 10. 2022

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma **Početnost populace zajíce polního (*Lepus europaeus*) v centru hlavního města Prahy** vypracoval samostatně a citoval jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použil, a které jsem rovněž uvedl na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

Jsem si vědom, že na moji bakalářskou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědom, že odevzdáním bakalářské práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby.

Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

V Praze dne 3.4.2023

Bc. Martin Korb

Poděkování

Rád bych touto cestou poděkoval za odborné vedení a neocenitelné znalosti vedoucímu práce Ing. Janu Cukorovi, Ph.D. Dále bych rád poděkoval konzultantce práce MSc. Aleksandře Krivopalove za organizaci monitoringu a pomoc se zpracováním výsledků práce.

Abstrakt

V posledních padesáti letech výrazně poklesly stavy zajíce polního (*Lepus europaeus*) v celé Evropě. Postupně klesající přítomnost zajíců v zemědělské krajině, tedy v jejich přirozeném prostředí, je indikátorem zhoršující se kvality tohoto prostředí a změn v zemědělském hospodaření. V souvislosti s tím roste význam osidlování městských habitatů.

Cílem práce je zhodnotit výskyt zajíce polního v centru hlavního města Prahy a na základě získaných dat vyhodnotit kolonizaci urbánních ekosystémů.

V rámci sledovaného území byly vytyčeny liniové transekty, na kterých byl zaznamenáván výskyt zajíce. Transekty byly procházeny v březnu až květnu a září až listopadu 2022 po setmění, kdy je aktivita zajíců nejvyšší. Zajíci byli pozorováni pomocí termokamery a výsledky zaznamenány do mapové aplikace Qfield, včetně parametrů prostředí a věku zajíců. Data byla zpracována pomocí programů Excel a R.

Výsledky monitorování potvrdily výskyt zajíce polního v centru Prahy. Nejvyšší výskyt zajíce byl zaznamenán na trávnících, v parcích a obytné zástavbě s otevřenými plochami, nejnižší pak v lesích.

Práce přispěla ke sběru dat nutných k pochopení kolonizace městského prostředí zajícem polním. Zjištěné skutečnosti o výskytu zajíců by měly být zohledněny při navrhování veřejného prostoru měst přátelského k zajícům a dalším volně žijícím živočichům.

Klíčová slova: urbánní ekosystémy, adaptace, monitoring živočichů

Abstract

Over the last fifty years, the population of European hare (*Lepus europaeus*) have declined significantly across Europe. The gradually declining presence of hares in agricultural landscapes, i.e. in their natural habitat, is an indicator of the deteriorating quality of this environment and changes in farming. In this context, the importance of urban habitat colonisation is increasing.

The aim of this study is to assess the occurrence of the European hare in the centre of the capital city of Prague and to evaluate the colonization of urban ecosystems based on the data.

Within the study area, line transects were delineated where the hare was recorded. The transects were walked in March to May and September to November 2022 after dawn, when hare activity is highest. Hares were observed using a thermal imaging camera and the results were recorded in Qfield app, including environmental parameters and hare age. Data were processed using Excel and R software.

The monitoring results confirmed the presence of hares in the centre of Prague. The highest hare numbers were recorded on grasslands, in parks and residential estates with open areas, while the lowest abundance was recorded in forests.

The work contributed to the collection of data necessary to understand the colonization of the urban environment by the European hare. The findings on hare abundance should be taken into account when designing hare and other wildlife-friendly urban public spaces.

Keywords: urban ecosystems, adaptation, wildlife monitoring

Obsah

1	Úvod.....	1
2	Cíl práce.....	2
3	Literární rešerše	3
3.1	Zajíc polní jako druh.....	3
3.1.1	Systematika	3
3.1.2	Popis druhu.....	3
3.1.3	Původ a rozšíření	4
3.1.4	Biologie	5
3.1.5	Ekologie	6
3.1.6	Etologie.....	8
3.2	Populační dynamika zajíce v rámci Evropy a České republiky	9
3.3	Důvody populačního poklesu	13
3.3.1	Proměna struktury krajiny a intenzivní zemědělství	13
3.3.2	Další významné důvody populačního poklesu.....	19
3.3.2.1	Predace	19
3.3.2.2	Srážky s automobily a efekty liniových komunikací v krajině	22
3.3.2.3	Pesticidy a další prostředky na ochranu rostlin.....	23
3.3.2.4	Nemoci.....	24
3.3.2.5	Lov	25
3.4	Kolonizace nových habitatů v urbánním prostředí	25
4	Metodika	28
4.1	Zájmové území.....	28
4.2	Městská zeleň	31
4.3	Sběr dat	33
5	Výsledky.....	36
6	Diskuse	42
7	Závěr.....	45
8	Zdroje.....	46

1 Úvod

Tato bakalářská práce se zabývá početností zajíce polního (*Lepus europaeus*) v urbánním prostředí širšího centra hlavního města Prahy v kontextu kolonizace nových habitatů v souvislosti s proměnou struktury krajiny a souvisejících jevů. Zajíc polní zaznamenal v posledních cca 60 letech výrazný populační pokles, a to především v intenzivně zemědělsky využívané krajině. Právě změny ve struktuře krajiny však přináší nové fenomény v podobě osidlování nových ekosystémů, které tento původně stepní druh doposud využíval pouze omezeně. Jedním z nově využívaných ekosystémů je silně urbanizovaná krajina širšího centra hlavního města s různými typy habitatů jako jsou různé druhy obytných čtvrtí, průmyslové a administrativní oblasti, parky a lesoparky.

Právě v souvislosti s poklesem populací zajíce polního napříč Evropou je nezbytné porozumět způsobu, jakým se tento druh vyrovnává se změnami podmínkami jeho životního prostředí. Tyto znalosti pomohou lepší ochraně a managementu současných populací zajíce, který je již dnes podle některých metodik a seznamů druhem téměř ohroženým. I přes naléhavost zkoumání této problematiky existuje v současné době pouze velmi málo studií zabývajících se populační dynamikou a početností zajíce polního v urbánních ekosystémech. Přínosem této práce by mělo být prohloubení povědomí o kolonizaci městského prostředí tímto druhem a přispění k dalšímu nezbytnému výzkumu.

2 Cíl práce

Záměrem bakalářské práce je zhodnotit výskyt zajíce polního v centru hlavního města Prahy. Zajíc polní je jedním z typických zástupců živočichů, žijících v otevřené zemědělské krajině, který se v posledních desetiletích začal přizpůsobovat současným změnám prostředí. Pro účely zpracování bakalářské práce bude výskyt tohoto modelového druhu ověřován v centru hlavního města Prahy. Na základě získaných datových souborů o výskytu monitorovaného živočicha bude možné popsat fenomén kolonizace urbánních ekosystémů.

3 Literární rešerše

3.1 Zajíc polní jako druh

3.1.1 Systematika

Doména: Eukaryota

Říše: živočichové (*Animalia*)

Kmen: strunatci (*Chordata*)

Třída: savci (*Mammalia*)

Řád: zajíci (*Lagomorpha*)

Čeleď: zajícovití (*Leporidae*)

Rod: zajíc (*Lepus*)

Druh: zajíc polní (*Lepus europaeus Pallas, 1778*)

Podle některých názorů je zajíc polní poddruhem zajíce kapského (*Lepus capensis*) (Červený a Šťastný 2015).

3.1.2 Popis druhu

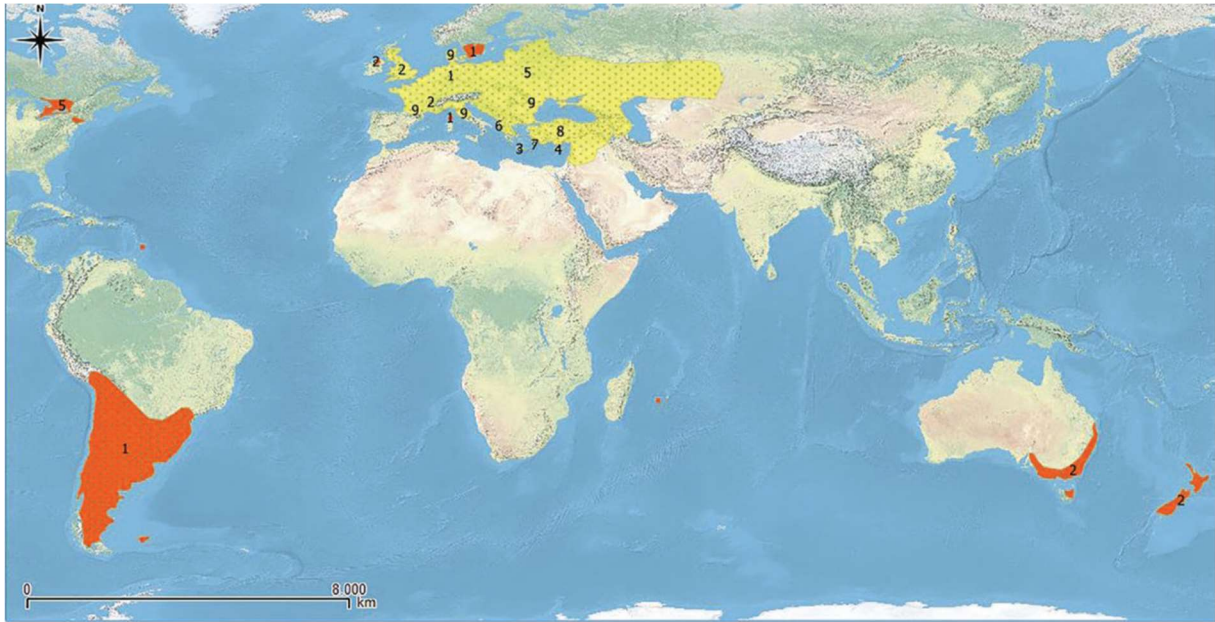
Hmotnost dospělého jedince zajíce polního se může pohybovat mezi 2,5–7 kg, výjimečně až 10 kg při délce těla 500–720 mm, přičemž zaječky jsou průměrně mírně těžší než samci. Srst je okrově hnědá, na hřbetě tmavší než na bocích. Břicho je pak téměř bílé. Dobrým identifikačním znakem jsou uši dlouhé 110–140 mm, zakončené na špičce černou skvrnou. Ocas ve tvaru písmena V je svrchu tmavý, na spodní straně bílý. U zajíce polního nenajdeme výrazný vnější sexuální dimorfismus (Červený a Šťastný 2015; Kučera et al. 2006; Bock 2020).

Pohybová soustava zajíce je přizpůsobena rychlému běhu, v jeho kostře například chybí klíční kosti, běhy jsou připojené pouze pružnými vazy a svaly a zadní běhy jsou výrazně delší než přední. Svalstvo obsahuje velké množství dlouhých svalových vláken s vysokým obsahem myoglobinu, což zajíci umožňuje dlouhodobý pohyb vysokou rychlostí. Páteř se skládá ze 7 krčních, 12 hrudních, 7 bederních, 4 křížových a 15–17 ocasních obratlů. Zuby, ačkoli podobné hlodavčím mají odlišnou stavbu a počet. Neustále dorůstající řezáky jsou přeměněny v tzv. hlodáky, které se vzájemným kontaktem obrušují. Za těmito hlodáky se v horní čelisti nachází ještě další pár řezáků (a u mladých zajíčků ještě třetí pár). Zubní vzorec dospělého zajíce je $\frac{2.0.3.3}{1.0.2.3}$ (Bock 2020; Červený a Šťastný 2015; Kučera et al. 2006).

3.1.3 Původ a rozšíření

Zajíc polní je původním druhem většiny Evropy kromě Skandinávie, Islandu, Britských ostrovů a jihu Pyrenejského poloostrova a také středozápadní části Asie. V průběhu času byl introdukován do značné části světa: severní a jižní Ameriky, Austrálie a Nového Zélandu a Britských ostrovů. V oblasti ostrovů středozemního moře bývají vylišovány geografické poddruhy zajíce, avšak jedná se spíše o různé ekotypy zajíce polního (Bock 2020; Anděra a Červený 2000).

Předpokládá se, že původ zajíce polního můžeme vysledovat k zajíci kapskému (*Lepus capensis*), když se od tohoto druhu oddělil patrně v oblasti Středního východu. Spolehlivé fosilní důkazy můžeme datovat do časného až středního pleistocénu, přičemž fosilie z oblasti severně od Alp se datují až z období přibližně 6000 let před naším letopočtem i když se předpokládá, že oblast střední Evropy zajíc polní osídlil již před dobou ledovou a následně byl vytlačen postupujícím zaledňováním do jižnějších refugií. Současné rozšíření vidíme na obrázku 1 (Bock 2020; Kučera et al. 2006).



Obrázek 1: Mapa rozšíření zajíce polního (*Lepus europaeus*) dle (Bock 2020); žlutě jsou vyobrazeny oblasti původního výskytu, oranžově pak místa introdukce.

3.1.4 Biologie

Ačkoli je zajíc často mylně považován za hlodavce, ve skutečnosti má blíže k sudokopytníkům, což je patrné například ze způsobu zažívání. Základní funkce zažívání se neliší od ostatních obratlovců. Hlavním specifikem je však důležitá funkce slepého střeva v procesu trávení. Tato skutečnost byla objevena již koncem 19. století u zajíců v zajetí a později potvrzena i ve volné přírodě. Tzv. cekatrofie spočívá v reingesci kašovitých výkalů, vznikajících ve slepém střevě štěpením celulózy, obsahujících vysoký podíl vitamínů (především vitamínu B₁) a mikroorganismů. Tyto kašovité výkaly jsou požírány zpravidla mezi šestou a šestnáctou hodinou a po opětovné pasáži jsou vylučovány ve formě tvrdých bobků. Slepé střevo dosahuje téměř délky celého těla a je nejobemnějším trávicím kompartmentem. Odehrává se v něm mikrobiální štěpení těžko stravitelných materiálů (Kučera et al. 2006; Bock 2020; Červený a Šťastný 2015).

Zajíc polní jako typický r-stratég, s rychlým růstem, brzkou pohlavní dospělostí a velkým počtem mláďat se dožívá až 12 let, avšak v našich podmínkách pouze 6 % populace přežije třetí rok života. Míra přežívání mladých zajíčků se dle různých autorů pohybuje mezi 11 a 52 % (Červený a Šťastný 2015; Bock 2020; Smith et al. 2005).

Mortalita u juvenilních jedinců však může dosáhnout až 90 % mezi zajíčky během prvního roku (Voigt a Siebert 2019)

Samice vrhá 1–7 prekociálních (plně osrstěných a vidoucích) samostatných mláďat při 3–4 vrzích za rok po 42–44 dnech březosti, přičemž průměrný vrh jsou 3 zajíčci. Po 38. dnu je možná superfetace (opětovné oplození během březosti). Počet vrhů a počet mláďat závisí na vnějších vlivech. Nejčastěji se tak jedná o 7–10 zajíčků během reprodukční sezóny, která může trvat až 256 dní ročně. Zajíc polní se rozmnožuje téměř celý rok, kromě období od října do prosince, avšak mláďata se rodí pouze výjimečně v zimních a časně jarních měsících. Mláďata jsou kojena průměrně 35 dnů, a to pouze jednou denně po soumraku. Pohlavně dospívají ve 4–8 měsících. Přibližně po 10 dnech začínají přijímat i tuhou potravu. Zajíc nebuduje žádnou formu nory nebo hnízda ani v době vrhu, mláďata klade přímo na neupravenou zem, kdy však vybírá suchá a krytá místa (Bock 2020; Červený a Šťastný 2015; Kučera et al. 2006).

Srst zajíce polního má stejnou barvu po celý rok, avšak zimní srst má až o třetinu vyšší hustotu oproti letní (až 12 000 chlupů na cm³). Zajíc líná 2x do roka, první línání zajíčků probíhá při hmotnosti 1,25–1,75 kg nezávisle na období, druhé již ve stejném období jako u dospělců. Chlupy na tlapkách mají hranatý průřez a jsou roztřepené, což pomáhá zabránit uklouznutí (Bock 2020; Anděra a Červený 2000).

Díky stavbě svého těla je zajíc polní výborný a vytrvalý běžec, který dosahuje rychlosti až 70 km/h. V této rychlosti je navíc schopný velmi rychle měnit směr. Tyto schopnosti výrazně ovlivňují jeho chování a strategii přežití (Červený a Šťastný 2015).

3.1.5 Ekologie

Zajíc polní je druhem původně obývajícím otevřenou krajinu, fylogeneze druhu se odehrávala v krajině stepní až lesostepní. V dnešní kulturní krajině dává přednost heterogenní krajině s množstvím mozaikovitě rozmístěných polí, luk, lesíků a remízků. O nárocích druhu na prostorové uspořádání bude pojednáno dále v části zabývající se populačním poklesem zajíce polního (Anděra a Červený 2000; Bock 2020; Kučera et al. 2006).

Na území České republiky se zajíc vyskytuje v největších hustotách v nižších polohách, především do 200 metrů nad mořem, oblastech teplejších, s nižšími srážkami (do 700 mm ročně) a kratšími obdobími sněhové pokrývky. Navzdory tomu jde o druh poměrně přizpůsobivý, vyskytující se i ve vyšších polohách, s občasným výskytem i nad hranicí lesa (Kučera et al. 2006; Pikula et al. 2004).

Populační hustota zajíce polního se odvíjí od podmínek prostředí, v ideálních podmínkách může na území České republiky dosahovat průměrně až přes 23 ks/km³. Populační hustota se však může přirozeně pohybovat i okolo hodnoty 100 ks/km³, v oblastech bez predačního tlaku však i v násobcích tohoto počtu. Průměrné zjištěné hodnoty na území Německa kolísají od 5 do 26 ks/km³ v roce 2013. V Polsku jsou dokumentovány hodnoty výrazně nižší. Výsledky ze studovaných regionů z let 2014-2015 pro ČR vychází průměrně na 6,8-17 ks/km³ (100 ha), stejná studie v obdobném regionu na území Rakouska uvádí až 65,3 ks/km³ (100 ha) (Pikula et al. 2004; Pavliska et al. 2018; Bock 2020).

Velikost domovského okrsku se uvádí v rozmezí 7-190 ha a závisí na typu krajiny a poměru pohlaví v populaci. Větší zastoupení orné půdy, vyšší populační hustota a vyšší zastoupení samic v populaci negativně koreluje s velikostí domovského okrsku. Dále jejich velikost souvisí s dostupností zdrojů a množstvím úkrytů. Noční domovské okrsky jsou větší než denní až o 50 %. Domovské okrsky se mohou překrývat nejen mezi dospělci a juvenilními jedinci, ale i mezi dospělci navzájem, na jaře se takto může překrývat okrsek jedince s okrsky dalších 13-21 zajíců. Centra aktivit v rámci těchto okrsků se mohou během roku měnit v souvislosti se změnami v habitatech, distribucí zdrojů a disturbancemi (Bock 2020; Anděra a Červený 2000; Mori et al. 2022; Marboutin a Aebischer 1996; Rühle a Hohmann 2004; Schai-Braun a Hackländer 2014; Reitz a Léonard 1994).

Zajíc polní je býložravec, spoléhá na zásoby tuků a preferuje tedy energeticky bohatou potravu a je velmi vybíravý, zvláště v zimním období. V letním období jde především o zelené části rostlin. Nejčastěji přijímá pravé trávy (čeleď Poaceae) a různé byliny a polní plevely (především čeledí Asteraceae, Brassicaceae, Fabaceae a Plantaginaceae). Přijímá i kulturní plodiny, před kterými však dává přednost právě volně rostoucím rostlinám. V zimním období kromě konzumace suchých částí rostlin, především semen kulturních trav a meziplojin, okusuje dřeviny a ohryzává jejich kůru. V období tuhých zim může způsobit značné škody v kulturách a lesních školkách. V zimě však ochotně přijímá příkrmování poskytované myslivci. Významnou roli ve výživě zajíce hraje cekotrofie popsaná výše. V přírodních podmínkách zajíc přijímá většinu potřebné vody v potravě a není závislý na jejích zdrojích v krajině. V zajištění vody pravidelně přijímá. V případě využití agro-environmentálně klimatických opatření jako set-aside nebo biopásy jsou pro podporu zajíce vhodné rostliny: tollice vojtěška (*Medicago sativa*), truskavec ptačí (*Polygonum aviculare*), ptačinec prostřední (*Stellaria media*), sója luštinatá (*Glycine max*) a jetel luční (*Trifolium pratense*) a také různé trávy. (Anděra a Červený 2000; Červený a Šťastný 2015; Pavliska et al. 2018; Schai-Braun et al. 2015).

3.1.6 Etologie

Zajíc je obecně považován za samotářské zvíře sdružující se pouze v době páření, avšak ke kontaktům se sousedy nebo ve skupinách o dvou až třech jedincích dochází pravidelně i v oblastech s nízkou populační hustotou. V období páření jsou tvořeny dynamické skupiny až o 13 jedincích bez hierarchické struktury. V tomto období jsou zajíci aktivní i ve dne. Mezi samci dochází k soubojům o samice. Toto chování se nazývá honcování. Druh je považován za nokturnální (noční) nebo krepuskulární (soumravný), kdy pozorujeme nejvyšší aktivitu, avšak důkazy naznačují značnou plasticitu v chování a jde tedy spíše o druh kathemerální (celodenní). Denní aktivita se zvyšuje v období páření, s prodlužováním dne a také v oblastech bez vyrušování. Tomuto napovídají i pozorování autora v urbánních částech Prahy, jak ukazuje například obrázek 2. Zajíc projevuje značné teritoriální chování a při pastvě se zpravidla pohybuje po ustálených ochozech. Významnou plasticitu však projevuje také v užití prostoru, jak bude pojednáno dále (Bock 2020; Červený a Šťastný 2015; Mori et al. 2022).

V kontaktu s predátory (nebo i jiným nebezpečím) má zajíc polní dvě základní strategie přežití. Rychlý běh s prudkým kličkováním využívá nejčastěji proti predátorům na zemi. Druhou strategií je nehybné přitisknutí k zemi a splnutí s okolím. Tuto možnost zajíc volí často jako obranu proti predátorům útočícím ze vzduchu. Na tuto strategii však doplácí mnoho zajíčků při kontaktu se zemědělskou mechanizací. Dalším typickým chováním je panáčkování, které slouží nejen ke zpozorování predátora, ale i k jeho upozornění, že je viděn, a tedy nemá smysl zajíce pronásledovat (Anděra a Červený 2000; Voigt a Siebert 2019; Edwards et al. 2000).



Obrázek 2: Aktivita zajíce polního v parku na sídlišti Antala Staška, Praha 4 během dne, 2.7.2022 19:18; foto: autor.

3.2 Populační dynamika zajíce v rámci Evropy a České republiky

Populace zajíce polního v Evropě utrpěly od 60. let minulého století výrazný pokles početnosti. Ačkoli podle IUCN (International Union for Conservation of Nature) se jedná o druh málo dotčený (LC – least concern), některé střeoevropské země již považují zajíce polního za ohrožený druh. V nejnovějším vydání Červeného seznamu ohrožených druhů ČR je již označen za druh téměř ohrožený (NT – near threatened) a je uveden populační pokles od 70. let 20. století o 80 %. Strmý populační pád byl dokumentován napřed v západní Evropě, později i v Evropě východní (Hacklander a Schai-Braun 2019; Chobot a Němec 2017; Voigt a Siebert 2019; Pavliska et al. 2018).

Celoevropský pokles populační hustoty se dotkl po roce 1973 i území dnešní České republiky. Z myslivecké evidence za ČR zpracované ÚHÚL můžeme pozorovat závratný pokles lovu z 1 214 000 kusů v roce 1973 na 32 171 kusů v roce 2020, což je pokles o více

než 97 % při mírném poklesu honebních ploch. Počty jarních kmenových stavů vykazují pokles o 76 %, ovšem s otazníkem nad přesností a věrohodností těchto dat. Podobné poklesy lovu můžeme pozorovat i v dalších státech, jako je Dánsko, Německo, Polsko, Rakousko a Velká Británie. (Edwards et al. 2000; Zbořil et al. 2007; ÚHÚL 2004; ÚHÚL 2021; Smith et al. 2005).

Úbytek úlovků z Evropských zemí v 60., 70. a 80. letech 20. století můžeme vidět na obrázku č. 3. Ačkoli tato data přímo nedokumentují populační hustotu zajíce polního v těchto zemích, dostatečně indikují populační trend – radikální pokles druhu v těchto zemích. Ačkoli roční úlovky kolísají v závislosti na úspěšnosti rozmnožování v daném roce, na rozdíl od některých jiných zástupců řádu *Lagomorpha* nepozorujeme cyklické fluktuace v populaci zajíce polního. Tento úbytek dokumentuje i Smith a kol., data ze studií napříč Evropu v jednom grafu vidíme na obrázku 4 (Smith et al. 2005; Edwards et al. 2000).

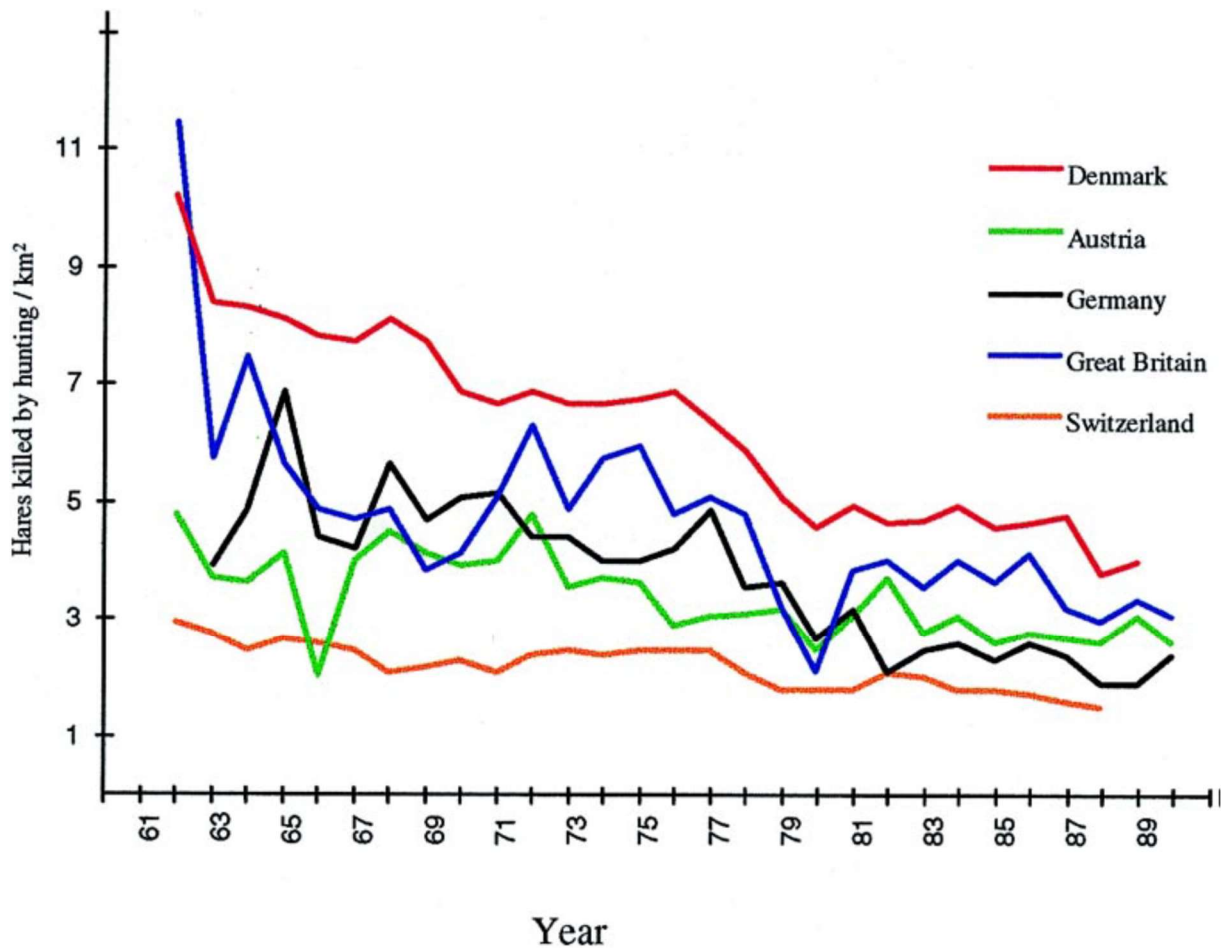
Podle různých studií populační hustota zajíce polního pozitivně koreluje s plochou orné půdy, avšak významnou roli hraje heterogenita krajiny, poskytující zajíci vhodné podmínky nejen k pastvě, ale i k úkrytu a rozmnožování. Heterogenita mikrostanovišť pak hraje ještě důležitější roli v případě zajíčků, kteří přestávají být závislí na mateřské péči (Smith et al. 2005; Voigt a Siebert 2019; Pavliska et al. 2018).

Ačkoli příčin poklesu je více a primárně souvisí se změnami krajiny a intenzifikací zemědělství, jak bude dokumentováno dále, populační pokles je důsledkem nízkého přírůstku populací (recruitment), spíše než ostatních demografických faktorů. Výsledná struktura populace a nedostatek mladých jedinců však poté ovlivňují náchylnost populace v následných změnách v míře přežití dospělých zajíců (Marboutin a Peroux 1995).

Jak ukazuje Pavliska a kol. na příkladu regionů v ČR a Rakousku, populační hustota se může měnit v souvislosti s heterogenitou krajiny i na poměrně malém území. Při monitoringu z let 2014-2015 v regionech na území ČR a Rakouska dospěl k hodnotám průměrně 6,8-17 kusů na 100 ha v ČR a 65,3 kusů zajíce na 100 ha v Rakousku. Výrazný rozdíl pak byl naměřen i v maximální hustotě (15,4-41,1 ks/100 ha pro regiony v ČR a 102,9 ks/100 ha v rakouském regionu). Jak připouštějí sami autoři data z území Rakouska nejsou rozsáhlá a k jejich komparaci s daty z ČR je nutno přistupovat obezřetně, avšak rozdíly jsou signifikantní. Konkrétní vliv struktury krajiny bude rozebrán v následující kapitole (Pavliska et al. 2018).

Populacemi zajíce na území ČR se zabýval například Zbořil a kol. ve studii populační dynamiky na Olomoucku na základě počtu úlovků a odchytů, kdy dochází k potvrzení stabilního úbytku zajíců v celém sledovaném období 1964-2002. Průměrné roční snížení úlovků uvádí 5,8 % za celé sledované období, toto číslo je menší než údaje za celou republiku – kde dochází k úbytku úlovků průměrně o 7,7 %. Obě tato čísla jsou však alarmující. Na

obrázku 5 můžeme tento trend jasně vidět. Zajímavý je i další trend – zvyšování stavů lišky obecné (*Vulpes vulpes*), avšak na tomto základě není možné predikovat vývoj populace zajíce polního. Míra růstu populace lišek tak s úbytkem zajíce přímo nesouvisí (Zbořil et al. 2007).



Obrázek 3: Počty ulovených kusů zajíce polního v jednotlivých letech v evropských státech; Mary a Trouvilliez 1995 dle (Edwards et al. 2000).

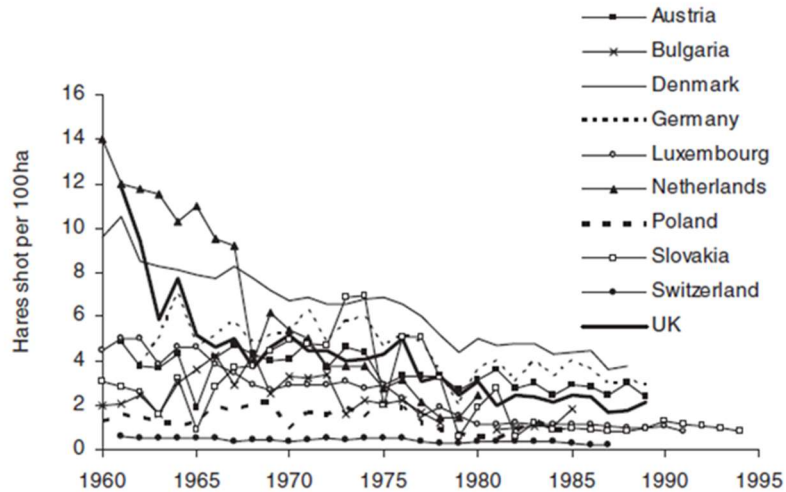
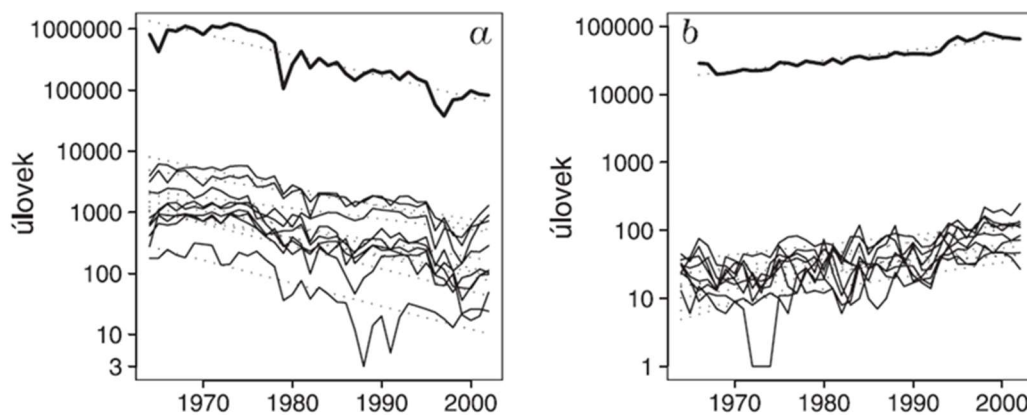


Fig. 1. Changes in hare hunting bags in Europe from 1960 onwards. Data are shown for Austria (Péroux, 1995), Bulgaria (Ninov, 1990), Denmark, Germany (Péroux, 1995), Luxembourg (Schley et al., 1998), the Netherlands (Broekhuizen, 1982), Poland (Pielowski, 1990), Slovakia (Slamečka et al., 1997), Switzerland and the UK (Péroux, 1995).

Obrázek 4: Změny v počtech úlovků zajíce polního napříč Evropou dle (Smith et al. 2005).



Obr. 2. Populační dynamika zajíce polního (a) a lišky obecné (b) v devíti oblastech Olomoucka. Pro roční úlovky je použito logaritmičeském měřítko. Lineární trendy jsou znázorněny tečkovanou čarou. V horní části obou grafů jsou znázorněny dynamiky v celé České republice, ve spodní části grafů jsou dynamiky na Olomoucku.

Obrázek 5: Populační dynamika zajíce polního v oblastech Olomoucka dle (Zbořil et al. 2007).

3.3 Důvody populačního poklesu

3.3.1 Proměna struktury krajiny a intenzivní zemědělství

Populační pokles zajíce polního v posledních přibližně padesáti letech je tedy dobře zdokumentován i díky významu zajíce pro myslivost. Máme tedy relativní dostatek potřebných dat, avšak navzdory tomuto dlouho neexistoval konsenzus nad důvody poklesu. Za nejvýznamnější konečnou příčinu však jsou považovány změny ve struktuře krajiny, především v souvislosti s rostoucí výměrou polí a snižováním heterogenity krajiny. K proměně struktury krajiny přispívá také její fragmentace liniiovými stavbami, které mají výrazné dopady na populace volně žijících živočichů. Tyto dopady budou zkoumány v samostatné kapitole (Smith et al. 2005; Roedenbeck a Voser 2008).

Důležitým faktorem vývoje populační dynamiky zajíce polního je míra jeho výskytu v odlišných druzích habitatů. Obecně je výskyt zajíců vyšší na orné půdě než na půdě neorné – pastvinách, pahorkatinách a lesích. Ovšem v případě příliš intenzivního obhospodařování zemědělské půdy jsou počty zajíců nižší. V souvislosti se selektivním způsobem pastvy zajíce je zásadní heterogenita stanovišť, diverzita plodin a využívání set-asides a dalších opatření. Dalším faktorem je pak rozloha polí v případě v případě orné půdy, resp. heterogenita krajiny. Zajíc polní tak z těchto důvodů bývá považován za bioindikátor kvality životního prostředí (Smith et al. 2005; Vaughan et al. 2003; Pavliska et al. 2018; Jennings et al. 2006; Cukor et al. 2021; Schai-Braun et al. 2015).

Intenzifikace zemědělství a její důsledky jako vysoká mechanizace a s ní související vyšší mortalita juvenilních jedinců a používání přípravků na ochranu rostlin, společně se změnami ve struktuře krajiny a související diverzitě habitatů jsou často označovány za hlavní důvod populačního poklesu zajíce polního v Evropě, avšak pouze několik studií bylo na toto téma zpracováno. Diverzita habitatů je však obecně považována za velmi důležitou pro přežití zajíce, kterému poskytuje celoroční příležitost k pastvě, dostatečně různorodou potravu a možnost úkrytu. Výsledky studií však neposkytují jednoznačné výsledky, například v otázce souvislosti velikosti polí a abundance zajíce, kdy můžeme zjistit, že velikost polí může být s populační hustotou zajíce korelována negativně nebo může být neutrální. Například Panek však poukazuje, že negativní efekt velikosti polí může v čase růst. Bylo však prokázáno, že zajíci preferují okraje polí a návazná stromořadí před plochami uprostřed polí, především pak u polí s velkou výměrou (Panek a Kamieniarz 1999; Smith et al. 2005; Vaughan et al. 2003; Petrovan et al. 2013).

Samotná intenzifikace zemědělství přináší i nečekané důsledky pro výskyt příbuzných druhů živočichů. Data ze Spojeného království naznačují, že intenzifikace zemědělské výroby na plochách původně využívaných jako pastviny přinesla úbytek v počtu zajíců, kteří preferují diverzitu krajiny a rostlin, a naopak růst populací králíka divokého (*Oryctolagus cuniculus*), který preferuje spíše nutričně bohaté plodiny. K podpoře populací druhů volně žijících zvířat bývají uplatňovány různé agrotechnické, technické a myslivecké metody. Zvyšování výkonů a efektivity zemědělské techniky pak přináší výzvy pro přežívání především mláďat savců, včetně zajíců. Jeho mláďata reagují na ohrožení primárně přikrčením a s rostoucí rychlostí a šířkou pracovního prostoru dochází ke zvýšené mortalitě mláďat. Tuto problematiku je obtížné kvantifikovat, avšak v závislosti na typu vegetace se mortalita pohybuje od 2 do 44 %, přičemž nejnižší je u plodin na orné půdě a nejvyšší při seči travních porostů (Steen et al. 2012; Lush et al. 2014).

Bylo zjištěno, že populační hustota zajíce je na orné půdě vyšší než na pastvinách navzdory intenzifikaci zemědělství v oblastech s ornou půdou a souvisejícími sezonními změnami vegetace. Bylo potvrzeno, že kvalita dostupné potravy v obou typech habitatů je v zásadě rovnocenná. Rozdíl v demografii zajíce v těchto oblastech je tak spatřován ve vyšším výdeji energie oproti jedincům osidlujícím ornou půdu, například z důvodu menší rozlohy domovských okrsků, vyššího rizika predace nebo méně vhodných klimatických podmínek, konkrétně vyšších srážek v pastevních oblastech. (Jennings et al. 2006; Pépin a Angibault 2007; Schai-Braun a Hackländer 2014).

Velmi důležitým jevem souvisejícím s intenzivním zemědělstvím a diverzitou stanovišť jsou sezonní změny ve vegetačním pokryvu intenzivně zemědělsky obhospodařovaných ploch, především pak polí. Ačkoli sklizeň letních plodin nemá významný dopad na mortalitu juvenilních a dospělých jedinců, její dopady na chování zajíců jsou značné, zvláště v souvislosti s využíváním domovských okrsků. Bylo zjištěno, že domovské okrsky zajíce jsou po sklizni výrazně větší, ale pouze v malém časovém měřítku (v rámci denních domovských okrsků, u týdenních okrsků je rozdíl minimální). Agrotechnická opatření ovlivňují také výběr habitatů a úkrytů. Sklizeň však ovlivňuje i dostupnost potravy, kde může mít pozitivní vliv na výživu zajíců, kteří nachází velmi hodnotné posklizňové zbytky. Vzhledem ke zvýšení aktivity při hledání potravy po sklizni roste význam menších polí a různorodosti pěstovaných plodin pro prosperitu populací zajíců. Opatření jako set-asides a podobné mají také pozitivní dopady. Data ukazují i na změny v souvislosti s antipredačním chováním (Marboutin a Aebischer 1996; Schai-Braun et al. 2014; Mayer et al. 2019).

Vzhledem k výše zmíněnému, změny ve struktuře krajiny a diverzitě habitatů, s přihlédnutím k rychlým sezonním změnám vegetace na intenzivně zemědělsky

obhospodařované půdě, v důsledku transformace a intenzifikace zemědělství jsou pokládány za nejdůležitější z faktorů populačního poklesu populací zajíce polního napříč Evropou. Značný důraz je pak kladen na existenci nebo naopak neexistenci celoročního vegetačního pokryvu v rámci daných habitatů (Smith et al. 2005; Panek 2018; Pavliska et al. 2018; Edwards et al. 2000; Pépin a Angibault 2007).

Toto potvrzuje i Schai-Braun a Hackländer (2014) ve studii, zabývající se využitím a velikostí domovského okrsku v různých typech krajiny. Ve srovnání s poli s velkou výměrou (a tedy nižší heterogenitou prostředí), využívá zajíc v oblastech nízkou výměrou polí výrazně menší domovský okrsek, což pomáhá šetřit energii a snižuje riziko predace. Výrazný je také vliv okrajových habitatů – okrajů polí a lesů, vyhledávaných zajíci a zvyšujících diverzitu krajiny (Mori et al. 2022; Schai-Braun a Hackländer 2014; Roedenbeck a Voser 2008).

V neposlední řadě změny ve struktuře habitatů zvýrazňují dopady dalších podstatných faktorů na početnost populací zajíce polního v Evropě. O těchto faktorech bude pojednáno více v následující kapitole. Ačkoli jsou tedy za konečnou příčinu populačního poklesu zajíce polního považovány změny ve struktuře krajiny, dílčí faktory ovlivňující populační dynamiku druhu plynoucí z těchto strukturálních změn jsou nejasné (Vaughan et al. 2003; Smith et al. 2005).

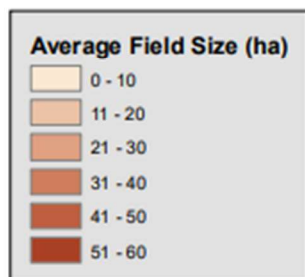
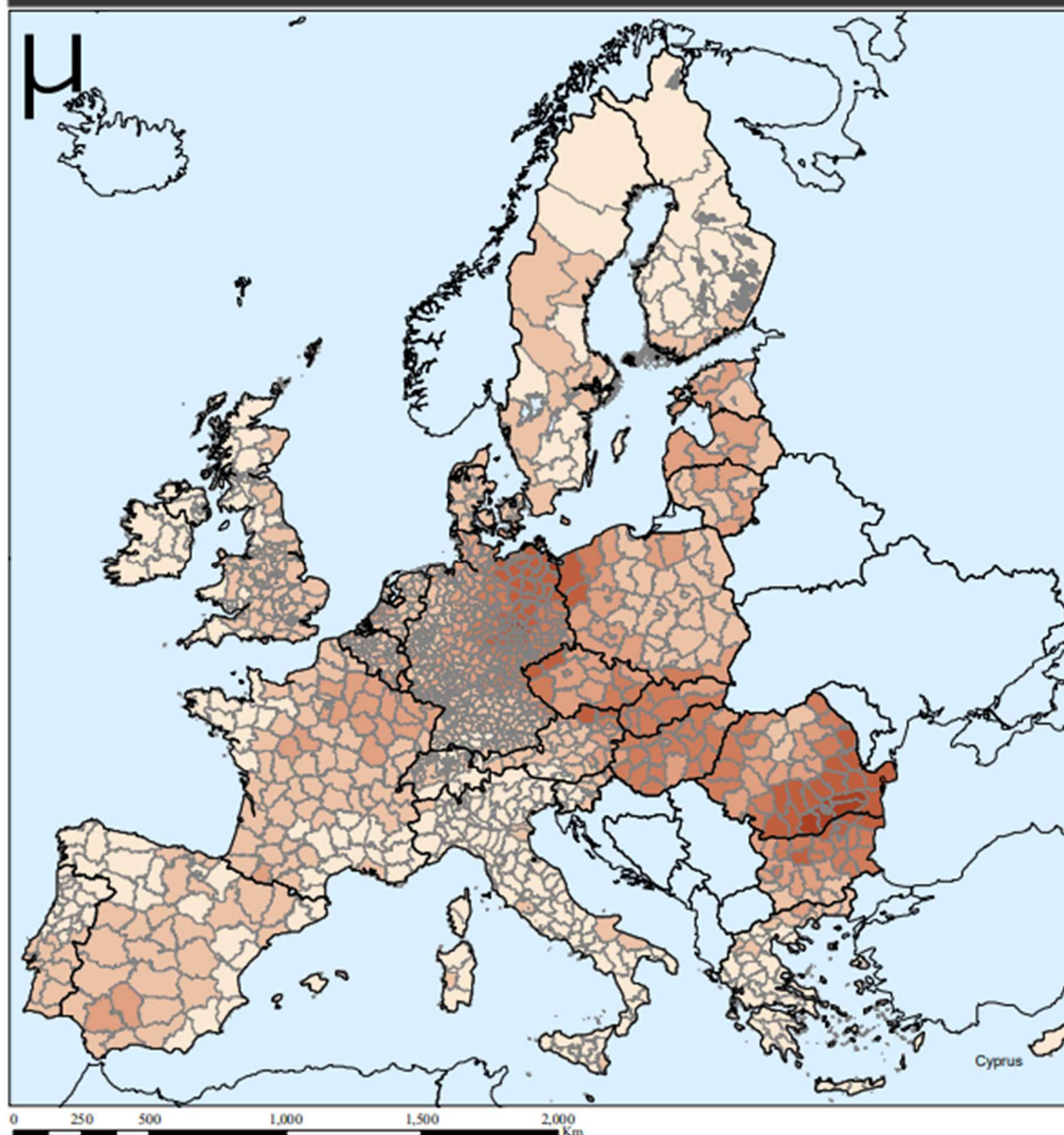
Je tedy patrné, že v případě snah o zachování zajíce polního a dalších druhů volně žijících živočichů v Evropě ohrožených populačním poklesem je nutné věnovat zvýšenou pozornost právě struktuře krajiny a velikosti půdních bloků. V této souvislosti má značný vliv Společná zemědělská politika EU a národní politiky v oblasti zemědělství a ochrany přírody a krajiny, které zajišťují nástroje k podpoře biodiverzity a heterogenity zemědělské půdy prostřednictvím regulací a dotačních programů. Péče o krajinu a podpora vhodných habitatů mohou také pomoci snížit mortalitu zajíčků a tím pomoci stabilizovat populace (Smith et al. 2005; Vaughan et al. 2003; Schai-Braun a Hackländer 2014; Pavliska et al. 2018; Voigt a Siebert 2019).

Pokud tedy budeme změny ve struktuře krajiny považovat za primární důvod populačního pádu zajíce polního (nejen) na území dnešní ČR, je nutné k pochopení tohoto poklesu uvést rámcově rozsah těchto změn ve sledovaném období. V případě ČR je nutné brát ohled na specifika socioekonomického vývoje v období plánované ekonomiky, kdy scelování zemědělské půdy vyústilo ve více homogenní krajinu ve srovnání například s Rakouskem, které má podobné přírodní podmínky. Ve sledovaném období však došlo k homogenizaci krajiny v obou sledovaných státech, i když v odlišné míře (Sklenicka et al. 2014; Pavliska et al. 2018).

Zásadním měřítkem v porovnání heterogenity krajiny je velikost půdních bloků, jak nám ukazuje obrázek č. 6. Pomocným ukazatelem pak může být velikost zemědělských podniků v České republice, která je nejvyšší v rámci Evropské Unie (obrázky 7 a 8). V roce 2007 dosahovala průměrná velikost zemědělského podniku 135 ha, v roce 2013 pak 133 ha, což je zdaleka nejvíce v rámci EU. Pro srovnání s dalšími státy EU v roce 2013 se na Slovensku jednalo o 80,68 ha, ve Francii 58,74 ha, v Německu 58,59 ha, v Rakousku 19,42 ha, ve Španělsku 24,15 ha, v Polsku 10,8 ha a v Maďarsku 9,48 ha. I oproti zemi s druhou nejvyšší průměrnou velikostí zemědělského podniku, Spojeným královstvím Velké Británie a Severního Irsku s 93,07 ha je rozdíl propastný. (Reuter a Eden 2008; Statistical Office of the European Communities 2008; Eurostat 2015b; 2015a).

V rámci změn struktury zemědělské krajiny je nutné připomenout také pokles výměry především orné půdy (kterou jak bylo zmíněno zajíci preferují), tak i zemědělské půdy obecně. Naopak přibývá trvalých travních porostů a lesních pozemků (obrázek 9, obrázek 10) (Český úřad zeměměřický a katastrální 2021).

Wind Erosion: Average field size in ha



Average field shape parameters are important for estimating wind erosion risk. The parameter reported is based on the fractal net evolution segmentation approach and a fuzzy classification of the Image2000 satellite archive, only for agricultural areas. Values reported are based on large, clearly discernible fields, which are prone to wind erosion.

MAP INFORMATION

Spatial coverage: 27 Member States of the European Union and Switzerland.

Reporting Unit: NUTS Regions
Projection: ETRS89 LambertAzimuthal Equal Area

Input data - sources:
IMAGE 2000
CORINE LandUse
NUTS Regions
INSPIRE 10kmx10km Grid

BIBLIOGRAPHIC INFORMATION

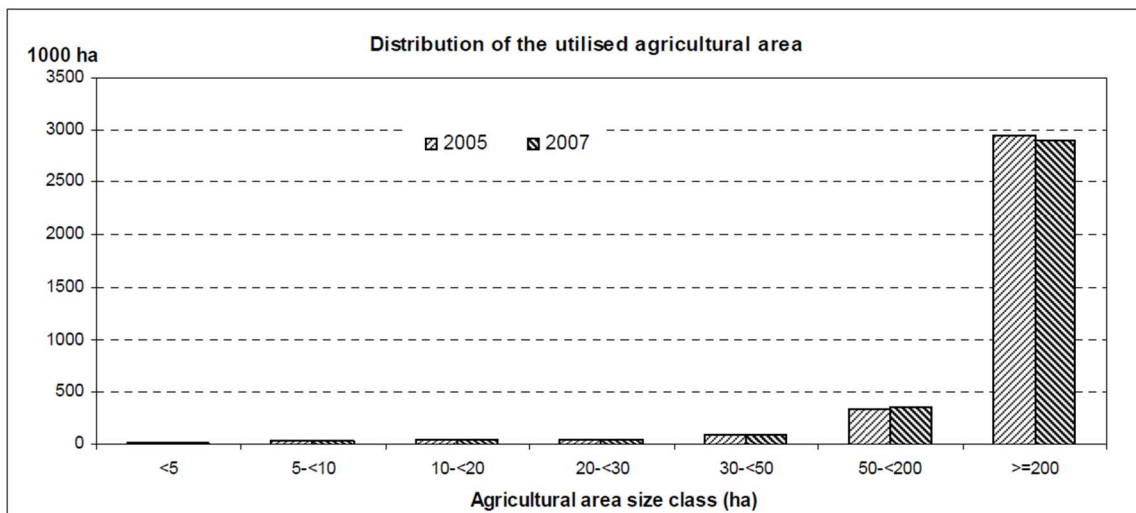
Hannes Isak Reuter and Marie Eden,
European Commission,
Institute of Environment and Sustainability,
Land Management and Natural Hazards Unit,
Ispra, Italy.
Email: Hannes.Reuter@jrc.it

Digital datasets can be downloaded from
<http://eusoiils.jrc.ec.europa.eu/>

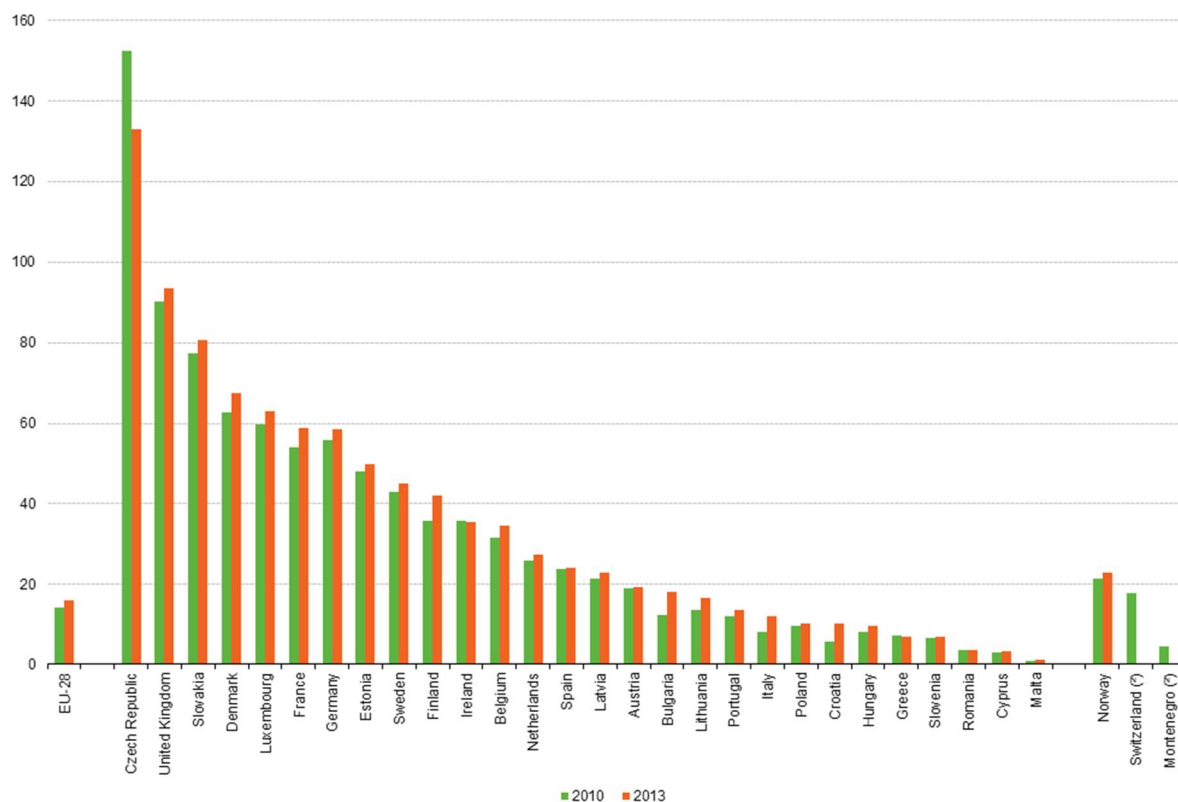


© European Communities, 2008

Obrázek 6: Průměrná velikost polí v členských státech EU a Švýcarsku v hektarech, 2008 dle (Reuter a Eden 2008).



Obrázek 7: Velikost zemědělských ploch v ČR v letech 2005 a 2007 dle výměry dle (Statistical Office of the European Communities 2008).



(*) Iceland not shown for reasons of scale: 2010 value was 616 hectares.

(*) 2013: not available.

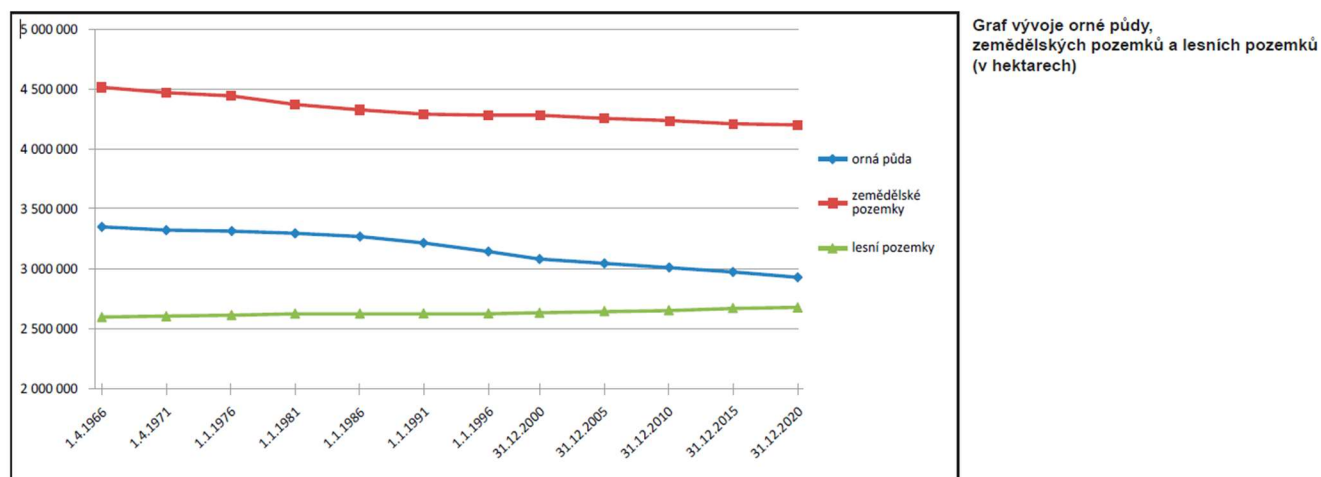
Source: Eurostat (online data code: ef_kvaareg)

Obrázek 8: Průměrná velikost zemědělského podniku v členských státech EU v letech 2010 a 2013 dle (Eurostat 2015b).

b. Vývoj jednotlivých druhů zemědělských pozemků a lesních pozemků od roku 1966 (v hektarech)

Stav ke dni	Druh pozemku								
	orná půda	chmelnice	vínice	zahrad	ovocný sad	louka	pastvina	zemědělské pozemky	lesní pozemky
						trvalý travní porost			
1. 4. 1966	3 351 570	9 427	7 984	146 960	48 092	658 306	291 794	4 514 133	2 599 628
1. 4. 1971	3 320 179	8 991	9 725	147 354	54 101	640 770	288 643	4 469 763	2 608 445
1. 1. 1976	3 316 341	10 162	12 409	148 785	54 428	615 281	286 106	4 443 512	2 612 461
1. 1. 1981	3 293 392	10 612	15 008	150 969	53 539	577 572	273 230	4 374 322	2 623 807
1. 1. 1986	3 268 974	11 213	16 226	155 284	52 663	566 736	256 351	4 327 447	2 626 059
1. 1. 1991	3 219 030	11 315	15 821	157 747	51 079	576 506	255 989	4 287 487	2 629 483
1. 1. 1996	3 142 642	11 427	15 633	158 697	50 091	629 691	271 642	4 279 823	2 630 129
31. 12. 2000	3 082 383	11 232	15 574	160 609	49 008	961 070		4 279 876	2 637 289
31. 12. 2005	3 047 249	10 967	18 670	161 811	46 994	973 789		4 259 480	2 647 416
31. 12. 2010	3 008 090	10 552	19 434	163 010	46 556	985 859		4 233 501	2 657 376
31. 12. 2015	2 971 957	10 149	19 811	163 785	45 613	1 000 620		4 211 935	2 668 392
31. 12. 2020	2 931 713	9 548	20 179	172 056	44 022	1 022 686		4 200 204	2 677 329

Obrázek 9: Vývoj jednotlivých druhů zemědělských a lesních pozemků od roku 1966 v hektarech dle (Český úřad zeměměřický a katastrální 2021).



Obrázek 10: Vývoj orné půdy, zemědělských a lesních pozemků od roku 1966 v hektarech dle (Český úřad zeměměřický a katastrální 2021).

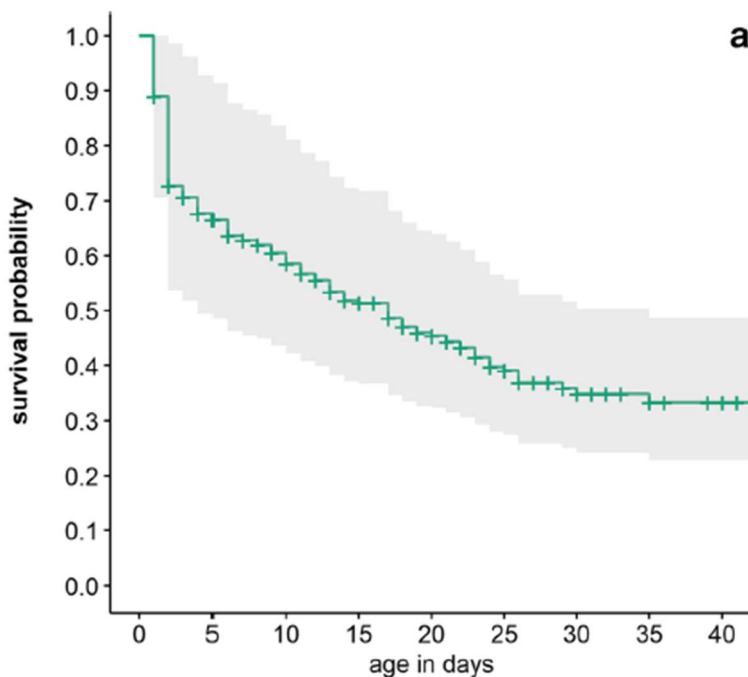
3.3.2 Další významné důvody populačního poklesu

3.3.2.1 Predace

Vliv predátorů byl považován za důležitý faktor hrající roli při populačním poklesu zajíce v Evropě, především pak v Polsku. Důležitost predace zajíců liškou byla korelována

s klesajícími stavy zajíců v Polsku do 90. let 20. století. Rostoucí význam predace liškou byl dáván do souvislosti s účinným očkováním proti vzteklině a souvisejícím populačním růstem u lišek. Nicméně nová data ukazují, že dnes je tento faktor méně významný, především ve srovnání s proměnami habitatů v souvislosti s transformací zemědělství. Další studie však ukazují na důležitost mysliveckého managementu predátorů (především pak lišky) pro stabilizaci populací zajíců. Tato kontrola predátorů umožňuje zajícům plně využít potenciál zlepšující se kvality habitatů (Panek 2018; Reynolds et al. 2010; Frölich et al. 2003).

Při zkoumání predace zajíce obecného je vhodné zkoumat zvlášť predaci juvenilních a subadultních jedinců a predaci dospělých zajíců. Toto je nutné kvůli odlišné struktuře predátorů, ale také kvůli různým dopadům struktury krajiny a struktury predátorů v konkrétních lokalitách. Míru predace ale ovlivňují i další faktory jako počet nocí s plným měsíčním svitem, který ovlivňuje úspěšnost lovu nočních predátorů zajíce jako je liška nebo výr velký (*Bubo bubo*). Dalšími významnými predátory zajíců jsou domácí kočky, lasicovité šelmy, z ptáků pak některé druhy dravců od velikosti krahujce obecného (*Accipiter nisus*), sovy nebo krkavcovití. Mezi příležitostné predátory můžeme počítat i všežravce jako prase divoké (*Sus scrofa*). Tyto druhy kromě lišky jsou hrozbou především pro zajíčky, dospělý zajíc je zpravidla mimo jejich možnosti. Na obrázku 11 vidíme vysokou úmrtnost zajíčků v prvních dnech života. Predační tlak hraje významnou roli (Mori et al. 2022; Panek a Kamieniarz 1999; Bock 2020; Kučera et al. 2006; Voigt a Siebert 2019).



Obrázek 11: Pravděpodobnost přežití zajíčků v závislosti na věku (ve dnech) dle (Voigt a Siebert 2019). Z grafu je patrný skok v míře přežití v prvních dnech života.

Hlavním predátorem zajíce je v Evropě liška obecná, potravní generalista, který má prokazatelné dopady na populace zajíce v Evropě. Dle Goszczyńského a Wasilewského dat z let 1985-89, především v období nízkých stavů malých savců (tj. zpravidla na jaře) dosahuje zajíc 12,2-43 % podílu na hmotnosti biomasy pozřené liškami (podíl biomasy dospělých ku subadultním a juvenilním zajícům je přibližně 1:3). Podíl na mortalitě zajců se usmrcení liškou, v závislosti na sezóně, může pohybovat od cca 20 do 50 %, což představuje snížení populace až o cca 18 % (Panek pak uvádí 10-23 % roční mortality). Predace liškou se podílí více na mortalitě dospělých zajců než mláďat. Efektivita lovu liškou je nízká, pouze cca 7 % pokusů skončí ulovením (dospělého) zajíce, jak uvádí Goszczyński a Wasilewski. Tato čísla se však mění v závislosti na hustotách populací zajců i lišek. S populačním poklesem však důležitost zajíce jako potravy pro lišku klesá. Především v oblastech s nízkou hustotou zajíce má predace vyšší dopady a je nutné přikročit ke kontrole počtu lišek a zlepšování kvality habitatů s cílem stabilizace těchto zaječích populací (Goszczyński a Wasilewski 1992; Sidorovich et al. 2006; Panek 2013; Mayer et al. 2020b).

Vliv predace liškou byl prokázán především v souvislosti s abundancí zajíce v podzimní a zimní sezóně a v oblastech s nízkou hustotou zajíce. Při experimentálním odstranění lišky, prostřednictvím intenzivního lovu došlo na zkoumaném území k okamžitému zvýšení populační hustoty zajíce ve srovnání s kontrolním územím (konkrétně na 10,6 oproti 6,4 jedince/1000 ha, tedy 1,7x). Ve studiích z Německa a Švédska byla nalezena negativní korelace mezi hustotami lišky a druhů zajců (*Lepus europaeus*, *L. timidus*) (PANEK et al. 2006; Frölich et al. 2003).

Důležitost predace jako faktoru přímo ovlivňujícího početnost zajíce však závisí na konkrétní struktuře zkoumaného habitatu. Například v habitatech v blízkosti lesa je pro zajíce vyšší riziko predace liškou, což ovlivňuje jeho výskyt v takovémto druhu prostředí. Vliv blízkosti lesa, popřípadě mozaikovitost krajiny se střídáním lesů a polí má různý dopad na mortalitu mladých jedinců a dospělců, kdy v blízkosti lesa klesá mortalita zajíčků, ale roste predace dospělců. Toto je vysvětlováno možností přesunu zajíčků do lesa před nebezpečím zemědělské mechanizace, která je zásadním faktorem mortality juvenilních jedinců a na druhé straně větším tlakem predátorů. Roli může hrát i možná vyšší efektivita lovu lišky v lese než na poli. Detekce a reakce na přítomnost predátorů se liší v závislosti na charakteru habitatu, především pak na typu a výšce vegetace. Predace zajíce liškou je také negativně korelována s výskytem malých savců, především hlodavců. V případě jejich nízkých stavů se zvyšuje predací tlak na zajíce (Panek a Kamieniarz 1999; Goszczyński a Wasilewski 1992; Mayer et al. 2020b).

Kromě přímých dopadů na početnost populací zajíců mají predátoři i vliv nepřímý. Tento spočívá ve vykonávání antipredačního chování zajíci a s ním spojený vyšší výdej energie. Data však naznačují, že lovené druhy reagují pružně na ohrožení predátory, podle míry ohrožení. Při zjištění přítomnosti predátorů například podle pachových stop přizpůsobí chování pouze s minimálními energetickými výdaji. Vlastní energeticky nákladné antipredační chování jako je útek apod. praktikují pouze při přímém ohrožení (Mayer et al. 2020b).

Nové výzvy pak přináší expanze nepůvodních druhů predátorů jako je například psík mývalovitý (*Nyctereutes procyonoides*), mýval severní (*Procyon lotor*) nebo šakal obecný (*Canis aureus*) do oblasti výskytu zajíce polního. Tato expanze přináší kromě zvýšeného predatorního tlaku, kdy například u šakala tvoří zajíc až 20 % kořisti, také rizika zavlečení nakažlivých chorob (Markov a Lanszki 2012; Kauhala a Kowalczyk 2011).

3.3.2.2 Srážky s automobily a efekty liniových komunikací v krajině

Dopravní komunikace jsou důležitý faktor v utváření životních podmínek volně žijících živočichů, přičemž ovlivňují tyto populace minimálně ve třech rovinách: přímo zvyšují mortalitu srážkami s vozidly, tvoří překážky pohybu (bariéry v krajině – oplocené komunikace) a také snižují kvalitu habitatu jeho fragmentací. Zvláště poslední důsledky jsou však pochopeny pouze velmi povrchně. Přitom nepřímé dopady liniových komunikací mají prokazatelný vliv na populace zajíce polního (Jaeger a Fahrig 2004; Roedenbeck a Voser 2008).

Srážky s vozidly každoročně způsobují vysoké materiální škody a jsou příčinou úhynu velkého množství živočichů. Přímé dopady na životaschopnost populací však nebyly prokázány, i když u ohrožených populací mohou působit jako přitěžující faktor. Problémem při vyhodnocování srážek se zajíci je nižší nápadnost těchto střetů oproti střetům s většími savci. Také škody po střetech se zajíci jsou nižší a z těchto důvodů jsou tyto škody hlášeny pouze ojediněle. Absolutní odhadovaná čísla sražených zajíců v ČR za rok jsou však ohromující a dosahují přibližně 144 000 kusů za rok 2011, což je výrazně více než počty ulovených zajíců a dosahují přibližně 46 % odhadované populace zajíce v ČR. Škody související s těmito srážkami pak dosahují cca 3,9 milionů euro mezi lety 2006 až 2010 (Roedenbeck a Voser 2008; Mrtka a Borkovcová 2013).

Tyto srážky jsou poměrně častým jevem a v rámci snah o ochranu druhů volně žijících živočichů je uvažováno o různých metodách ochrany jako je oplocování silnic, využívání různých druhů repelentů, vysekávání vegetace v okolí cest a podobně. Oplocování silnic, kromě své nákladnosti, přináší efekt pouze za specifických okolností, kdy je provoz, tak hustý,

že minimalizuje možnost úspěšného překročení silnice. V ostatních případech působí jako bariéra pohybu a je výrazně škodlivé. Naproti tomu užívání pachových repelentů se zdá být nadějnou metodou, která, při správném použití, umožňuje snížení škod na majetku až o 37 % a snížení počtu usmrcených jedinců různých druhů živočichů (včetně zajíců, i když u nich se jedná o velmi malou skupinu zkoumaných jedinců). Studie dále naznačují, že vysekávání vegetace v okolí silnic může působit kontraproduktivně díky atraktivnosti regenerované vegetace při sekání v nevhodnou dobu, což bylo zkoumáno například u losa, avšak k potvrzení jsou nutné další výzkumy, především u dalších druhů živočichů (Jaeger a Fahrig 2004; Kušta et al. 2015; Rea 2003).

Nepřímé dopady silnic a dalších liniových komunikací jsou velmi důležité pro populace volně žijících živočichů, včetně zajíce polního. Ačkoli jsou tyto dopady málo prozkoumané, studie naznačují, že mají nezanedbatelný vliv na stavy zajíců v Evropě. Zajíci se totiž vyhýbají blízkosti silnic a preferují velká území, nefragmentovaná silnicemi. Hustota více vytížených silnic pak má negativní vliv na abundanci zajíce, naopak hustota nezpevněných cest má v tomto případě vliv pozitivní. Tyto efekty úzce souvisí s proměnami struktury krajiny jako celku. Faktory, jako hustota silnic a heterogenita krajiny jsou však vzájemně provázané. V heterogenní krajině mají zajíci menší prostorové nároky a snižuje se tedy počet případů překračování silnic a klesá tedy pravděpodobnost srážky s vozidly. Vliv heterogenity krajiny je však nutné nazírat společně s hustotou hlavních silnic, s jejíž rostoucí hustotou roste i pravděpodobnost srážky s vozidly (Roedenbeck a Voser 2008; Mayer et al. 2022).

3.3.2.3 *Pesticidy a další prostředky na ochranu rostlin*

Samotné užívání pesticidů souvisí s intenzifikací zemědělství, o které bylo pojednáno výše. V této práci však bude tato problematika zpracována v samostatné kapitole, a to z několika důvodů. V současné době teprve začíná být vliv pesticidů na diverzitu rostlin a kontaminaci vod chápán jako rozsáhlý problém. S tím souvisí fakt, že téměř neexistují souhrnné studie, které by se tématem zabývaly. V neposlední řadě je toto téma důležité pro hodnocení důvodů kolonizace nových habitatů v urbánním prostředí, kde nedochází k aplikaci pesticidů, nebo k aplikaci dochází v minimální míře (Hruška a Svoboda 2021).

Z dosavadních poznatků pak vyplývá, že při aplikaci neonikotinoidů, dochází k jejich ukládání v semenech rostlin a následně jejich konzumaci různými druhy ptáků a savců, včetně zajíce prérivého (*Lepus townsendii*). Při této konzumaci nedochází k překročení letální dávky LD50, ale jsou dokumentovány četné subletální dopady v oblasti reprodukce, imunitních reakcí, koordinace a neurobehaviorální oblasti (Roy a Coy 2020).

Značný obsah pesticidů v moči zajíců byl pak prokázán v nepublikované české studii Hrušky a Svobody. Ti zkoumali obsah různých pesticidů v několika českých a rakouských lokalitách. V moči zajíců byly nalezeny vysoké koncentrace pesticidů jako glyfosát (ten byl nalezen ve všech vzorcích) a jeho metabolit AMPA, dále pak metazachlor, fluazifop a quinmerac a další. Průměrně byly nalezeny 3-4 látky s mediánovou koncentrací 105 µg/l. Pozitivní efekt ekologického zemědělství byl prokázán u lokality Wildendürnbach v Dolním Rakousku. Chybí však vyhodnocení dopadů a škodlivosti vysokých koncentrací pesticidů a jejich metabolitů v moči zajíců a množství nasbíraných dat je nízké. Další výzkum je tedy nutný (Hruška a Svoboda 2021).

Data ukazují, že příjem pesticidů se neomezuje pouze na pastvu, ale v případě zajíce jde i o důsledek přímého postřiku, kdy zajíci neopouští svoje stávaníště. Edwards pak ve své práci neprokázal, že užití herbicidu paraquat má signifikantní dopady na populační pokles zajíců ve Francii a Spojeném království. Tento herbicid byl navíc v Evropské Unii zakázán v roce 2007 (Edwards et al. 2000; Mayer et al. 2020a).

Tato problematika může mít potenciálně značné dopady na stavy druhů volně žijících zvířat a je nutné zintenzivnit výzkum v této oblasti. Jak bylo ukázáno, v současné době nemáme dostatek dat ke komplexnímu posouzení dopadů pesticidů na zajíce polního.

3.3.2.4 *Nemoci*

Různé infekční nemoci mohou mít negativní vliv na populační dynamiku zajíce napříč Evropou. Z těchto nemocí jsou nejvýznamnější EBHS (European brown hare syndrome), pseudotuberkulóza, tularémie, brucelóza, toxoplazmóza a parazitická nemoc protostrongylóza (původcem jsou drobné plicní hlístice). Data ze Šlesvicka-Holštýnska ukazují, že i přes často značnou prevalenci těchto nemocí v některých regionech, má výskyt chorob pouze druhotnou roli v poklesech stavů zajíců. Epidemie některých nemocí, především tularémie a brucelózy, však mohou krátkodobě zvýšit mortalitu zajíců až o 15 %. Epidemie tularémie na jižní Moravě v roce 1995 snížila úlovky zajíce až o dvě třetiny (Frölich et al. 2003; Tremel et al. 2007).

V posledních dekádách je věnována zvýšená pozornost výzkumu infekčních chorob u zajíců, a to z několika důvodů. Jedním je možná souvislost s dramatickým poklesem stavu zajíců. Zajíc může dále sloužit jako dobrý bioindikátor environmentálních změn, ale hlavním důvodem je zoonotický potenciál některých infekčních nemocí vyskytujících se u zajíců, a tedy jejich možný přenos na člověka. Mezi tyto nemoci patří především tularémie, brucelóza a leptospiróza. Data z ČR z let 2004-2006 ukazují, že odebraná krevní séra vykazují přítomnost

protilátek v 6,5 %, 1,6 % a 7,5 %. Obdobná data z roku 2003 z česko-rakouského pomezí ukazují podobná čísla: 6 %, 3,54 % a 8,3 %. I přes zvyšující se zájem o tuto problematiku jsou naše znalosti nízké a je třeba další výzkum (Richard a Oppliger 2015; Trembl et al. 2007; Winkelmayr et al. 2005).

Zvýšená mortalita jedinců při sklizních a rozvoj bakterie *Clostridium botulinum* na mršinách pak může při kontaminaci plodin vést k botulismu a ztrátám jak na zvěři, tak i hospodářských zvířatech (Steen et al. 2012).

3.3.2.5 Lov

Jedním z předpokládaných důvodů populačního poklesu zajíce je také vysoký lovecký tlak. Lovecká evidence a analýzy úlovků (hunting bag analysis) jsou důležitou metodou v určování indexu abundance zajíce polního i v analýzách jeho výskytu v různých druzích habitatů (Marboutin a Peroux 1995; Panek a Kamieniarz 1999).

Zajíc polní je jedním z nejdůležitějších evropských a českých lovných druhů a jeho chov a management je posuzován i z ekonomického hlediska. Z dostupných dat je patrný značný propad úlovků, který koresponduje s obecným populačním poklesem zajíce v evropské přírodě (UHÚL 2021; ÚHÚL 2004; Zbořil et al. 2007; Pikula et al. 2004).

Data však také ukazují, že populace zajíce jsou velmi odolné proti loveckému tlaku, pokud je dodržován podzimní poměr juvenilních ku dospělým jedincům mezi 1,2 až 2,5. V tomto případě fungují kompenzační mechanismy a populace zůstává stabilní. Na druhou stranu při populačním poklesu může lovecký tlak působit jako přitěžující faktor. Ačkoli lovecké aktivity nekorespondují s populačním vývojem zajíce, regionální populace jsou na lovu silně závislé a výrazné regionální rozdíly v abundanci vyžadují diferenciovaný přístup k lovu (Edwards et al. 2000; Marboutin a Peroux 1995; Strautt a Pohlmeier 2001).

Kvantitativní analýzou výzkumných prací zabývajících se demografií a abundancí zajíce polního nebyl zjištěn vliv lovu na počty zajíců (Smith et al. 2005).

3.4 Kolonizace nových habitatů v urbánním prostředí

V souvislosti s popsanými změnami ve struktuře krajiny a dalšími faktory přispívajícími k populačnímu poklesu zajíce polního v evropské krajině můžeme pozorovat nové vzorce ve využívání krajiny zajícem, včetně kolonizace nových habitatů v urbánním prostředí. Osidlování nových prostředí může přispět ke stabilizaci populací zajíce a jeho zachování do budoucna. K tomuto je nutné dobře pochopit proces této kolonizace, adaptaci zajíce na nové prostředí a preference druhu ohledně typů pokryvu a charakteru habitatů v rámci městského prostředí. Ačkoli je toto pochopení důležité pro další snahy o ochranu zajíce polního i dalších druhů savců v kulturní a urbanizované krajině a také pro návrhy veřejných prostorů měst s ohledem na často skloňované environmentální aspekty těchto návrhů, panuje zásadní nedostatek studií a literatury na toto téma. Okrajově se zajícem jako indikátorem urbanizace a intenzifikace zemědělství zabývá Lundström-Gilliéron a Schlaepfer, avšak bez hmatatelných výsledků (Lundström-Gilliéron a Schlaepfer 2003).

Některé další druhy zvěře a volně žijících živočichů a proces jejich synurbanizace byly však již studovány hlouběji. Například Hubert a kol. provedli studii zabývající se komparací výskytu ježka západního (*Erinaceus europaeus*) v městském prostředí a jeho venkovském okolí. V urbanizovaném prostředí byla zjištěna výrazně vyšší průměrná hustota populace ježka (konkrétně 35 oproti 4 jedincům/100 ha). Výsledky naznačují, že tento rozdíl v hustotě není možné přisuzovat pouze zvýšeným (antropogenním) zdrojům potravy, ale svoji roli hrají i výhodnější klimatické podmínky ve městech. Právě tato kombinace podmínek v urbánním prostředí vytváří vhodné podmínky nejen pro ježka, ale i pro další hibernující druhy. Zajímavým zjištěním je, že ježek využívá antropogenní potravu pouze jako doplněk k jeho potravě přirozené, na rozdíl od dalších druhů jako skunk pruhovaný (*Mephites mephitis*), liška obecná nebo mýval severní, které v městském prostředí využívají odlišné potravní zdroje než v přirozeném prostředí. V obecně rovině pak můžeme sledovat behaviorální rozdíly mezi jedinci obývajícími původní habitaty a jedinci kolonizujícími nová prostředí, kteří vykazují vyšší behaviorální flexibilitu. Z toho pak vyplývá často odlišné chování jedinců v městském prostředí (Hubert et al. 2011; Mayer a Sunde 2020).

Rychlé tempo urbanizace bylo v posledních desetiletích doprovázeno osidlováním městských sídel mnoha druhy, z nichž můžeme jmenovat některé: sokol stěhovavý (*Falco peregrinus*), berneška velká (*Branta canadensis*), pekari páskovaný (*Tayassu tajacu*), mýval severní, skunk pruhovaný a kojot préríjní (*Canis latrans*) v Severní Americe nebo liška obecná a jezevec lesní (*Meles meles*) v Evropě. Tento trend je také dokumentován u mnoha dravců jako jestřáb lesní (*Accipiter gentilis*) v Německu, ale i u dalších druhů ptáků. Některé tyto druhy jsou adaptované na urbánní prostředí (urban adapters) a v městském prostředí často dosahují vyšších populačních hustot než v prostředí venkovském. U lišky je možné pozorovat výrazné zmenšení domovských okrsků a jejich vzájemné překrývání v souvislosti s dostupností potravy

ve městech. Významným fenoménem je pak možný genetický drift a diferenciace u městských a venkovských populací lišek. Tyto jevy však mohou být vyvažovány zvyšující se migrací mezi dvěma oblastmi (Hubert et al. 2011; Wandeler et al. 2003; Rutz 2008).

Kolonizace urbánního prostředí velkými druhy zvěře jako prase divoké nebo jelenovití však přináší také nové otázky nejen z pohledu myslivosti, ale také možného human-wildlife konfliktu. Nejen z tohoto důvodu je nutné prohlubovat znalosti o dynamice těchto procesů o kterých je známo velmi málo jak v rovině obecné, tak i v rovině jednotlivých druhů. V této souvislosti pak bude nutné upravit i plány lovu a související legislativu, aby bylo možné reagovat na probíhající kolonizaci těchto území. Z hlediska kolonizace urbánních ekosystémů přežvýkavci, zvláště srncem obecným (*Capreolus capreolus*) se pak otevírají další témata výzkumu jako například vliv světelného znečištění na tyto procesy (Ciach a Fröhlich 2019; Stillfried et al. 2017; Honda et al. 2018).

V případě zajíce pak v roce 2021 vyšel ve Světě myslivosti článek poskytující úvod do výzkumu kolonizace nových habitatů v příměstském prostředí České republiky. Autoři zde na příkladu nových pravidel pro ekologické hospodaření na 400 ha městských zemědělských pozemků ukazují vliv heterogenity krajiny na populace zajíce, potažmo další drobné zvěře. Monitoring zajíců byl prováděn na 20 plochách obklopených nebo navazujících na zástavbu v okrajových částech hlavního města Prahy. Polovina ploch byla obhospodařována podle nových pravidel, spočívajících ve vnášení krajinných prvků a biopásů do agroekosystémů, zbytek pak sloužil jako kontrola. Sčítání proběhlo na jaře a na podzim na liniových transektech, pokrývajících tyto plochy. Výsledky sčítání ukázaly více než dvojnásobné počty sečtených zajíců na extenzivně obhospodařovaných plochách (konkrétně 7,7 ks/100 ha oproti 15,5 ks/100 ha na jaře a 15,9 oproti 35,4 ks/100 ha na podzim). Není možné přisuzovat tento nárůst počtu zajíců pouze změně hospodaření na těchto plochách, v úvahu musí být brány i vhodné klimatické podmínky podmiňující nárůst početnosti zajíců na dalších místech napříč ČR. Nicméně tato data ukazují, že zajíc není rušen blízkostí zástavby a lidskou činností, které dokáže očividně přivyknout. Dále bylo zjištěno, že hodnoty z příměstské zástavby jsou jednoznačně nad průměrem stavu zajíců z dalších částí ČR. Na tento výzkum pak bude navazovat další monitoring na samotném území Prahy (Cukor et al. 2021).

Autorovi této práce je známa pouze jedna komplexní studie zabývající se osidlováním nových habitatů v městském prostředí zajícem polním. Tato studie byla realizována mezi lety 2018–2020 v druhém největším dánském městě Aarhus (Mayer a Sunde 2020).

Tato bakalářská práce byla částečně inspirována tímto výzkumem a její výsledky budou interpretovány v souvislosti s touto studií v následujících kapitolách.

Autoři studie se zabývají synurbanizací a upozorňují, že některé druhy mohou dosahovat vyšších populačních hustot v urbánním prostředí například z důvodu vyšší potravní nabídky nebo vhodnějších teplotních podmínek bylo zmíněno výše. Autoři dále upozorňují, že proces osídlování může probíhat z různých, i protikladných důvodů – jak z důvodu zvýšené populační hustoty v původní oblasti osídlení jako u lišky obecné nebo prasete divokého, tak i z důvodu poklesu potravní nabídky a zvýšené aktivity člověka v původních habitatech. Hlavním předpokladem studie bylo, že výskyt zajíců bude vyšší v otevřených zelených plochách jako parky a velké travnaté plochy umožňující pastvu a detekci predátorů (Mayer a Sunde 2020).

Co se týče metodologie, zvolili autoři kombinaci mapování liniových transektů a občanské vědy. Celkem 61 transektů, naplánovaných rovnoměrně napříč městem, bylo procházeno těsně po setmění, kdy je aktivita zajíců nejvyšší, mezi dubnem a květnem 2018. Výsledky byly zaznamenány pomocí ruční GPS. Dále bylo využito dat z databází občanské vědy naturbasen.dk a GBIF. K identifikaci různých typů zemního pokryvu využili autoři mapové podklady, velikost parcel a tzv. Normalized difference vegetation index (NDVI). Na tomto základě kategorizovali zemní pokryv do jednotlivých druhů habitatů: les, průmyslové oblasti, oblasti s vysokými budovami, oblasti s nízkými budovami, centrum města, vodní plochy a parky (Mayer a Sunde 2020).

4 Metodika

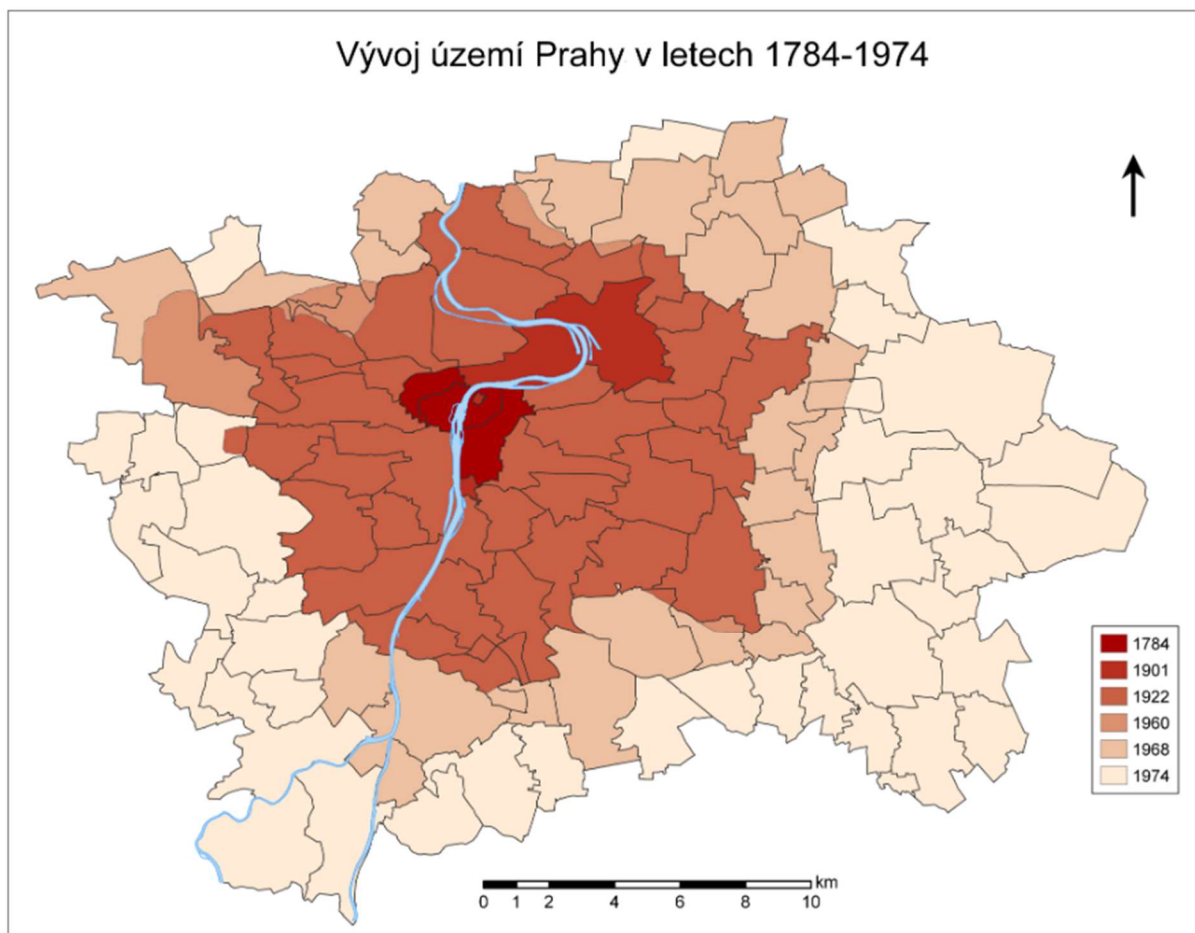
4.1 Zájmové území

Zájmovým územím této práce je hlavní město Praha, konkrétně jeho centrum. Hlavní město se v současné podobě rozkládá na 49 613 ha plochy. Praha prošla velmi dlouhým historickým vývojem začínajícím okolo poloviny 9. století. Jádro osídlení se nacházelo v okolí Pražského hradu, během 11. století se pak rozšířilo i na pravý břeh Vltavy a do 13. století existovalo mezi Pražským hradem a Vyšehradem rozsáhlé osídlené území, které se stalo základem současného historického centra Prahy. První formy osídlení se však datují dále do minulosti, kdy byly zemědělsky využívány úrodné sprašové pánve na území dnešních Dejvic a Holešovic. Velký rozmach pak budoucí hlavní město zaznamenalo v dobách Karla IV., kdy bylo založeno poslední z historických měst, Nové Město. Jejich spojením později vzniklo jádro současné Prahy jako jednotný administrativní celek. Mezi 15. a 19. stoletím se charakter osídlení zásadně neproměnil z důvodu sevření městskými hradbami. V okolí města byly

zakládány vinice, uvnitř hradeb se nacházely některé význačné zahrady a na nezastavěných plochách i volně rostoucí zeleň. Zástavba uvnitř hradeb však byla velmi kompaktní (Hynková et al. 2015; Historický ústav AV ČR 2015; Chodějovská 2022; IPR Praha 2020).

Důležitým milníkem ve vývoji Prahy se stal rok 1784, kdy došlo ke sloučení čtyř pražských měst (Starého a Nového Města, Hradčan a Malé Strany) do jednoho celku. Až do poloviny 19. století se v okolí Prahy rozprostíral zelený pás venkovské krajiny s vesnicemi, hospodářskými usedlostmi, poli a vinicemi. Do vzniku tzv. Velké Prahy se připojily pouze Josefov, Vyšehrad, Holešovice-Bubny a Libeň. Prudký růst města od poloviny 19. století pak dokládá obrázek č. 12. Tento rozvoj umožnilo stržení městských hradeb. Právě na jejich místě se často začala objevovat městská zeleň, zatímco v okolí Prahy s postupující urbanizací ubývala (Historický ústav AV ČR 2015; Chodějovská 2022).

Hlavní město Praha (tzv. Velká Praha) vzniklo v roce 1922 na základě zákona 114/1920 Sb. připojením 37 obcí. Do současné podoby se město rozšířilo ještě třikrát v letech 1960, 1968 a 1974. V souvislosti s těmito rozšířeními rozlišujeme v rámci hlavního města několik oblastí: historické jádro, oblast blokové zástavby z 19. století, oblast ne zcela souvislé zástavby s patrnými jádry bývalých vesnic, vilové čtvrti a zahradní města a suburbanizační komerční a obytnou zástavbu. S územním rozmachem Prahy došlo pochopitelně i k prudkému růstu počtu obyvatel a hustoty osídlení. Zatímco v roce 1869 měla Praha 270 389 obyvatel, v roce 1900 již 559 433, v roce 1921 před vznikem Velké Prahy pak 729 820 a o 9 let později 950 465 obyvatel. V současnosti (rok 2021) má obvyklý pobyt na území hlavního města 1 301 432 lidí. Během této doby také došlo k pětinasobnému zahuštění počtu obyvatel na km², kdy v roce 1869 připadalo 545 obyvatel/km², v roce 1900 již 1127 obyvatel/km², v roce 1921 1471 obyvatel/km² a v roce 1930 1915 obyvatel/km². V dnešní době je hustota obyvatelstva 2542 obyvatel/km². Tato data názorně ukazují rychlé tempo urbanizace území dnešního hlavního města Prahy od 19. století. Obrázek 13 tato data ukazuje v grafu. (Chodějovská 2022; Český Statistický Úřad 2023a; 2023b; Brabec 2022).

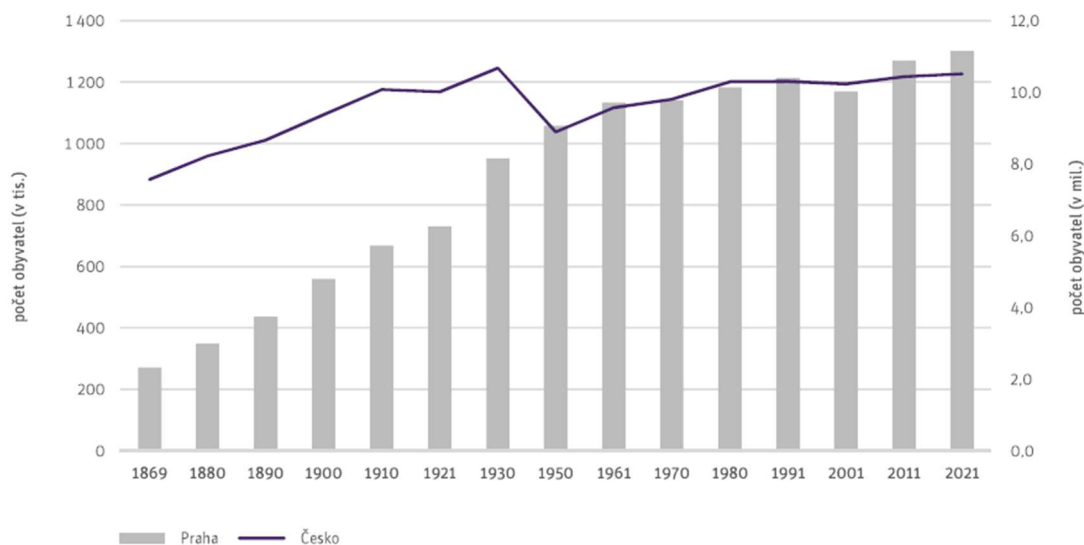


Obrázek 12: Vývoj území hlavního města Prahy od sjednocení pražských měst v roce 1784 dle (Chodějovská 2022).

Z hlediska topografického se Praha vymyká dalším evropským městům této velikosti svým rozmanitým reliéfem, který ovlivňoval její vývoj a dodnes určuje charakter přírodních podmínek Prahy. Jak již bylo zmíněno, zeleň na území historického centra a jeho okolí byla omezena na některé zahrady, přičemž její rozvoj byl limitován městskými hradbami. V okolí dnešního centra se pak rozkládala různorodá zemědělská krajina, která postupující urbanizací nabývala charakteru městské zástavby, avšak v rozvolněné formě s pozůstatky struktury bývalých sídel. Rozvoj městské zeleně v současném chápání tak můžeme datovat až k proražení historických městských hradeb. Během 20. století se rozloha Prahy zvětšila dvakrát a po polovině tohoto století došlo ke vzniku mnoha zelených prostranství v souvislosti se stavbami dopravní infrastruktury, průmyslových objektů a nových sídlišť. Později vzniká i tzv. nová divočina, kdy rozsáhlé plochy zarůstají náletovou vegetací. Tento fenomén můžeme vidět například u opuštěných zahrad mezi Trojou a Libní. Poslední rozšíření Prahy v roce 1974 změnilo charakter okrajových částí města, která nově navazovala na krajinné celky ve středních Čechách. Tato území sloužila kromě nové výstavby i zemědělské činnosti.

Významnou roli při formování současné městské zeleně hrají svahy Pražské kotliny a údolí četných místních potoků a řek, která se nehodí k výstavbě a tvoří významné krajinné prvky a habitaty pro mnoho živočichů (IPR Praha 2020; Historický ústav AV ČR 2015; Chodějovská 2022).

2.1.1 Vývoj počtu obyvatel v Praze a Česku
IPR Praha 2022 / data: ČSÚ 2022



Obrázek 13: Vývoj obyvatel v Praze a Česku dle (Brabec 2022).

4.2 Městská zeleň

Důležitým prvkem pražské zeleně jsou dochované historické zahrady, bývalé obory a parky náležející k různým usedlostem, které především v širším centru tvoří strukturu města. Charakter těchto území se od středověku postupně měnil z užitkového na rekreační. Významným prvkem zeleně ve městě jsou i městské hřbitovy. Prostor k rozvoji městské zeleně tvoří zanedbaná území nové divočiny, která tvoří až 2,5 % výměry hlavního města. Pražské parky vidíme na obrázku 14 (1274 ha). (IPR Praha 2020).

Dalším krajinným prvkem Prahy jsou rozsáhlé lesní komplexy, především pak Krčský a Milíčovský les a Hostivařský lesopark, ale i další menší lesy. Většina lesů na území hlavního města jsou lesy zvláštního určení. Zalesňování původně mozaikovitě krajiny spadá do počátku 20. století, hlavní motivací rozšiřování ploch lesa bylo zamezení svahové erozi. Městské lesy

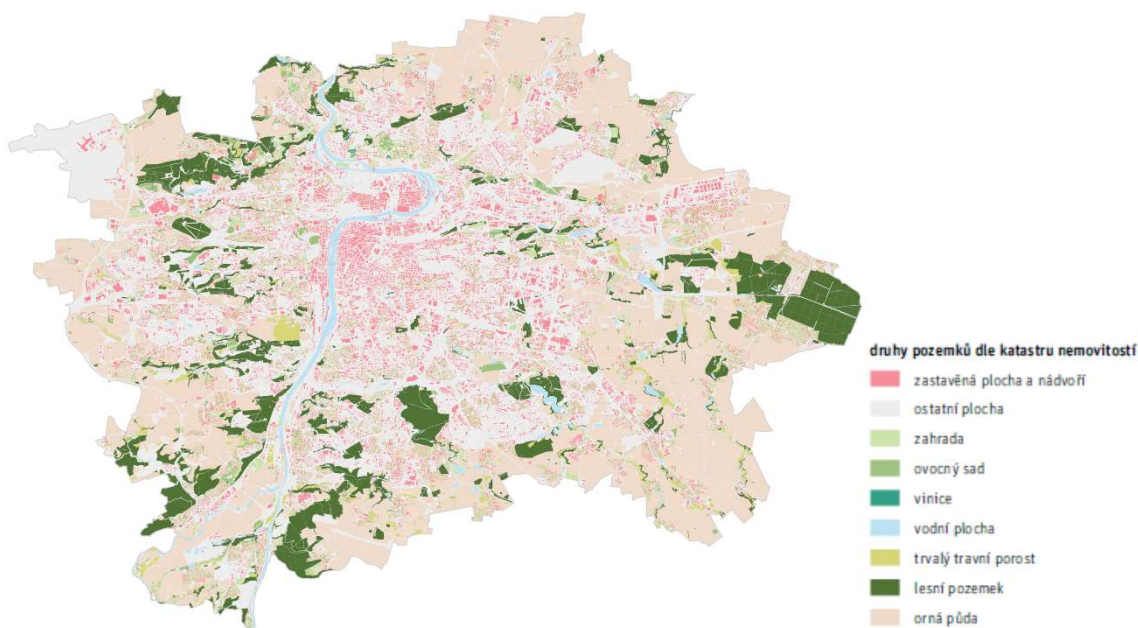
se vyznačují rozsáhlými volnými plochami k rekreaci a hustou cestní sítí. Jen mezi lety 2000 až 2018 bylo zalesněno na 252 ha. Plocha PUPFL (pozemky určené k plnění funkce lesa) na území Prahy je 5 240 ha a tvoří tak 10,6 % rozlohy hlavního města. Značná část těchto lesů je hodnocena jako lesy přirozené. Plochy lesních pozemků vidíme na obrázku 15 (IPR Praha 2020).

2.1.3.1 Veřejná přístupnost parků
IPR Praha 2020 / data: IPR Praha 2020



Obrázek 14: Pražské parky a jejich přístupnost dle (IPR Praha 2020).

Důležitým faktorem ovlivňujícím osidlování urbánního prostředí různými druhy živočichů je prostupnost, respektive fragmentace krajiny. Nejvýraznější bariéry z hlediska pohybu volně žijících živočichů tvoří dopravní síť a protihlukové stěny. Dále jsou významné i oplocené obytné stavby nebo zahrádkové kolonie, ale i neprostupné plochy nové divočiny. Zajíc jako druh preferující otevřené plochy je zvláště náchylný na neprostupnost krajiny a tento faktor je limitující při jeho kolonizaci urbánních území (IPR Praha 2020).



Obrázek 15: Druhy pozemků na území Prahy s vyznačením lesních pozemků dle IPR Praha 2020.

4.3 Sběr dat

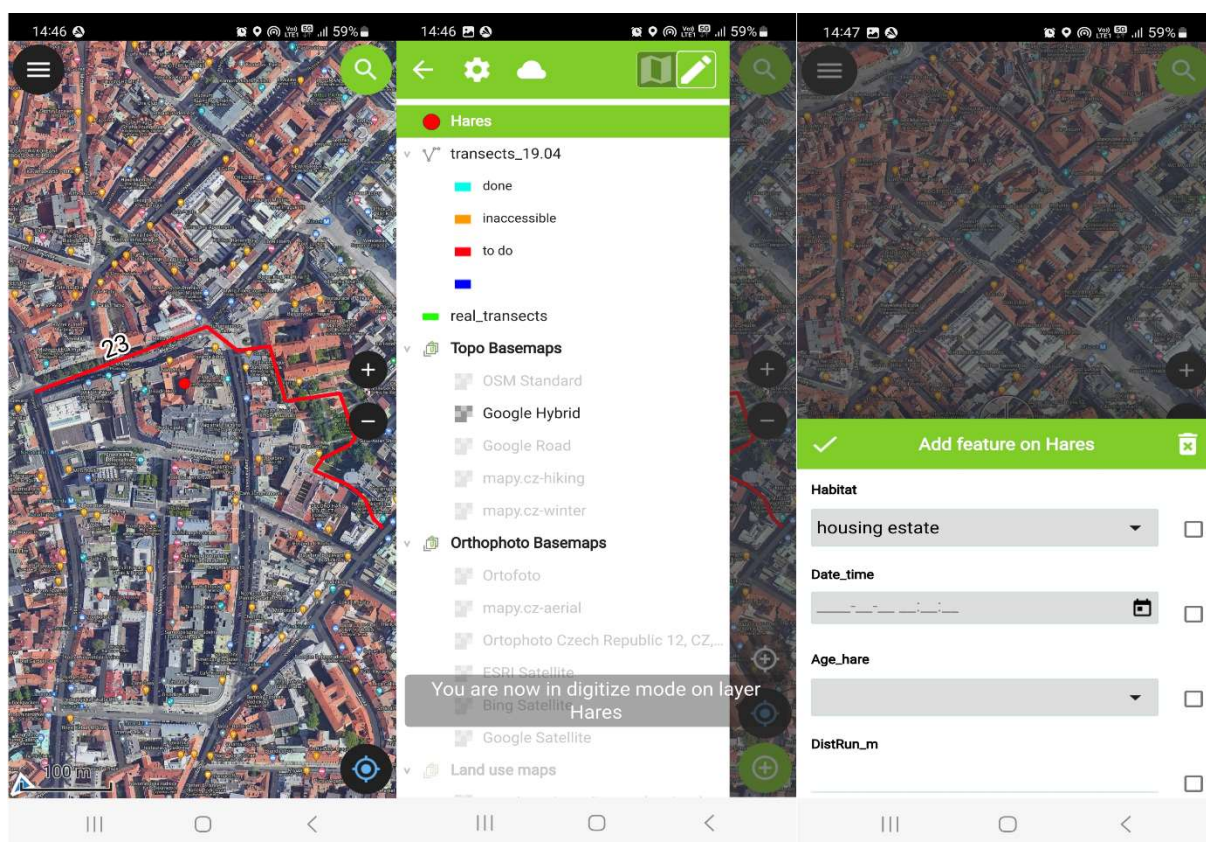
Monitoring byl prováděn pomocí termovizního přístroje Pulsar Accolade 2 LRF PRO, což je binokulární termovizní přístroj s rozsahem digitálního zvětšení 2,5 – 20×, šířkou zorného pole 12.4 × 9.3 stupňů a dosahem až 1800 metrů. Zařízení umožňuje měření vzdálenosti pomocí laserového dálkoměru až na vzdálenost 1000 m a pořizování audiovizuálního záznamu. Jeho výkon je velmi vysoký, není problém zaznamenat a identifikovat i malé živočichy na stovky metrů (Pulsar 2023).

Samotné měření probíhalo během jara a podzimu 2022, konkrétně v březnu až květnu a září až listopadu, na předem vytyčených liniových transektech, které byly procházeny po setmění v jednom nebo dvou pozorovateli. Při spatření zajíce byla zaznamenána poloha, čas, číslo transektu a jméno pozorovatele, přiblížením se k zajíci pak úteková vzdálenost a byl odhadnut věk zajíce (juvenilní/subadultní/dospělý).

Dále se zjišťoval typ habitatu – obytná zástavba, les, park nebo trávník (grassland) a také výška vegetace. V případě obytné zástavby se může jednat o území nízké zástavby, většinou tedy rodinné domy nebo vily s přilehlými zahradami s ploty, které snižují prostupnost

krajiny nebo naopak území vysoké zástavby s bytovými domy a otevřenými prostranstvími, kde je prostupnost krajiny vyšší, případně jejich kombinace. Další možností je kompaktní bloková zástavba centra města. Za les byl považován souvislý porost dřevin stromového vzrůstu, s případným keřovým a bylinným patrem. Trávník je samostatná zelená plocha s pokryvem bylin nebo travin s různým vzrůstem. A konečně za park byl považován přechod mezi předešlými dvěma typy, tedy plocha zeleně s převažujícím bylinným a travním pokryvem, zpravidla sečeným a vtroušenými stromy, případně keři. Tyto kategorie se dále lišily výměrami pozemků a hodnotami NDVI, s tím, že lesy, parky a trávníky jsou charakterizovány vysokými hodnotami NDVI a obytná zástavba nižšími hodnotami NDVI (s rozdíly mezi vysokou a nízkou zástavbou a centrem města). Všechny tyto kategorie byly zaznamenány do aplikace Qfield. Při procházení transektů byli zaznamenáváni i další živočichové jako kočky a ježci, avšak bez dalších podrobností.

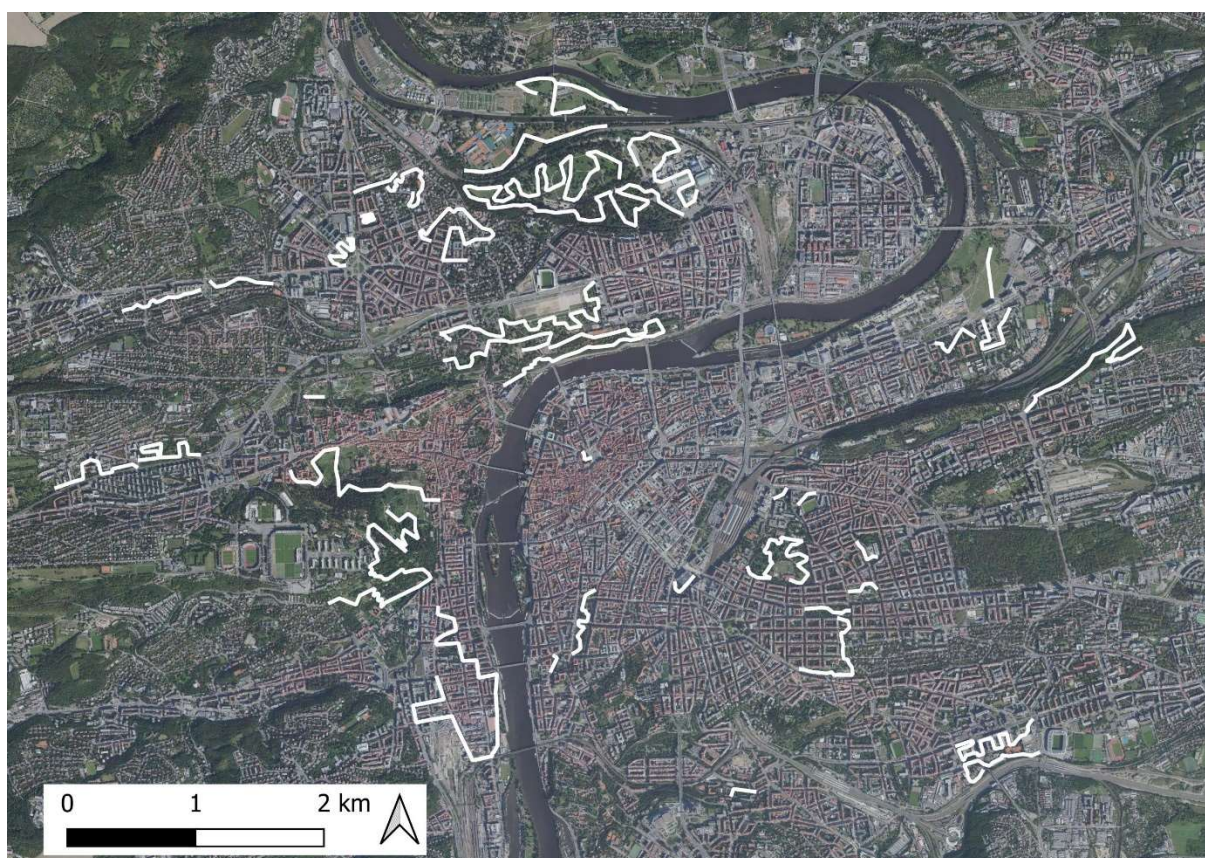
Qfield je GIS aplikace určená pro záznam dat kompatibilních s programem QGIS přímo v terénu. Samotná aplikace byla nainstalována na mobilním telefonu s operačním systémem Android a využívala předem připravené vrstvy a polohová data systému GPS. Minimalistický design aplikace umožňuje efektivní práci při editaci vrstev při terénním šetření. Obrázek 16 ukazuje práci s aplikací.



Obrázek 16: Práce s aplikací Qfield.

Stěžejním bodem hodnocení kolonizace městského prostředí zajícem polním je rozdělení stanovišť do čtyř základních kategorií: obytná zástavba, parky, lesy a trávníky. Statistické vyhodnocení datových souborů bylo provedeno v programech Excel a R.

Měření využitě v této práci probíhalo v rámci širšího monitoringu výskytu zajíce v Praze. Zájmové území bylo omezeno na centrum hlavního města, definovaného jako kruhová oblast o poloměru 4 km se středem na Staroměstském náměstí (cca 50.0877258N, 14.4211267E). V rámci této oblasti bylo monitorováno 39 liniových transektů, z toho 30 transektů bylo kategorizováno jako park a 9 jako obytná zástavba. Kategorie les a trávník se v dané oblasti centra města nevyskytovala. Rozložení transektů v zájmové oblasti je patrné z přiložené mapy na obrázku 17. Pro statistické hodnocení bylo dále město rozděleno na 3 zóny: zóna 1 – již zmíněné zájmové území v podobě kružnice s poloměrem 4 km, zóna 2 – navazující kruhová oblast s poloměrem 8 km a zóna 3 – zbývající kruhová oblast s poloměrem 12 kilometrů. Autor se účastnil monitoringů transektů i v těchto dalších zónách, statistické vyhodnocení bude pro srovnání zahrnovat i tyto zóny.



Obrázek 17: Liniové transekty v centru hlavního města Prahy, ortofoto.

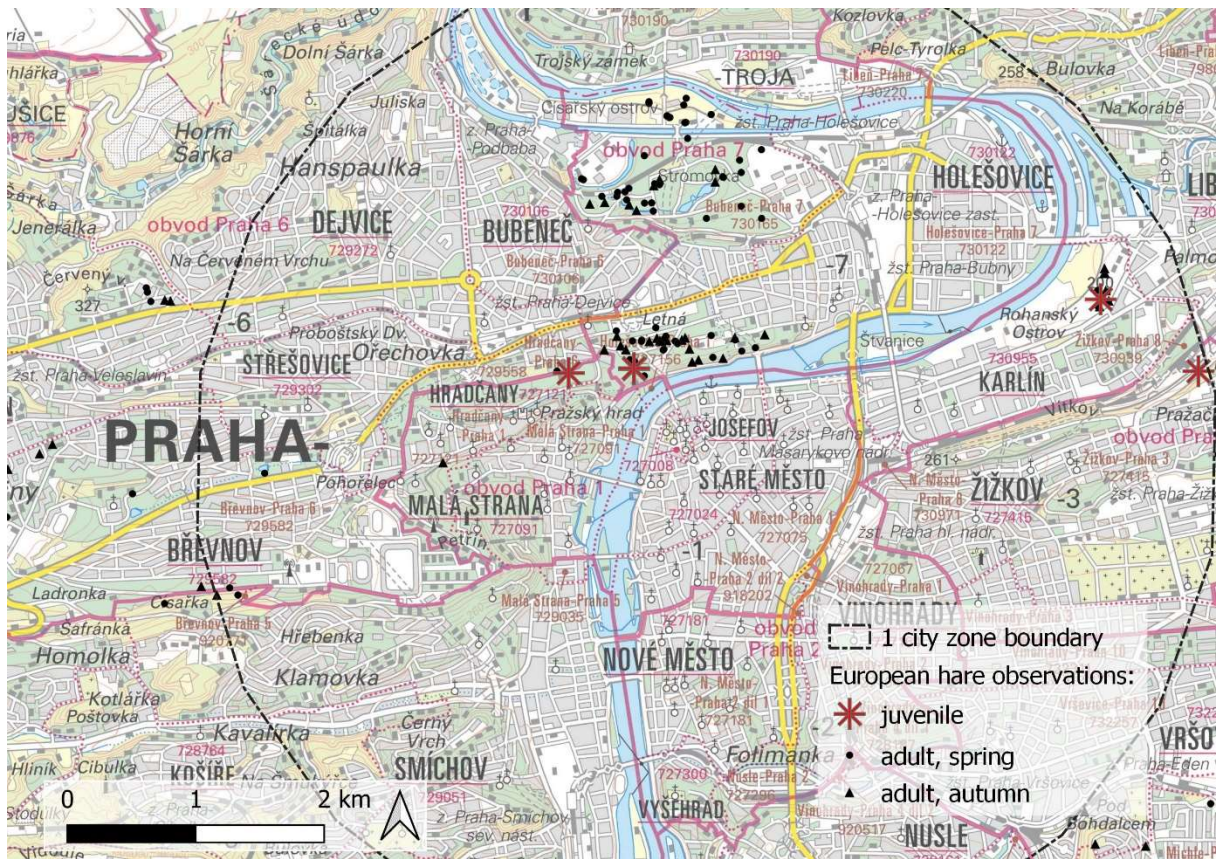
5 Výsledky

Celkově bylo ve všech třech zónách vytyčeno 154 liniových transektů s průměrnou délkou 965,8 metrů, na nichž se výskyt zajíce pohyboval v rozmezí 0 až 41,02 zajíce na kilometr transektu, při průměru 1,51 ($\pm 4,22$ SD) zajíce na km transektu. Nejkratší transekt měřil 68,41 metrů a nejdelší pak 3715,87 metrů. V zóně 1 se jednalo o 39 transektů, v zóně 2 79 transektů a v zóně 3 pak 36 transektů. Zóny byly definovány jako soustředné kruhové oblasti s poloměry 4, 8 a 12 kilometrů se středem na Staroměstském náměstí. Sumární údaje za celou oblast jsou zobrazeny v tabulce 1.

typ habitatu	počet transektů	celková délka transektů (m)	počet zajíců – jaro	počet zajíců – podzim
les	9	7254,09	2	0
trávník	13	8173,605	19	24
obytná zástavba	45	62908,555	33	38
park	87	70397,06	120	107
celkem	154	148733,31	174	169

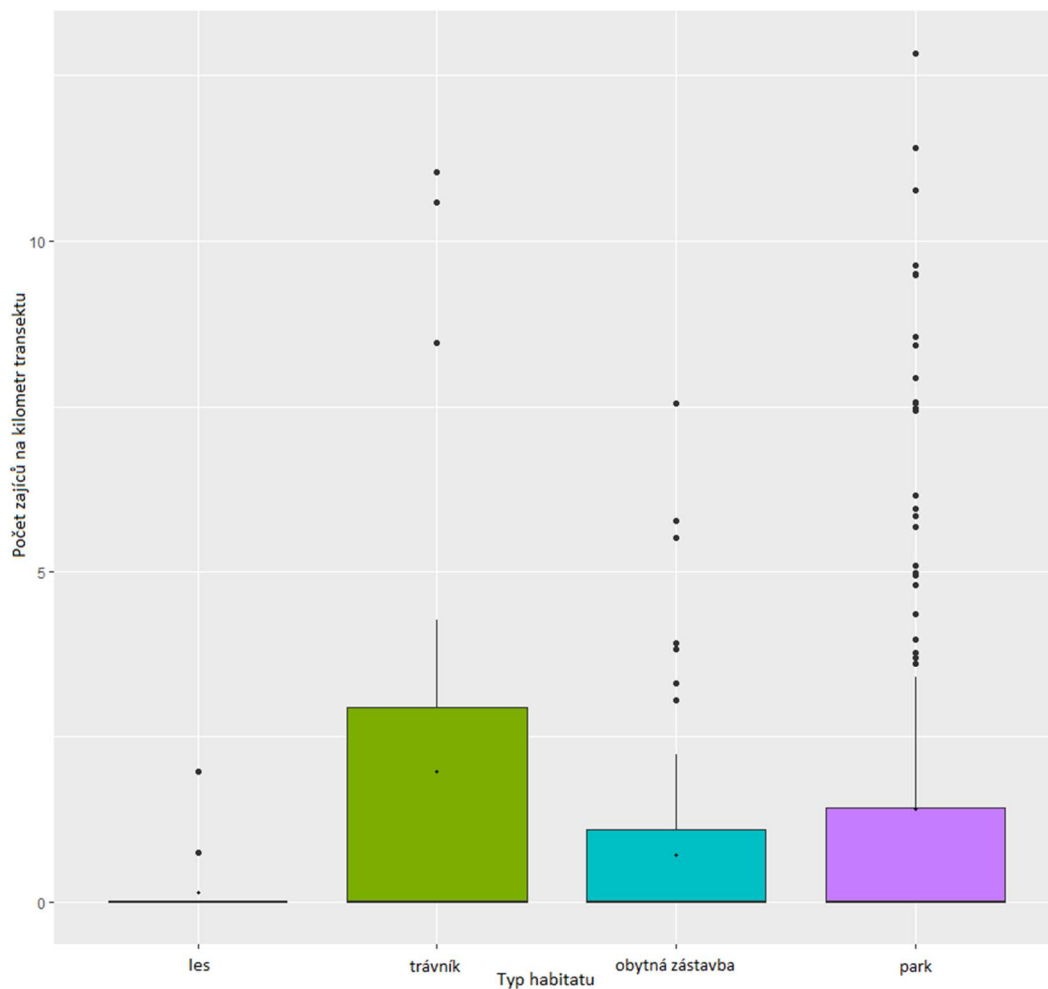
Tabulka 1: Celkové údaje jarního a podzimního monitoringu, každý transekt byl monitorován ve dvou etapách (na jaře a na podzim). Celkový počet pozorovaných zajíců při monitoringu je 343.

V zájmové oblasti, tedy zóně 1, byly zjištěny následující průměrné hodnoty podle habitatu a ročního období: v rámci obytné zástavby na jaře 0,23 (± 1) zajíců na km transektu a na podzim pak 0 zajíců na km transektu, v případě parků pak 1,87 ($\pm 3,76$ SD) zajíců na km transektu na jaře a 1,74 ($\pm 4,29$ SD) zajíců na km transektu na podzim. Další dva druhy habitatů se v zóně 1 nevyskytovaly. Pozorování zajíců v oblasti je znázorněno na obrázku 18.



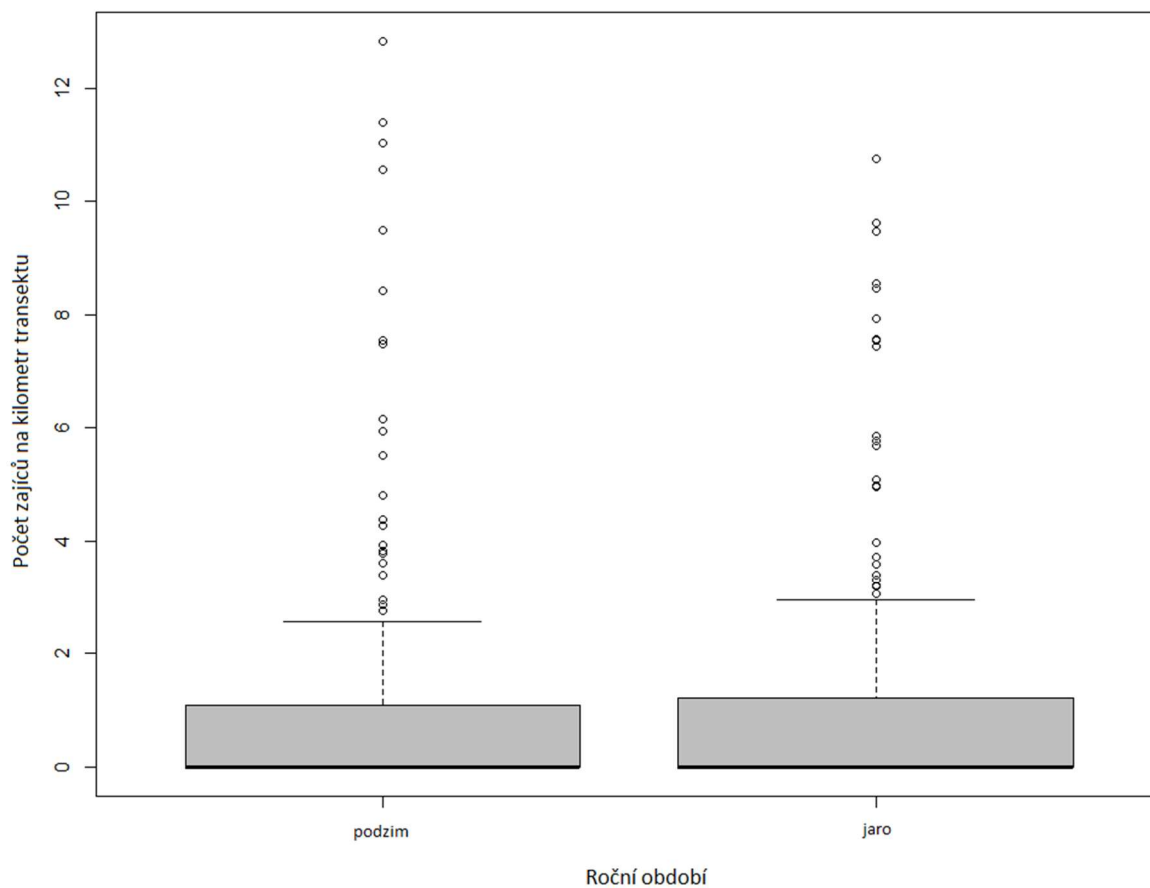
Obrázek 18: Mapa pozorování zajíců v zájmové oblasti – zóně 1, juvenilní jedinci a dospělci na jaře a na podzim.

Celkové výsledky jsou znázorněny pomocí grafů na obrázcích 19 až 22. Z důvodu lepší vizualizace byly odstraněny tři odlehlé hodnoty, které jsou doplněny v popiscích.



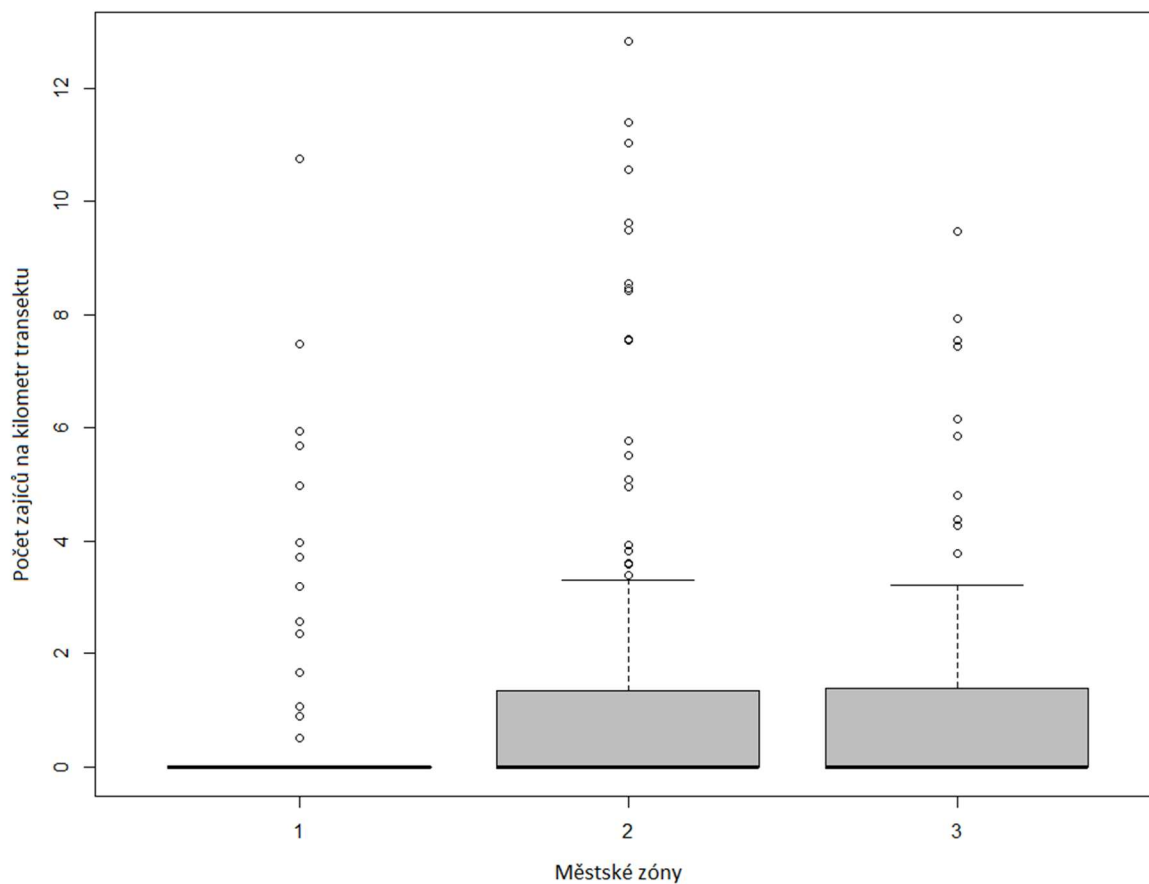
Obrázek 19: Počty zajíců, zjištěných na kilometr transektu v závislosti na typu habitatu: les, trávník, obytná zástavba a park.

Z důvodu vizualizace byly v grafu na obrázku 19 odstraněny tři odlehlé hodnoty: 41.02 a 35.89 v habitatu trávník a 32.29 v habitatu park. Průměrné hodnoty pro data včetně těchto odlehlých hodnot jsou pak: 0,15 ($\pm 0,49$ SD) pro les, 4,79 ($\pm 10,46$ SD) pro trávník, 0,72 ($\pm 1,38$ SD) pro obytnou zástavu a 1,58 ($\pm 3,54$ SD) v případě parku.



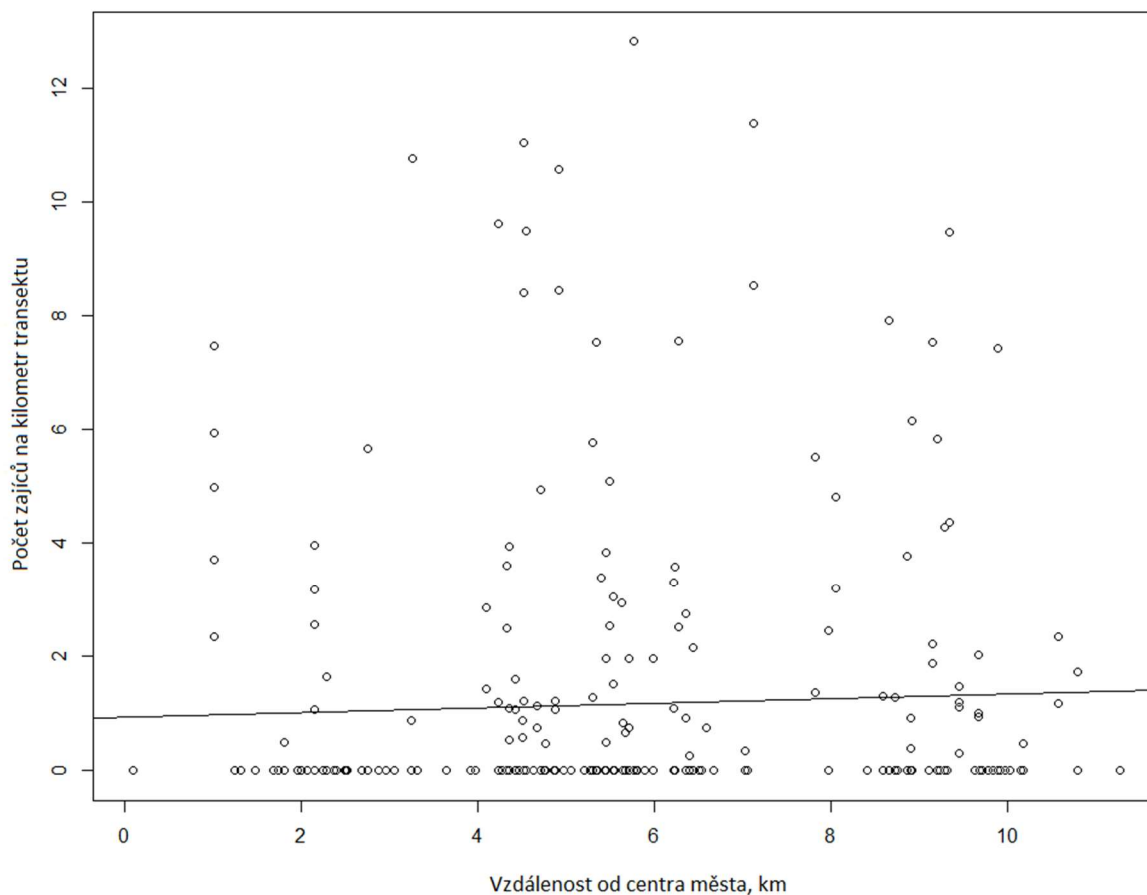
Obrázek 20: Počet zajíců na kilometr transektu na podzim a na jaře.

Z důvodu vizualizace byly v grafu na obrázku 20 odstraněny tři odlehlé hodnoty: 41.02 na jaře a 35.89 a 32.29 na podzim. Průměrné hodnoty pro data včetně odlehlých hodnot jsou: na podzim 1,59 ($\pm 4,48$ SD) a na jaře 1,44 ($\pm 3,94$ SD).



Obrázek 21: Počet zajíců na kilometr transektu v zóně 1 (0-4 km), zóně 2 (4-8 km) a zóně 3 (8-12 km).

Z důvodu vizualizace byly v grafu na obrázku 21 odstraněny tři odlehlé hodnoty: 41.02 a 35.89 v zóně 2 a 32.29 v zóně 1. Průměrné hodnoty pro data včetně odlehlých hodnot jsou: 1,15 ($\pm 4,06$ SD) pro zónu 1; 1,82 ($\pm 4,92$ SD) pro zónu 2 a 1,25 ($\pm 2,22$) pro zónu 3.



Obrázek 22: Počet zajíců na kilometr transektu v závislosti na vzdálenosti od centra města v kilometrech, lineární regrese.

Z důvodu vizualizace byly v grafu na obrázku 22 odstraněny tři odlehlé hodnoty: 41.02, 35.89 a 32.29. Koeficient determinance (R^2) je roven 0,0472, adjustovaný koeficient determinance pak 0,0313.

Z těchto grafů je patrná nejvyšší zjištěná početnost zajíce na kilometr transektu v závislosti na typu habitatu na trávnících, dále v parcích a obytné zástavbě a nejnižší pak v (městských) lesích (obr. 19). V závislosti na termínu měření pak data dokládají stabilní počty zajíců zjištěných na kilometr transektu (obr. 20). Z modelu dále vyplývá pozitivní korelace počtu zajíců se vzrůstající vzdáleností od centra – tedy čím dále, tím více zajíců (obr. 22). Tentýž trend je patrný, pokud bude městská zóna (zóny 1, 2, 3) považována za kategorickou proměnnou, nejvíce zajíců pozorujeme v zóně 3, následně zóně 2 a nejméně pak v zóně 1, tedy vlastním centru města (obr. 21).

Ze statistického vyhodnocení dále plyne že nejvýraznějším prediktorem s pozitivním vztahem k počtu zjištěných zajíců na km transektu je typ habitatu trávník následovaný parkem a městskou zónou.

6 Diskuse

Pilotní pojetí výzkumu s ohledem na charakter výzkumu přímo neumožňuje srovnání počtu zajíců na kilometr transektu s dalšími pracemi, které zpravidla udávají abundanci v počtu kusů na 100 ha. Vyjádření v počtu kusů na kilometr liniového transektu bylo zvoleno z důvodu charakteru zájmového území – městského terénu. Z důvodu fragmentace území (například ploty) a přítomnosti budov, tedy prostor zajícům nepřístupných, nebylo možné využít standardní vyjádření abundance v kusech na jednotku plochy. Zvolená metodologie umožňuje přesnější vyjádření počtu zajíců v městském prostředí s ohledem na popis kolonizace města v gradientu od okraje do městského centra, avšak za cenu obtížné srovnatelnosti s dalšími studii.

Pro zasazení zjištěných údajů do kontextu počtu zajíců v České republice je nutné srovnání abundance zajíce polního v ČR a zahraničí. Zde je možné vycházet z dřívě publikovaných prací. Srovnání poskytuje Pavliska a kol. (2018) s průměrnou hustotou 6,8-17 kusů na 100 ha v ČR a 65,3 kusů zajíce na 100 ha v Rakousku. Další data, užitečná blízkostí k zájmovému území, přináší Cukor a kol. (2021) při srovnání abundance zajíce na konvenčně a extenzivně obhospodařovaných zemědělských pozemcích, přímo navazujících na pražskou zástavbu: 7,7 ks/100 ha oproti 15,5 ks/100 ha na jaře a 15,9 oproti 35,4 ks/100 ha na podzim. Tato čísla je možné dát do souvislosti s průměrnými jarními stavy, které přináší Smith a kol. (2005) v známém review: 9 ± 7 ks/100 ha na pastvinách, 28 ± 12 ks/100 ha na orné půdě při intenzivním využívání a na smíšených plochách 43 ± 51 ks/100 ha při stejném využívání. Nejdůležitější srovnání je však s daty z Aarhusu: průměrně 6,8 ks/100 ha (případně 8,1 ks/100 ha při vyloučení plochy budov), což je údaj přibližně korespondující s údaji z pastevních oblastí napříč Evropou (Pavliska et al. 2018; Cukor et al. 2021; Mayer a Sunde 2020; Smith et al. 2005).

Zajímavým zjištěním vyplývajícím z naměřených dat jsou víceméně stabilní stavy zajíců při jarním a podzimním měření. Ačkoli neznáme populační dynamiku městských zajíců, je možné usuzovat, že zimní mortalita dospělých zajíců je nízká, ale zároveň nedochází k navýšení početních stavů po období reprodukce.

Co se týká gradientu výskytu zajíce od centra města směrem k okrajům, bylo zjištěno, že počty zajíců stoupají se vzdáleností od centra města (definovaného výše bodem na Staroměstském náměstí). Toto zjištění je v souladu s dalšími pracemi na podobné téma. Například Klimant a kol. (2017) zkoumal preferenci habitatů a urbánně-venkovský gradient u 13 druhů malých savců ve slovenské Nitře. Na úrovni krajiny bylo zjištěno, že druhová diverzita a relativní abundance zkoumaných druhů se zvyšovala se vzdáleností od centra města a dosahovala nejvyšších hodnot na urbánní periferii (a dále se pak snižovala v příměstských oblastech, což však není předmětem zájmu této práce). Podobnou problematikou se zabýval i Blair (1996) při studii ptačích druhů v okrese Santa Clara v Kalifornii. Nejvyšší diverzita druhů (vyjádřená Shannonovým indexem), bohatost druhů a ptačí biomasa byla zjištěna v oblastech se střední mírou narušení, tedy urbanizace. Tento gradient byl vysvětlen v souvislosti se strukturou krajiny, definovanou ukazateli jako procentuální pokrytí budovami, chodníky, trávníky, travními porosty a stromy a keři. Výsledek byl však v rozporu s dříve provedenými studiemi zaměřenými na tuto problematiku u ptáků (Klimant et al. 2017; Blair 1996).

K podobným výsledkům došel i Grade a kol. při výzkumu 14 druhů volně žijících savců. Tato studie ukazuje vrchol druhové diverzity v oblastech předměstí s poklesem k více urbanizovaným oblastem (centrům měst) i oblastem urbanizovaným méně (venkovským oblastem). Dále dokládá, že vliv na tento gradient má více kontext využití půdy než samotná charakteristika habitatu (např. struktura vegetace). Nejlepším ukazatelem pak je index urbanizace (Grade et al. 2022).

Zvyšující se gradient ve směru centrum-periferie může být vysvětlen tím, že okraje města tvoří velmi diverzifikované habitaty, které svým charakterem vyhovují malým savcům, ale i dalším volně žijícím živočichům. Tato diverzita je patrně spojena se střední úrovní urbanizace. S intenzifikací urbanizace směrem k centru pak klesá. Periferní oblasti měst tak představují efektivní bariéru k pronikání jedinců do městských populací. Blair pak upozorňuje, že narušení krajiny urbanizací odpovídá přírodnímu narušení, které v konečném důsledku zvyšuje zmíněné ukazatele. Také Grade poukazuje na heterogenitu krajiny v oblasti periferie měst/předměstí a nabízí vysvětlení, že tato oblast představuje křížovatku mezi města obývanými a městu vyhýbajícími se druhy, se zastoupením obou kategorií. (Klimant et al. 2017; Blair 1996; Grade et al. 2022).

Pro účely této práce se nabízí srovnání především se studií Mayera a Sundeho, kde je možné identifikovat společné znaky v preferenci habitatů městským zajícem. V Aarhusu zajíci preferovali plochy s relativně velkými plochami parcel a trávníky – tzn. oblasti s vysokými budovami a parky a vyhýbali se nejzelenějším oblastem – nízkým budovám a lesům. Z dat nasbíraných pro tuto práci pak vyplývá podobný vzorec osidlování městského prostředí.

Nejvyšší počty zajíců na kilometr transektu byly zjištěny v typu habitatu trávník a park – tedy rozsáhlejší otevřené plochy s travním porostem, dále pak v obytné zástavbě a nejmenší abundance pak v městských lesích. Ačkoli metodologie sběru dat pro tuto práci neumožňuje přímo rozlišovat zástavbu na vysokou (tedy typicky sídliště s rozsáhlými travnatými plochami) a nízkou (zde většinou vilové čtvrti s plochami fragmentovanými oplocenými zahradami), terénní pozorování nasvědčovalo vyššímu výskytu zajíců v oblastech vyšší zástavby v souladu se zjištěními z Dánska. Další analýzou dat získaných monitoringem bude možné toto potvrdit či vyvrátit. Tato zjištění dokládají význam fragmentace nebo naopak prostupnosti (městské) krajiny a kvalitního managementu veřejného i soukromého prostoru ve městech jako nástroje managementu divoce žijících druhů v souvislosti se změnami krajiny a klimatu (Mayer a Sunde 2020; Grade et al. 2022).

Mechanismy kolonizace městského prostředí nejsou dostatečně prozkoumány jak u zajíce, tak i dalších druhů obývajících městské prostředí. Další výzkum je tak nutný k pochopení životaschopnosti těchto populací. Je totiž možné, že jsou městské populace pouhým sinkem okolních populací, vzhledem k poklesu kvality životního prostředí zajíce v okolních oblastech. Další možností, kterou naznačuje výzkum prasete divokého v Berlíně, je že městské populace tvoří izolovaný ostrov, který může být schopný zakládání nových městských populací. Jedinou hypotézou, kterou je možné odmítnout je, že kolonizace městského prostředí je způsobena rostoucími počty zajíců v okolní venkovské krajině. Nutností je také prohloubit znalosti ohledně populační dynamiky městských populací – především co se týká rozmnožování a mortality. Právě prohloubení znalostí v této oblasti může v budoucnu posloužit nejen lepšímu managementu zajíce polního jako druhu mizejícího z kulturní krajiny, ale i k pochopení souvislostí umožňujících racionálnější plánování městského prostoru přátelštějšího nejen k obyvatelům měst, ale i druhům volně žijících savců, které v současné době tento prostor obývají a nově kolonizují (Mayer a Sunde 2020; Stillfried et al. 2017).

Kromě detailní analýzy dat, zaměřené na abundanci zajíce v jednotlivých typech habitatů, je nutné blíže prozkoumat demografické aspekty jeho městských populací, především rozmnožování v prostředí měst a také získat relevantní data o mortalitě v tomto prostředí. Velkou neznámou zůstává vliv predátorů a srážek s automobily v městském prostředí, které se v mnoha aspektech liší od původních habitatů. Výzkumy kolonizace měst liškou obecnou, jako hlavním predátorem zajíce, ukazují, že lišky dosahují velmi vysokých populačních hustot ve městech, vyšších než v přirozených habitatech. Toto by pak mohlo vést k vyššímu predančnímu tlaku na městské zajíce. Ovšem tyto výzkumy také ukazují změny ve složení potravy těchto vysoce adaptivních živočichů ve městech – městské lišky nahrazují přirozenou potravu potravou antropogenní – tedy především odpadky. Získání dalších dat nám

umožní pochopit z jakých důvodů dochází k pozorované kolonizaci měst zajícem (Mayer a Sunde 2020; Hubert et al. 2011).

7 Závěr

Výsledky této práce ukazují preference zajíce polního při výběru habitatů v městském prostředí hlavního města Prahy. Zajíc, jako druh otevřené krajiny, i v městském prostředí prokazatelně dává přednost otevřenějším habitatům, konkrétně travnatým plochám a parkům. Nejméně preferovaný habitat pak představují městské lesy. Dále bylo zjištěno, že gradient výskytu zajíce roste se vzdáleností od středu města. Toto je patrné i při rozdělení města na tři zóny vymezené soustřednými kruhy s poloměry 4, 8 a 12 km, kde je naprosto zřejmá vyšší abundance zajíce na okrajích města. Tato data korespondují s podobnými studii z ČR i zahraničí. Mírně vyšší počet zajíců na kilometr transektu byl zjištěn při jarní části monitoringu, naměřený rozdíl je však minimální a je tedy možné hovořit o stabilních stavech městských zajíců v průběhu roku. Z nasbíraných dat vyplývá, že nejvýznamnějším prediktorem výskytu zajíce v městském prostředí je typ habitatu trávník, následován typem park a dále pak vzdáleností od centra.

K pochopení mechanismů souvisejících s kolonizací městského prostředí tímto druhem je třeba dalšího výzkumu, především v oblasti populační dynamiky městských populací zajíců, důvodů mortality a detailního využívání stanovišť, ověřeného pomocí GPS telemetrie. I přesto, výsledky této práce přináší důležité poznatky ve výzkumu městských zajíců. Především zjištěná preference otevřených habitatů i v městském prostředí ukazuje důležitost formulování zásad navrhování veřejného prostoru přátelského nejen k obyvatelům města, ale i k druhům volně žijících živočichů, kteří se stále více stávají součástí urbánního ekosystému. Získaná data je také možné využít při širším mysliveckém a ochranném managementu zajíce, jako druhu mizejícího z intenzivně využívané zemědělské krajiny.

8 Zdroje

ANDĚRA, Miloš a Jaroslav ČERVENÝ, 2000. *Svět zvířat III - Savci 3*. Praha: Albatros. ISBN 80-00-00829-7.

BLAIR, Robert B, 1996. *Land Use and Avian Species Diversity Along an Urban Gradient*. *LAND USE AND AVIAN SPECIES DIVERSITY ALONG AN URBAN GRADIENT*1.

BOCK, Anni, 2020. *Lepus europaeus* (Lagomorpha: Leporidae). *Mammalian Species* [online]. **52**(997), 125–142. ISSN 15451410. Dostupné z: doi:10.1093/mspecies/seaa010

BRABEC, Tomáš, 2022. *Populační vývoj a sociální struktura obyvatel Prahy v kontextu evropských měst*.

CIACH, Michał a Arkadiusz FRÖHLICH, 2019. Ungulates in the city: light pollution and open habitats predict the probability of roe deer occurring in an urban environment. *Urban Ecosystems* [online]. **22**(3), 513–523. ISSN 15731642. Dostupné z: doi:10.1007/s11252-019-00840-2

CUKOR, Jan, Rostislav LINDA a Karolina MAHLEROVÁ, 2021. Zajíc polní nebo zajíc (pří)městský II. *Svět myslivosti*. **9**(21).

ČERVENÝ, Jan a Karel ŠTASTNÝ, 2015. *Myslivecká zoologie*. Praha: Druckvo.

ČESKÝ STATISTICKÝ ÚŘAD, 2023a. *Počet obyvatel na 1 km² podle výsledků sčítání od roku 1869 v krajích, okresech a správních obvodech ORP ČR* [online] [vid. 2023-01-26]. Dostupné z: https://vdb.czso.cz/vdbvo2/faces/cs/index.jsf?page=vystup-objekt&z=T&f=TABULKA&skupId=1187&filtr=G~F_M~F_Z~F_R~F_P~_S~_U~301_null_&katalog=31674&pvo=SCHIST01bobyv&pvo=SCHIST01bobyv&evo=v425_!_VUZEMI97-100H_1

ČESKÝ STATISTICKÝ ÚŘAD, 2023b. *Počet obyvatel podle výsledků sčítání od roku 1869 v krajích, okresech a správních obvodech ORP ČR* [online] [vid. 2023-01-26]. Dostupné z: https://vdb.czso.cz/vdbvo2/faces/index.jsf?page=vystup-objekt&z=T&f=TABULKA&skupId=1187&filtr=G~F_M~F_Z~F_R~F_P~_S~_U~301_null_&katalog=31674&pvo=SCHIST01aobyv&pvo=SCHIST01aobyv&evo=v425_!_VUZEMI97-100H_1

ČESKÝ ÚŘAD ZEMĚMĚŘICKÝ A KATASTRÁLNÍ, 2021. *Statistická ročenka 2021*. Praha: Čúzk. ISBN 9788088197218.

EDWARDS, P. J., M. R. FLETCHER a P. BERNY, 2000. Review of the factors affecting the decline of the European brown hare, *Lepus europaeus* (Pallas, 1778) and the use of wildlife incident data to evaluate the significance of paraquat. *Agriculture, Ecosystems & Environment* [online]. **79**(2–3), 95–103 [vid. 2022-10-01]. ISSN 0167-8809. Dostupné z: doi:10.1016/S0167-8809(99)00153-X

EUROSTAT, 2015a. *Archive: Farm structure survey 2013 - main results* [online] [vid. 2023-01-05]. Dostupné z: https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Archive: Farm_structure_survey_2013_-_main_results

EUROSTAT, 2015b. *Statistika struktury zemědělských podniků* [online] [vid. 2022-10-04]. Dostupné z: https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Farm_structure_statistics/cs&oldid=442603

FRÖLICH, Kai, Jutta WISSER, Heiko SCHMÜSER, Ulrich FEHLBERG, Heinrich NEUBAUER, Roland GRUNOW, Konstantin NIKOLAOU, Jürgen PRIEMER, Svenja THIEDE, Wolf Jürgen STREICH a Stephanie SPECK, 2003. *EPIZOOTIOLOGIC AND ECOLOGIC INVESTIGATIONS OF EUROPEAN BROWN HARES (LEPUS EUROPAEUS) IN SELECTED POPULATIONS FROM SCHLESWIG-HOLSTEIN, GERMANY.*

GOSZCZYŃSKI, J a M WASILEWSKI, 1992. Predation of foxes on a hare population in central Poland Jacek GOSZCZYŃSKI and Michał WASILEWSKI. *Acta Theriologica*. **37**(4), 329–338. ISSN 0001-7051.

GRADE, Aaron M., Paige S. WARREN a Susannah B. LERMAN, 2022. Managing yards for mammals: Mammal species richness peaks in the suburbs. *Landscape and Urban Planning* [online]. **220**. ISSN 01692046. Dostupné z: doi:10.1016/j.landurbplan.2021.104337

HACKLANDER, K. a S. SCHAI-BRAUN, 2019. *Lepus europaeus*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2019* [online] [vid. 2022-10-01]. Dostupné z: <https://www.iucnredlist.org/species/41280/45187424>

HISTORICKÝ ÚSTAV AV ČR, 2015. *Praha, proměny historické krajiny. Od sevřeného k otevřenému* [online] [vid. 2023-01-26]. Dostupné z: <http://landscapes.hiu.cas.cz/praha.php>

HONDA, T., H. IJIMA, J. TSUBOI a K. UCHIDA, 2018. *A review of urban wildlife management from the animal personality perspective: The case of urban deer* [online]. 10. prosinec 2018. B.m.: Elsevier B.V. ISSN 18791026. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2018.06.335

HRUŠKA, Jakub a Jan SVOBODA, 2021. *Analýza pesticidů v moči zajíce polního v letech 2016-2020 a vyhodnocení vlivu struktury a využití krajiny na nalezená množství pesticidů.*

- HUBERT, Pauline, Romain JULLIARD, Sylvie BIAGIANTI a Marie Lazarine POULLE, 2011. Ecological factors driving the higher hedgehog (*Erinaceus europeus*) density in an urban area compared to the adjacent rural area. *Landscape and Urban Planning* [online]. **103**(1), 34–43. ISSN 01692046. Dostupné z: doi:10.1016/j.landurbplan.2011.05.010
- HYNKOVÁ, K., H. KYNCLOVÁ a E. KYZLÍKOVÁ, 2015. *Znáte Prahu? Město v mapách, grafech a číslech*. B.m.: IPR Praha. ISBN 9788087931523.
- CHOBOT, K. a M. NĚMEC, 2017. *ČERVENÝ SEZNAM OHROŽENÝCH DRUHŮ ČESKÉ REPUBLIKY OBRATLOVCI*. Praha: AOPK ČR.
- CHODĚJOVSKÁ, E., 2022. *Historický atlas měst: Praha* [online] [vid. 2023-01-26]. Dostupné z: <http://towns.hiu.cas.cz/praha.php#rozvoj>
- IPR PRAHA, 2020. *Územně analytické podklady hl. m. Prahy pro obec: Krajina Přírodní podmínky a životní prostředí*.
- JAEGER, Jochen A G a Lenore FAHRIG, 2004. *Effects of Road Fencing on Population Persistence*. *Conservation Biology*. **18**(6)
- JENNINGS, Nancy, Rebecca K. SMITH, Klaus HACKLÄNDER, Stephen HARRIS a Piran C.L. WHITE, 2006. Variation in demography, condition and dietary quality of hares *Lepus europaeus* from high-density and low-density populations. *Wildlife Biology* [online]. **12**(2), 179–189. ISSN 09096396. Dostupné z: doi:10.2981/0909-6396(2006)12[179:VIDCAD]2.0.CO;2
- KAUHALA, Kaarina a Rafal KOWALCZYK, 2011. *Invasion of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* in Europe: History of colonization, features behind its success, and threats to native fauna* [online]. Dostupné z: <https://academic.oup.com/cz/article/57/5/584/1785805>
- KLIMANT, Peter, Alexandra KLIMANTOVÁ, Ivan BALÁŽ, Imrich JAKAB, Filip TULIS, Ľubomír RYBANSKÝ, Ľuboš VADEL a Zuzana KRUMPÁLOVÁ, 2017. Small mammals in an urban area: Habitat preferences and urban-rural gradient in Nitra City, Slovakia. *Polish Journal of Ecology* [online]. **65**(1), 144–157. ISSN 15052249. Dostupné z: doi:10.3161/15052249PJE2017.65.1.013
- KUČERA, Oldřich, Jozefína KUČEROVÁ a František HAVRÁNEK, 2006. *Zajíc. Včera, dnes a zítra*. B.m.: Silvestris.
- KUŠTA, Tomáš, Zdeněk KEKEN, Miloš JEŽEK a Zdeněk KŮTA, 2015. Effectiveness and costs of odor repellents in wildlife-vehicle collisions: A case study in Central Bohemia, Czech Republic. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* [online]. **38**, 1–5. ISSN 13619209. Dostupné z: doi:10.1016/j.trd.2015.04.017

LUNDSTRÖM-GILLIÉRON, Corinne a Rodolphe SCHLAEPFER, 2003. Hare abundance as an indicator for urbanisation and intensification of agriculture in Western Europe.

In: *Ecological Modelling* [online]. B.m.: Elsevier, s. 283–301. ISSN 03043800. Dostupné z: doi:10.1016/S0304-3800(03)00142-X

LUSH, Lucy, Alastair I. WARD a Philip WHEELER, 2014. Opposing effects of agricultural intensification on two ecologically similar species. *Agriculture, Ecosystems and Environment* [online]. **192**, 61–66. ISSN 01678809. Dostupné z: doi:10.1016/j.agee.2014.03.048

MARBOUTIN, E a R PEROUX, 1995. Survival Pattern of European Hare in a Decreasing Population. *Journal of Applied Ecology*. **32**, 809-816.

MARBOUTIN, Eric a Nicholas J. AEBISCHER, 1996. Does harvesting arable crops influence the behaviour of the European hare *Lepus europaeus*? *Wildlife Biology* [online]. **2**(2), 83–91. ISSN 09096396. Dostupné z: doi:10.2981/wlb.1996.036

MARKOV, Georgi a József LANSZKI, 2012. Diet composition of the golden jackal, *Canis aureus* in an agricultural environment. *Folia Zoologica* [online]. **61**(1), 44–48. ISSN 01397893. Dostupné z: doi:10.25225/fozo.v61.i1.a7.2012

MAYER, Martin, Xiaodong DUAN, Peter SUNDE a Christopher J. TOPPING, 2020a. European hares do not avoid newly pesticide-sprayed fields: Overspray as unnoticed pathway of pesticide exposure. *Science of the Total Environment* [online]. **715**. ISSN 18791026. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2020.136977

MAYER, Martin, Christina FISCHER, Niels BLAUM, Peter SUNDE a Wiebke ULLMANN, 2022. Influence of roads on space use by European hares in different landscapes. *Landscape Ecology* [online]. ISSN 0921-2973. Dostupné z: doi:10.1007/s10980-022-01552-3

MAYER, Martin, Dagmar Hedvig FOG BJERRE a Peter SUNDE, 2020b. Better safe than sorry: The response to a simulated predator and unfamiliar scent by the European hare. *Ethology*. **126**.

MAYER, Martin a Peter SUNDE, 2020. Colonization and habitat selection of a declining farmland species in urban areas. *Urban Ecosystems* [online]. **23**(3), 543–554. ISSN 15731642. Dostupné z: doi:10.1007/s11252-020-00943-1

MAYER, Martin, Wiebke ULLMANN, Rebecca HEINRICH, Christina FISCHER, Niels BLAUM a Peter SUNDE, 2019. Seasonal effects of habitat structure and weather on the habitat selection and home range size of a mammal in agricultural landscapes. *Landscape Ecology* [online]. **34**(10), 2279–2294. ISSN 15729761. Dostupné z: doi:10.1007/s10980-019-00878-9

- MORI, Emiliano, Roberto CARBONE, Andrea VIVIANO, Martina CALOSI a Niccolò FATTORINI, 2022. *Factors affecting spatiotemporal behaviour in the European brown hare *Lepus europaeus*: a meta-analysis* [online]. 1. červenec 2022. B.m.: John Wiley and Sons Inc. ISSN 13652907. Dostupné z: doi:10.1111/mam.12290
- MRTKA, Jiří a Marie BORKOVCOVÁ, 2013. Estimated mortality of mammals and the costs associated with animal-vehicle collisions on the roads in the Czech Republic. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* [online]. **18**(1), 51–54. ISSN 13619209. Dostupné z: doi:10.1016/j.trd.2012.09.001
- PANEK, Marek, 2013. Long-term changes in the feeding pattern of red foxes *Vulpes vulpes* and their predation on brown hares *Lepus europaeus* in western Poland. *European Journal of Wildlife Research* [online]. **59**(4), 581–586. ISSN 16124642. Dostupné z: doi:10.1007/s10344-013-0709-8
- PANEK, Marek, 2018. Habitat factors associated with the decline in brown hare abundance in Poland in the beginning of the 21st century. *Ecological Indicators* [online]. **85**, 915–920. ISSN 1470160X. Dostupné z: doi:10.1016/j.ecolind.2017.11.036
- PANEK, Marek a Rober KAMIENIARZ, 1999. Relationships between density of brown hare in Poland. *Acta Theriologica*. **44**(1).
- PANEK, Marek, Robert KAMIENIARZ a Wojciech BRESIŃSKI, 2006. The effect of experimental removal of red foxes *Vulpes vulpes* on spring density of brown hares *Lepus europaeus* in western Poland. *Acta Theriologica* . **51**.
- PAVLISKA, Petr L., Jan RIEGERT, Stanislav GRILL a Martin ŠÁLEK, 2018. The effect of landscape heterogeneity on population density and habitat preferences of the European hare (*Lepus europaeus*) in contrasting farmlands. *Mammalian Biology* [online]. **88**, 8–15. ISSN 16181476. Dostupné z: doi:10.1016/j.mambio.2017.11.003
- PÉPIN, Dominique a Jean Marc ANGIBAUT, 2007. Selection of resting sites by the European hare as related to habitat characteristics during agricultural changes. *European Journal of Wildlife Research* [online]. **53**(3), 183–189. ISSN 16124642. Dostupné z: doi:10.1007/s10344-007-0087-1
- PETROVAN, S. O., A. I. WARD a P. M. WHEELER, 2013. Habitat selection guiding agri-environment schemes for a farmland specialist, the brown hare. *Animal Conservation* [online]. **16**(3), 344–352. ISSN 13679430. Dostupné z: doi:10.1111/acv.12002

PIKULA, J., J. BEKLOVÁ, Z. HOLEŠOVSKÁ a F. TREML, 2004. Ecology of European Brown Hare and Distribution of Natural Foci of Tularemia in the Czech Republic. *Acta Veterinaria Brno* [online]. **73**, 267–273. Dostupné z: <http://www.vfu.cz/acta-vet/actavet.htm>

PULSAR, 2023. *Pulsar Accolade 2 LRF PRO*. Dostupné z: <https://www.pulsar-nv.com/glo/products/33/thermal-imaging-binoculars/accolade-version-2-lrf/>

REA, Roy v., 2003. *Modifying roadside vegetation management practices to reduce vehicular collisions with moose *Alces alces** [online]. 2003. B.m.: Nordic Council for Wildlife Research. ISSN 09096396. Dostupné z: doi:10.2981/wlb.2003.030

REITZ, François a Yves LÉONARD, 1994. Characteristics of European hare *Lepus europaeus* use of space in a French agricultural region of intensive farming. *Acta Theriologica*. **39**(2), 143–157. ISSN 0001-7051.

REUTER, Hannes Isaak a Marie EDEN, 2008. *Wind Erosion: Average field size in ha*. European Commission: JRC-IES

REYNOLDS, Jonathan C., Chris STOATE, Malcolm H. BROCKLESS, Nicholas J. AEBISCHER a Stephen C. TAPPER, 2010. The consequences of predator control for brown hares (*Lepus europaeus*) on UK farmland. *European Journal of Wildlife Research* [online]. **56**(4), 541–549. ISSN 16124642. Dostupné z: doi:10.1007/s10344-009-0355-3

RICHARD, Stéphanie a Anne OPPLIGER, 2015. *Zoonotic occupational diseases in forestry workers – Lyme borreliosis, tularemia and leptospirosis in Europe* [online]. 2015. B.m.: Institute of Agricultural Medicine. ISSN 18982263. Dostupné z: doi:10.5604/12321966.1141368

ROEDENBECK, Inga A. a Peter VOSER, 2008. Effects of roads on spatial distribution, abundance and mortality of brown hare (*Lepus europaeus*) in Switzerland. *European Journal of Wildlife Research* [online]. **54**(3), 425–437. ISSN 16124642. Dostupné z: doi:10.1007/s10344-007-0166-3

ROY, Charlotte L. a Pamela L. COY, 2020. Wildlife consumption of neonicotinoid-treated seeds at simulated seed spills. *Environmental Research* [online]. **190**. ISSN 10960953. Dostupné z: doi:10.1016/j.envres.2020.109830

RÜHE, Ferdinand a Ulf HOHMANN, 2004. Seasonal locomotion and home-range characteristics of European hares (*Lepus europaeus*) in an arable region in central Germany. *European Journal of Wildlife Research* [online]. **50**(3), 101–111. ISSN 16124642. Dostupné z: doi:10.1007/s10344-004-0049-9

- RUTZ, Christian, 2008. The establishment of an urban bird population. *Journal of Animal Ecology* [online]. **77**(5), 1008–1019. ISSN 00218790. Dostupné z: doi:10.1111/j.1365-2656.2008.01420.x
- SCHAI-BRAUN, Stéphanie C. a Klaus HACKLÄNDER, 2014. Home range use by the European hare (*Lepus europaeus*) in a structurally diverse agricultural landscape analysed at a fine temporal scale. *Acta Theriologica* [online]. **59**(2), 277–287. ISSN 21903743. Dostupné z: doi:10.1007/s13364-013-0162-9
- SCHAI-BRAUN, Stéphanie C., Stefan PENEDER, Fredy FREY-ROOS a Klaus HACKLÄNDER, 2014. The influence of cereal harvest on the home-range use of the European hare (*Lepus europaeus*). *Mammalia* [online]. **78**(4), 497–506. ISSN 18641547. Dostupné z: doi:10.1515/mammalia-2013-0099
- SCHAI-BRAUN, Stéphanie C., Thomas S. REICHLIN, Thomas RUF, Erich KLANSEK, Frieda TATARUCH, Walter ARNOLD a Klaus HACKLÄNDER, 2015. The European hare (*Lepus europaeus*): A picky herbivore searching for plant parts rich in fat. *PLoS ONE* [online]. **10**(7). ISSN 19326203. Dostupné z: doi:10.1371/journal.pone.0134278
- SIDOROVICH, V. E., Anna A. SIDOROVICH a Inna v. IZOTOVA, 2006. Variations in the diet and population density of the red fox *Vulpes vulpes* in the mixed woodlands of northern Belarus. *Mammalian Biology* [online]. **71**(2), 74–89. ISSN 16181476. Dostupné z: doi:10.1016/j.mambio.2005.12.001
- SKLENICKA, Petr, Petra ŠÍMOVÁ, Kateřina HRDINOVÁ a Miroslav SALEK, 2014. Changing rural landscapes along the border of Austria and the Czech Republic between 1952 and 2009: Roles of political, socioeconomic and environmental factors. *Applied Geography* [online]. **47**, 89–98. ISSN 01436228. Dostupné z: doi:10.1016/j.apgeog.2013.12.006
- SMITH, Rebecca K., Nancy Vaughan JENNINGS a Stephen HARRIS, 2005. *A quantitative analysis of the abundance and demography of European hares *Lepus europaeus* in relation to habitat type, intensity of agriculture and climate* [online]. 2005. B.m.: Blackwell Publishing Ltd. ISSN 03051838. Dostupné z: doi:10.1111/j.1365-2907.2005.00057.x
- STATISTICAL OFFICE OF THE EUROPEAN COMMUNITIES, 2008. Farm structure in Czech Republic-2007. *Statistics in focus*. (86). ISSN 1977-0316.
- STEEN, Kim Arild, Andrés VILLA-HENRIKSEN, Ole Roland THERKILDSEN a Ole GREEN, 2012. Automatic detection of animals in mowing operations using thermal cameras. *Sensors (Switzerland)* [online]. **12**(6), 7587–7597. ISSN 14248220. Dostupné z: doi:10.3390/s120607587

- STILLFRIED, Milena, Jörns FICKEL, Konstantin BÖRNER, Ulrich WITTSTATT, Mike HEDDERGOTT, Sylvia ORTMANN, Stephanie KRAMER-SCHADT a Alain C. FRANTZ, 2017. Do cities represent sources, sinks or isolated islands for urban wild boar population structure? *Journal of Applied Ecology* [online]. **54**(1), 272–281. ISSN 13652664. Dostupné z: doi:10.1111/1365-2664.12756
- STRAUTT, E a K POHLMAYER, 2001. Populationsdichte des Feldhasen (*Lepus europaeus* PALLAS, 1778) und die Bejagungsaktivitiit in Niedersachsen I. *Z. Jagdwiss.* **47**, 43–62. ISSN 0044-2887.
- TREML, F., J. PIKULA, H. BANDOUCHOVA a J. HORAKOVA, 2007. European brown hare as a potential source of zoonotic agents. *Veterinární medicína.* **52**(10).
- ÚHÚL, 2004. *Myslivecká evidence za ČR, 1973.*
- UHÚL, 2021. *Myslivecká evidence za ČR, 2020.*
- VAUGHAN, Nancy, Elizabeth-Ann LUCAS, Stephen HARRIS a Piran C L WHITE, 2003. Habitat associations of European hares *Lepus europaeus* in England and Wales: implications for farmland management. *Journal of Applied Ecology* **40**, 163–175
- VOIGT, Ulrich a Ursula SIEBERT, 2019. Living on the edge - circadian habitat usage in pre-weaning European hares (*Lepus europaeus*) in an intensively used agricultural area. *PLoS ONE* [online]. **14**(9). ISSN 19326203. Dostupné z: doi:10.1371/journal.pone.0222205
- WANDELER, P., Stephan M. FUNK, C. R. LARGIADÈR, S. GLOOR a U. BREITENMOSE, 2003. The city-fox phenomenon: Genetic consequences of a recent colonization of urban habitat. *Molecular Ecology* [online]. **12**(3), 647–656. ISSN 09621083. Dostupné z: doi:10.1046/j.1365-294X.2003.01768.x
- WINKELMAYER, R, M VODNANSKY, P PAULSEN, A GANSTERER a F TREML, 2005. Explorative study on the seroprevalence of Brucella-, Francisella-and Leptospira antibodies in the European hare (*Lepus europaeus* Pallas) of the Austrian-Czech border region. *Wiener Tierärztliche Mschr.* **92**
- ZBOŘIL, Jiří, Blažena HLADÍKOVÁ a Emil TKADLEC, 2007. Populační dynamika zajíce polního (*Lepus europaeus*) na střední Moravě. *Lynx.* (38).