

# PŘÍMÝ VLIV STRUKTURY ZEMĚDĚLSKÉ KRAJINY NA VÝMĚRU DOMOVSKÝCH OKRSKŮ ZAJÍCE POLNÍHO: PŘEDBĚŽNÉ VÝSLEDKY Z ČESKÉ REPUBLIKY

## DIRECT EFFECT OF FARMLAND STRUCTURE ON EUROPEAN HARE HOME RANGE SIZE: PRELIMINARY RESULTS FROM THE CZECH REPUBLIC

RICHARD ŠEVČÍK<sup>1)</sup> ✉ - ALEKSANDRA KRIVOPALOVA<sup>1,2)</sup> - JAN CUKOR<sup>1,2)</sup>

<sup>1)</sup>Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Strnady 136, 252 02 Jíloviště, Czech Republic

<sup>2)</sup>Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta lesnická a dřevařská, Kamýcká 129, 165 00 Praha 6 - Suchbátka, Czech Republic

✉ e-mail: sevcik@vulhm.cz

ORCID: J. Cukor 0000-0002-0003-3174

R. Ševčík 0000-0003-2610-0424

### ABSTRACT

The European hare (*Lepus europaeus*) is one of the farmland specialists inhabiting agroecosystems. It is particularly sensitive to negative changes in agricultural management and landscape homogenization. The quality of the environment affects not only the hare population dynamics but also the behaviour of individuals, which is reflected in the variation in home range sizes. Preliminary results of the GPS telemetry monitoring in the Czech Republic revealed significant differences in the home range size of hares in high-diversified farmland ( $18.62 \pm 4.14$  ha) and conventionally managed agroecosystems ( $129.96 \pm 55.64$  ha) during the spring. These results demonstrate that the hare can thrive in a relatively small area, provided there are sufficient food sources and suitable shelter opportunities. However, increasing the biodiversity of the landscape can benefit not only the European hare but also other wildlife including protected birds and animals, which can respond to positive changes in the agroecosystem.

For more information see Summary at the end of the article.

**Klíčová slova:** *Lepus europaeus*; zemědělská krajina; ekologie; dynamika populace

**Key words:** *Lepus europaeus*; agricultural landscape; ecology; population dynamics

### ÚVOD

Evropský kontinent je lidskou činností ovlivňován již stovky let (BARTÁRY et al. 2015). Dopady lidské činnosti se nejvíce projevují v zemědělské krajině, která je intenzivně obhospodařována a v současné době pokrývá přibližně 50 % území států Evropské unie (GROENEVELD et al. 2019), nicméně dominuje i ve zbytku světa (STOATE et al. 2001, 2009; TANENTZAP et al. 2015). Negativní dopady intenzivního, neboli konvenčního zemědělského hospodaření na životní prostředí jsou hmatatelné nejenom s ohledem na postupující klimatické změny, ale také v kontextu rapidního nárůstu rizika vodní a větrné eroze či v procesu degradace půdního fondu (KLEIJN et al. 2008; MAIA et al. 2018; HRISTOV et al. 2020; WĄS et al. 2021; MARADA et al. 2023). Intenzifikaci zemědělského hospodaření se signifikantně zvýšily výměry jednotlivých

půdních bloků (DONALD et al. 2006), čímž došlo i ke snižování rozmanitosti nejenom pěstovaných plodin, ale také k úbytku druhové pestrosti planě rostoucích rostlin (WRZESIEŃ, DENISOW 2016). Tyto změny následně vedou k dramatickému snižování biodiverzity a celkové homogenizaci otevřené zemědělské krajiny (BIANCHI et al. 2006; KALDA et al. 2015; MARADA et al. 2019).

Popisovaná transformace v zemědělství, spojená s homogenizací krajiny, se projevuje také populačním poklesem zejména drobných živočichů, kteří zemědělskou krajinu obývají, zatímco volně žijící kopytníci na tyto změny reagovali populačním nárůstem (MARADA et al. 2023). Nejvýraznější pokles populací byl zaznamenán například u mnoha druhů ptáků zemědělské krajiny, u kterých od roku 1980 došlo až k 60% snížení početnosti jejich populací v celé Evropě (PECBMS

2022). Prokazatelný pokles byl dokumentován především pro druhy ptáků hnízdících na zemi, mezi které patří například koroptev polní (*Perdix perdix* L.), čejka chocholátá (*Vanellus vanellus* L.) či chřástal polní (*Crex crex* L.) (STOWE et al. 1993; TYLER et al. 1998; BÁLDI, FA-RAGÓ 2007; PETROVAN et al. 2013; KAMP et al. 2015; WETERINGS et al. 2016; CUKOR et al. 2019; TRABA, MORALES 2019).

Mezi další druhy volně žijících živočichů, kteří negativně reagují na změny v zemědělské krajině, patří zajíc polní (*Lepus europaeus* Pallas) (SMITH et al. 2005; CUKOR et al. 2018; PAVLIŠKA et al. 2018; SCHAI-BRAUN et al. 2020; ŠÁLEK et al. 2023). Intenzifikace zemědělství a homogenizace krajiny má značný vliv na velikost domovského okrsku (KUNST et al. 2001; STOTT 2003; SMITH et al. 2004; SCHAI-BRAUN, HACKLÄNDER 2014), což je jeden z faktorů, který může ovlivňovat přežívání zajíců v současné zemědělské krajině. A právě struktura krajiny a kvalita biotopu hraje významnou roli při utváření domovského okrsku býložravých savců (SEIGLE-FERRAND et al. 2020). Například u zajícovitých (Leporidae) bylo zjištěno, že větší výměra domovského okrsku je spojena s relativně neproduktivním prostředím, tedy s vegetací, která není zemědělsky využívána, a může tak pozitivně ovlivnit míru přežívání jedinců (SWIHART 1986). V intenzivně obhospodařované krajině zároveň zajíc v různých částech roku velmi obtížně nachází vhodná stanoviště, a to především z pohledu krytových možností a vhodných zdrojů potravy. Zejména nedostatek stanovišť, bohatých na kryt, může být pro zajíce limitující, a to nejenom z hlediska zvýšeného rizika predace juvenilních jedinců, ale také z pohledu negativních dopadů klimatických faktorů, které ovlivňují opět především nedospělé jedince (HACKLÄNDER et al. 2002; ZELLWEGE-FISCHER et al. 2011). Absence krytových možností má prokazatelný negativní vliv na termoregulaci a následný nárůst výdajů energie (HACKLÄNDER et al. 2002). Proto zajíce polního považují někteří autoři za takzvaný „bioindikátorový“ druh živočicha, jehož populace udává kvalitu prostředí agroekosystému v daném místě (PFISTER et al. 2002; VÁVROVÁ et al. 2003; UJHEGYI et al. 2021).

Změny v početnosti a ekologii zajíce polního však byly doposud studovány především v západní Evropě (SMITH et al. 2005). Nicméně tyto negativní dopady transformace zemědělské krajiny se mohou projevit především v České republice, která měla v nedávné historii prokazatelně největší výměru jednotlivých půdních bloků v kontextu Evropy a tento stav do velké míry přetrvává doposud (EUROSTAT 2015a, 2015b). Z výše uvedených důvodů proto bylo realizováno ověření ekologie zajíce polního v České republice pomocí GPS technologie. Hlavním cílem této studie bylo především i) ověřit výměru domovských okrsků v jarních měsících a ii) zhodnotit rozdíly ve výměře domovských okrsků zajíce polního v konvenčně obhospodařované zemědělské krajině a navazující „pestré“ a velmi diverzifikované krajině.

## MATERIÁL A METODIKA

Hodnocení vlivu hospodaření v zemědělské krajině na ekologii zajíce polního bylo provedeno v honitbě Vrbová Lhota – Ratenice (648 ha, CZ2110110043; 50.0919392N, 15.0594861E) s diverzifikovanou krajinou s průměrnou velikostí půdních bloků  $4,31 \pm 4,88$  ha a zároveň i v honitbě Cerhenice (1 129 ha, CZ2110110005; 50.0753064N, 15.0764808E), ve které se hospodáří konvenčním způsobem a krajina je relativně homogenní. Průměrná velikost půdních bloků se zde pohybuje okolo  $15,11 \pm 13,69$  ha.

Odchyt dospělých jedinců zajíce polního byl realizován dvěma způsoby. V prvním případě se uskutečnil v honitbě Cerhenice pomocí tenat, a to z důvodu výrazně nižší populační hustoty zajíce polního. Odchyt byl proveden 29. ledna 2023 na území o výměře více než 200 ha. Bylo odchyceno celkem 6 jedinců zajíce polního, z toho 5 bylo označeno telemetrickými vysíláči Anitra (viz níže). Druhá etapa odchytu zajíců byla zahájena v dubnu 2023 v honitbě Ratenice. Zde byli zajíc

z důvodu výrazně vyšší početnosti populace (doposud nepublikované výsledky) odchytováni pomocí 10 profesionálních pozinkovaných odchytových sklapovacích pastí se dvěma vstupy a nášlapnou spouštěcí plochou. Pasti byly 118 cm dlouhé, 34 cm široké a 34 cm vysoké. Ostré hrany sklapovacích pastí byly zakryty lepicí páskou, která účinně zamezila případnému poranění předních a zadních běhů odchyceného jedince. Sklapovací pasti byly instalovány do viditelně využívaných mikrohabitátů s ochozy zajíce polního (pobytové znaky – vyšší množství trusu, sešlapem snížený vegetační pokryv) v travnatých mezích, remízích, biopásech a koridorech se stromovým a křovinným porostem či na okrajích polí do vyjetých kolejí. Pasti byly po umístění na odchytovou lokalitu zakryty hustou vegetací či maskovací sítí tak, aby se zamezilo vystavení přímému slunečnímu svitu, z důvodu zajištění klidu odchyceného jedince a snižování teplotního stresu v průběhu dne. Pasti byly každý den minimálně jednou kontrolovány a zároveň nepřetržitě monitorovány pomocí GSM fotopastí.

Po odchycení dospělého jedince zajíce polního do sklapovací pasti byl použit podběrák s nastavitelnou teleskopickou tyčí, který umožnil snadší manipulaci. Po vyjmutí z podběráku uchycením za zadní běhy bylo určeno pohlaví jedince a poté byl použit speciální vak, ve kterém byl odchycený jedinec zvážen pomocí 5kg pružinové váhy PESOLA Macro Line. Následně byl každému jedinci připevněn GPS obojek společnosti Anitra systems, s.r.o., s vestavěným solárním panelem. Veškerá manipulace byla prováděna po dobu maximálně 3 minut dvěma osobami, následně byl jedinec vypuštěn zpět do volné přírody přímo na místě odchytu (uvnitř domovského okrsku).

GPS obojky zaznamenávaly pozici dospělého zajíce při nabití baterie nad 50 % kapacity každou hodinu během dne a každé tři hodiny v průběhu noci. Pokud se kapacita baterie snížila, prodloužil se interval záznamu GPS pozice. Nastavení obojku je patrné z obrázku 1. Detekce případné mortality byla prováděna každé čtyři hodiny. GPS obojky odesílaly zaznamenaná data každých dvanáct hodin do online aplikace společnosti Anitra, která rovněž umožňovala odesílání změn v nastavení do aktivních obojků v terénu.

Analýza velikosti domovských okrsků na základě získaných GPS pozic monitorovaných jedinců byla provedena s využitím metod 100 %, 90 %, 75 % a 50 % Minimum Convex Polygon (MCP) a 90 %, 75 % a 50 % Kernel Density Estimation (KDE) v softwaru R (verze 4.0.3) a RStudio (verze 2023.6.0.421) pomocí balíčku „adehabitatHR“ (CALLENGE 2006), který na základě daných pozičních bodů vykreslil požadované domovské okrsky monitorovaných jedinců a následně tyto polygonové vrstvy uložil do formátu shapefile. Finální vizualizace domovských okrsků byla provedena v softwaru QGIS (verze 3.24.3). Modelování domovského okrsku s využitím 100 % získaných pozičních bodů reprezentuje celé území, na kterém se daný jedinec vyskytoval. Naproti tomu 50% rozsah pozičních bodů představuje jádrové území domovského okrsku zajíce polního, které je daným jedincem intenzivně využíváno. Následně byl pomocí neparаметrického Mann-Whitney U testu porovnán rozdíl ve velikosti domovských okrsků monitorovaných zajíců mezi dvěma oblastmi. Hladina významnosti testu byla zvolena na  $\alpha = 0,1$ , a to vzhledem k nízkému počtu sledovaných jedinců pilotní studie a nízké variabilitě dat ( $n_1 = 3$ ;  $n_2 = 3$ ).

## VÝSLEDKY

V rámci analýz domovských okrsků odchycených jedinců zajíce polního bylo pilotní vyhodnocení v jarních měsících provedeno pro celkem 3 dospělé jedince z honitby Cerhenice a pro stejný počet zajíců v honitbě Ratenice. Zajíců v Cerhenicích byli sledováni již od termínu odchytu v lednu 2023, nicméně z důvodu hodnocení srovnatelného období byly do analýz zahrnuty pouze poziční záznamy z termínu od 09. 05. do 02. 06. 2023. V tomto období bylo u většiny jedinců zaznamenáno více než 400 pozičních záznamů. V případě jedinců s ID A17

a ID A20 došlo ke kolísání baterie a z tohoto důvodu byl získán nižší počet pozičních dat. Hmotnost označených jedinců vždy překračovala 3 kilogramy (tab. 1).

Vyhodnocení domovských okrsků je následně sumarizováno v tab. 2. Na základě provedených analýz byl zjištěn signifikantní rozdíl ve výměře domovských okrsků monitorovaných jedinců ve vysoce diverzifikované krajině ve srovnání s konvenčně obhospodařovanou zemědělskou krajinou (Mann-Whitney U test,  $z = -1,75$ ,  $p = 0,08$ ; MCP100, MCP50). V případě zahrnutí všech bodů, na kterých se monitorovaný jedinec nacházel (metoda Minimum Convex Polygon, MCP100), činila průměrná výměra domovských okrsků v honitbě Cerhenice ve sledovaném období cca  $129,96 \pm 55,64$  ha, zatímco v Ratenicích pouze  $18,62 \pm 4,14$  ha. Pokud bychom hodnotili pouze jádrovou oblast domovských okrsků, tedy MCP50, činila by průměrná výměra v honitbě Cerhenice za sledované území pouze  $16,94 \pm 17,12$  ha. V případě Ratenic však pouze  $1,34 \pm 0,72$  ha. Obdobné rozdíly byly zjištěny také pro výpočet Kernel Density Estimation. Vizualizace domovských okrsků v lokalitách Cerhenice a Ratenice je patrná z obrázků 2 a 3.

## DISKUSE

Z prvních výsledků telemetrického monitoringu odchycených jedinců pomocí GPS obojků je zřejmé, že zajíc polní v heterogenní nebo-li pestré krajině v jarních měsících využívá menší plochu ( $18,62 \pm 4,14$  ha; MCP100) nežli v konvenčně obhospodařované zemědělské

krajině s vyšší výměrou jednotlivých půdních bloků a relativně homogenním prostředím ( $129,96 \pm 55,64$  ha; MCP100), které je však pro Českou republiku typické (EUROSTAT 2015a, 2015b). Biodiverzita otevřeného zemědělského hospodaření je přímo závislá na intenzitě a způsobu hospodaření. Způsoby a cíle zemědělského hospodaření udávají nejenom diverzitu pěstovaných plodin či výměru jednotlivých půdních bloků, ale zároveň i procento nezemědělské vegetace, která se v krajině nachází. Nositelům biodiverzity a ekologické hodnoty byly v minulosti bezesporu polní okraje, které zaječí zvěř intenzivně využívala jako místa odpočinku během neaktivní části dne a dále jako zdroj pestré a přirozené potravy (SCHAI-BRAUN et al. 2013; SCHAI-BRAUN, HACKLÄNDER 2014). Bylo zjištěno, že především zaječky potřebují v období laktace potravu bohatou na tuky a lipidy (zemědělské plodiny, zejm. obilniny), přesto si ale raději vybírají přirozenou potravu, tedy různé druhy planě rostoucích bylin, travin a polních plevelů (SMITH et al. 2005), pokud jsou však v krajině dostupné. Větší potravní nabídka také snižuje dobu potřebnou na pastvení, čímž minimalizuje riziko ulovení predátory (HACKLÄNDER et al. 2002; SMITH et al. 2005). Potlačení biodiverzity a diverzifikace krajiny došlo také v posledních desetiletích ke zvýšení rozlohy polních lánů, díky čemuž zajíc nachází obtížnější nejenom vhodnou potravu, ale také místa pro úkryt před predátory a klimatickými vlivy (SMITH et al. 2004; PETROVAN et al. 2013; ŠÁLEK et al. 2023). Navíc se tento druh vyhýbá homogenním monokulturám, které jsou typické převážně v oblastech, kde převažuje intenzivní zemědělské hospodaření, a nutí tak zajíce vyhledávat v okoli vhodnější lokality (MAYER, SUNDE 2020a, 2020b), což může mít za

Tab. 1.

Základní údaje telemetricky sledovaných jedinců zajíce polního  
Basic data of telemetrically monitored hares

ID/ID	Oblast/ Area	Pohlaví/ Sex	Hmotnost/ Weight (g)	Datum sledování/ Date of monitoring		n/n
				od/from	do/to	
ID A13	Cerhenice	♂	3500	09.05.2023	02.06.2023	449
ID A16	Cerhenice	♂	3650	09.05.2023	02.06.2023	440
ID A17	Cerhenice	♂	4150	09.05.2023	02.06.2023	246
ID A18	Ratenice	♀	3500	09.05.2023	02.06.2023	407
ID A19	Ratenice	♂	3350	09.05.2023	02.06.2023	417
ID A20	Ratenice	♂	3800	09.05.2023	02.06.2023	223

Poznámka: n = počet hodnocených GPS pozic./Note: n = number of evaluated GPS positions.

Tab. 2.

Výměra domovských okrsků monitorovaných jedinců zajíce polního  
Home range size of the monitored individuals of the European hare

ID	MCP100 (ha)	MCP90 (ha)	MCP75 (ha)	MCP50 (ha)	KDE90 (ha)	KDE75 (ha)	KDE50 (ha)
ID A13	62,71	19,10	8,54	2,55	22,32	10,04	2,45
ID A16	159,34	69,40	23,80	12,42	82,83	41,45	18,16
ID A17	158,84	100,15	43,09	35,87	151,52	84,16	41,06
ID A18	22,50	5,71	2,14	0,81	7,83	3,34	1,18
ID A19	19,09	4,09	2,27	1,06	4,99	2,78	1,24
ID A20	14,26	6,22	5,08	2,16	9,28	5,81	2,83

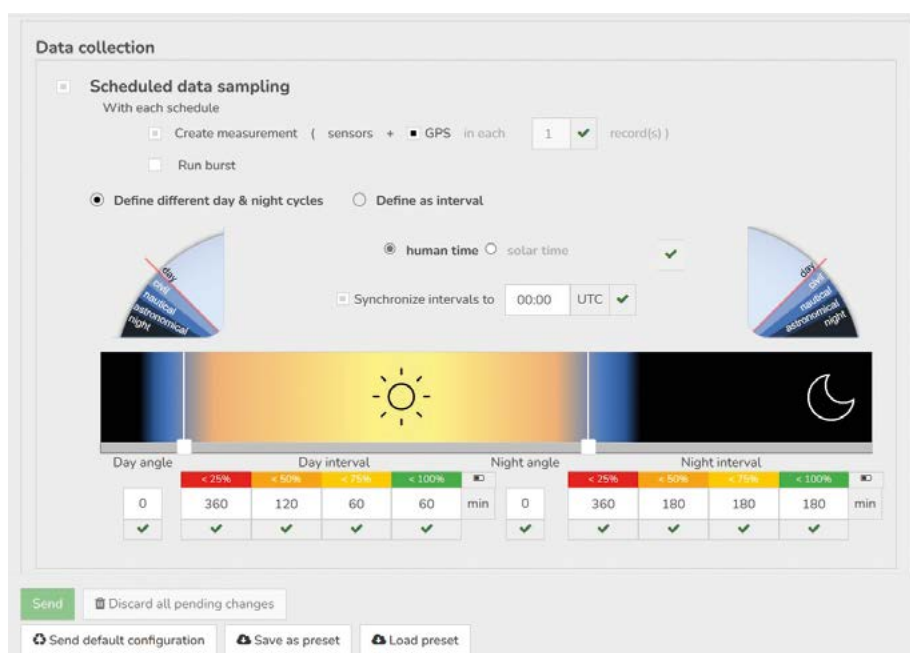
následek nárůst výměry domovského okrsku sledovaných jedinců. V případě honitby Ratenice zde najdeme relativně vysoký podíl obnovených polních cest, polních okrajů mezi menšími polními celky či jinou nezemědělskou vegetací. Procento extenzivně využívané krajiny je doplněno biopásy, které jsou cíleně ponechávány k dispozici volně žijícím živočichům. Charakteru tohoto prostředí odpovídají i domovské okrsky sledovaných jedinců zajíce polního, jejichž výměra se pohybuje v řádech jednotek hektarů. Domovské okrsky v zemědělské

krajině s různou velikostí půdních bloků popisuje tab. 3, kterou zpracoval HAVRÁNEK et al. (2018) v rámci závěrečné zprávy projektu „Faktory mortality, využívání stanovišť a podpora populací zajíce“, podpořeného Grantovou službou státního podniku Lesy České republiky v roce 2018. Okrsky zjištěné v této studii je proto možné porovnat se zahraničními výsledky, uvedenými v tabulce 3. Srovnání vztahů mezi výměrou domovských okrsků a průměrnou rozlohou polí ukázalo po vyhodnocení korelace velmi těsnou závislost ( $r = 0,715, p = 0,111$ ).

**Tab. 3.**

Rozdíly mezi velikostí domovských okrsků zajíce polního v porovnání s průměrnou velikostí půdních bloků  
Differences between the home range sizes of the European hare compared to the average size of field blocks

Autoři/ Authors	Rok/Year	Počet monit. zajců/Number of monitored individuals	Velikost dom. okrsku/Home range size	Průměrná velikost polí/ Average size of field blocks	Počet zajců/ 100 ha Number of hares/ 100 ha	Metoda hodnocení/ Methods
Schai-Braun, Hackländer	2014	9	12 ha	3,1	35	100 % MCP
Rühe, Hohmann	2004	38	21 ha	6,5	-	95 % MCP
Kunst et al.	2001	6	27 ha	-	1	90 % MCP
Smith et al.	2004	43	29 ha	6,6	16	100 % MCP
Reitz, Léonard	1994	21	113 ha	10,0	15	100 % MCP
Stott	2003	6	133 ha	50,0	-	100 % MCP
Marboutin, Aebischer	1996	20	138 ha	20,0	153	95 % MCP

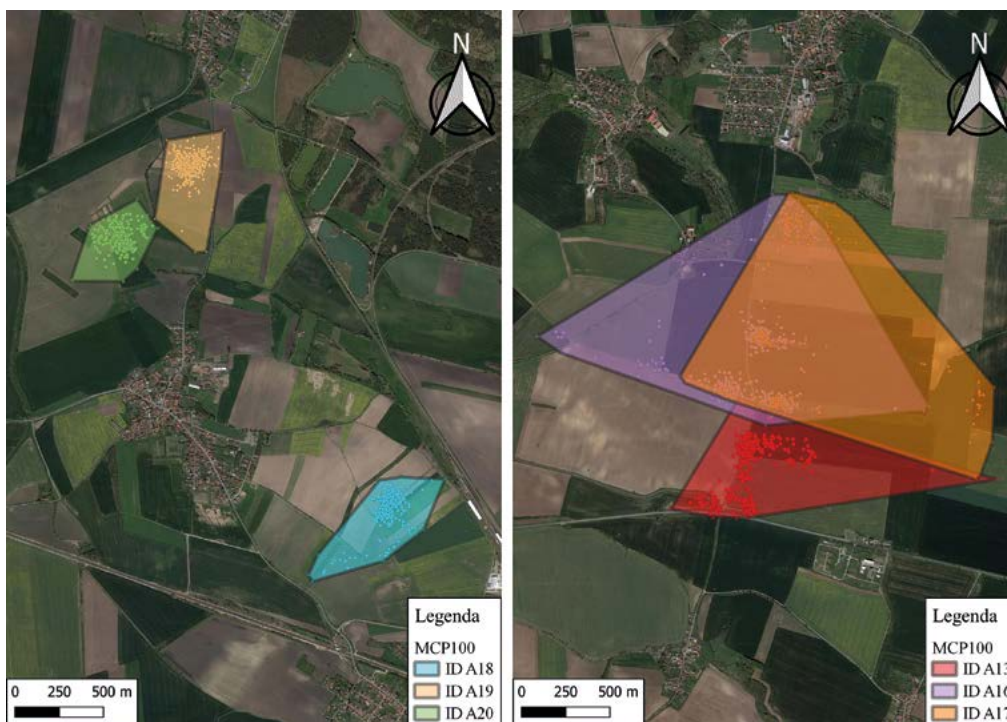


**Obr. 1.**

Prostředí aplikace Anitra pro nastavení telemetrického zařízení

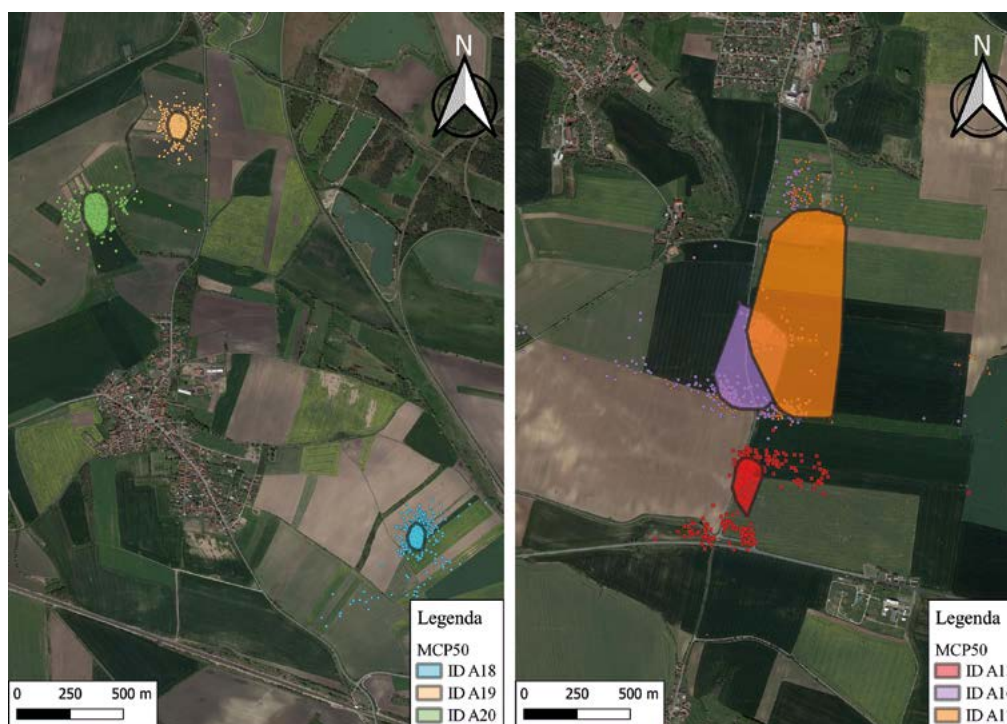
**Fig. 1.**

Anitra application for telemetry device setting



**Obr. 2.**  
Velikost domovského okrsku zajíce polního v zájmové lokalitě, metoda MCP100 (Ratenice vlevo, Cerhenice vpravo)

**Fig. 2.**  
Home range size of the European hares in the study area, method MCP100 (Ratenice on the left, Cerhenice on the right)



**Obr. 3.**  
Velikost domovského okrsku zajíce polního v zájmové lokalitě, metoda MCP50 (Ratenice vlevo, Cerhenice vpravo)

**Fig. 3.**  
Home range size of the European hares in the study area, method MCP50 (Ratenice on the left, Cerhenice on the right)



Mezi další faktory, které mohou případně ovlivnit velikost domovského okrsku zajíce polního, jsou sezónní změny. Například MAYER et al. (2019) zjistil, že výměra domovského okrsku zajíce polního se v průběhu roku mění, a to převážně vlivem rozdílné výšky vegetace, dostupnosti potravy, krytových možností a reprodukčního období. Nicméně monitorování označených jedinců v této studii probíhalo v průběhu jarních měsíců ve stejné časové periodě, a proto sezónní změny nemohly mít vliv na rozdílné velikosti domovských okrsků mezi oblastmi. Dalším faktorem je například pohlaví sledovaného jedince. Bylo zjištěno, že samci tohoto druhu mají vyšší výměry domovských okrsků nežli samice (MORI et al. 2022), a to pravděpodobně z důvodu navýšení šance samce na rozmnožování s více zaječkami. V této studii byla sledována pouze jedna samice, která měla společně se samci v pestré krajině menší domovský okrsek nežli sledovaní jedinci v konvenčně obhospodařované krajině (tab. 1 a 2). Mezi další faktory ovlivňující velikost domovského okrsku byložravých savců patří bezesporu i hustota populace (MIKULKA et al. 2023). Například RÜHE, HOHMANN (2004) poukazuje na fakt, že se zvyšující se hustotou populace se snižuje domovský okrsek zajíce polního, a to převážně z důvodu intraspecifické kompetice mezi jedinci. Naproti tomu SCHAI-BRAUN, HACKLÄNDER (2014) nenašli žádný vztah mezi hustotou populace zajíce polního a velikostí domovského okrsku sledovaných jedinců. Nicméně je patrné, že intenzivní hospodaření, homogenizace zemědělské krajiny a vyšší výměra půdních bloků mají signifikantní vliv na velikost domovského okrsku zajíce polního, a mohou tak snižovat míru přežívání jedinců tohoto druhu v intenzivně využívané zemědělské krajině a následně zapříčinit rapidní pokles jeho populací.

## ZÁVĚR

Na základě zhodnocení dostupné literatury a získaných výsledků je tedy naprosto zřejmé, že zlepšení životních podmínek zajíce polního, a tedy i snížení velikosti domovských okrsků, je možné dosáhnout cílevědomou úpravou diverzity zemědělské krajiny, ve které může následně dojít i k nárůstu populační hustoty daného druhu. Tyto změny jsou podle některých zahraničních autorů dokonce výrazně efektivnější než intenzivní lov predátorů (QUINN, CRESSWELL 2004; SMITH et al. 2005; PANEK 2009). Pozitivní dopady změn v krajině se následně projeví nejenom na cílových druzích, jako je v tomto případě zajíc polní. Na tyto změny reflektují velmi rychle především bezobratlí živočichové či polní ptáci, a tedy celý agroekosystém. Nutnost zlepšení podmínek zemědělské krajiny si uvědomuje mimo jiné také společná politika Evropské unie, která si klade za cíl podpořit zvýšení biodiverzity v rámci programu EU Biodiversity Strategy to 2020 (EUROPEAN COMMISSION 2011) a dále především společnou zemědělskou politikou v období od roku 2023. V budoucnu je proto možné očekávat značné změny v oblasti hospodaření v zemědělské krajině a s tím spojené postupné zlepšování současného stavu.

### Poděkování:

Príspevek vznikl v rámci projektu „Podpora zbytkových populací zajíce polního (*Lepus europaeus*) v různých typech zemědělské krajiny: od výzkumu k aplikované ochraně“ (SS05010238), podpořeného Technologickou agenturou České republiky a současně za podpory Interní grantové agentury FLD ČZU v Praze (A\_24\_22).

## LITERATURA

- BÁLDI A., FARAGÓ S. 2007. Long-term changes of farmland game populations in a post-socialist country (Hungary). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118: 307–311. DOI: 10.1016/j.agee.2006.05.021
- BATÁRY P., DICKS L.V., KLEIJN D., SUTHERLAND W.J. 2015. The role of agri-environment schemes in conservation and environmental management. *Conservation Biology*, 29: 1006–1016. DOI: 10.1111/cobi.12536
- BIANCHI F.J.A., BOOIJ C.J.H., TSCHARNTKE T. 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 273: 1715–1727. DOI: 10.1098/rspb.2006.3530
- CALENGE C. 2006. The package “adehabitat” for the R software: A tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecological Modelling*, 197: 516–519. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2006.03.017
- CUKOR J., HAVRÁNEK F., LINDA R., BUKOVJAN K., PAINTER M.S., HART V. 2018. First findings of brown hare (*Lepus europaeus*) reintroduction in relation to seasonal impact. *PLoS One*, 13: e0205078. DOI: 10.1371/journal.pone.0205078
- CUKOR J., BARTOŠKA J., ROHLA J., SOVA J., MACHÁLEK A. 2019. Use of aerial thermography to reduce mortality of roe deer fawns before harvest. *PeerJ*, 7: e6923. DOI: 10.7717/peerj.6923
- DONALD P.F., SANDERSON F.J., BURFIELD I.J., VAN BOMMEL F.P.J. 2006. Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 116: 189–196. DOI: 10.1016/j.agee.2006.02.007
- EUROPEAN COMMISSION 2011. Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020. Brussels, EC: 17 s. Dostupné na/Available on: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:52011DC0244&from=EN>
- EUROSTAT 2015a. Farm structure statistics. European Commission EUROSTAT [online] [cit. 2023–07–30]. Dostupné na/Available on: [https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Archive:Farm\\_structure\\_statistics](https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Archive:Farm_structure_statistics)
- EUROSTAT 2015b. Farm structure survey 2013 – main results. European Commission EUROSTAT [online] [cit. 2023–07–30]. Dostupné na/Available on: [https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Archive:Farm\\_structure\\_survey\\_2013\\_-\\_main\\_results](https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Archive:Farm_structure_survey_2013_-_main_results)
- GROENEVELD A.N., PEERLINGS J.H.M., BAKKER M.M., POLMANN N.B.P., HEIJMAN W.J.M. 2019. Effects on participation and biodiversity of reforming the implementation of agri-environmental schemes in the Netherlands. *Ecological Complexity*, 40: 100726. DOI: 10.1016/j.ecocom.2018.08.003
- HACKLÄNDER K., ARNOLD W., RUF T. 2002. Postnatal development and thermoregulation in the precocial European hare (*Lepus europaeus*). *Journal of Comparative Physiology*, 172: 183–190. DOI: 10.1007/s00360-001-0243-y
- HAVRÁNEK F., CUKOR J., BUKOVJAN K., BURIÁNEK V. 2018. Faktory mortality, využívání stanovišť a podpora populací zajíce [online]. Hradec Králové, Lesy České republiky; Strnady, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti: 108 s. [cit. 2023-08-02]. Dostupné na/Available on: <https://lesy.cz/wp-content/uploads/2018/04/Fatory-mortality-podpora-populaci-zajice-2018.pdf>

- HRISTOV J., CLOUGH Y., SAHLIN U., SMITH H.G., STJERNMAN M., OLSSON O., SAHRBACHER A., BRADY M.V. 2020. Impacts of the EU's common agricultural policy "Greening" reform on agricultural development, biodiversity, and ecosystem services. *Applied Economic Perspectives and Policy*, 42: 716–738. DOI: 10.1002/aep.13037
- KALDA O., KALDA R., LIIRA J. 2015. Multi-scale ecology of insectivorous bats in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 199: 105–113. DOI: 10.1016/j.agee.2014.08.028
- KAMP J., PELSTER A., GAEDICKE L., KARTHÄUSER J., DIEKER P., MANTEL K. 2015. High nest survival and productivity of Northern Lapwings *Vanellus vanellus* breeding on urban brownfield sites. *Journal of Ornithology*, 156: 179–190. DOI: 10.1007/s10336-014-1114-0
- KLEIJN D., KOHLER F., BÁLDI A., BATÁRY P., CONCEPCIÓN E.D., CLOUGH Y., DÍAZ M., GABRIEL D., HOLZSCHUH A., KNOP E., KOVÁCS A., MARSHALL E.J.P., TSCHARNTKE T., VERHULST J. 2008. On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276: 903–909. DOI: 10.1098/rspb.2008.1509
- KUNST P.J.G., VAN DER WAL R., VAN WIEREN S. 2001. Home ranges of brown hares in a natural salt marsh: comparisons with agricultural systems. *Acta Theriologica*, 46: 287–294. DOI: 10.1007/BF03192435
- MAIA G.A., MIYAMOTO B., GARCIA J., MIYAMOTO B. 2018. Climate change and agriculture: Do environmental preservation and ecosystem services matter? *Ecological Economics*, 152: 27–39. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2018.05.013
- MARADA P., CUKOR J., LINDA R., VACEK Z., VACEK S., HAVRÁNEK F. 2019. Extensive orchards in the agricultural landscape: Effective protection against fraying damage caused by roe deer. *Sustainability*, 11: 1–12. DOI: 10.3390/su11133738
- MARADA P., CUKOR J., KUBĚNKA M., LINDA R., VACEK Z., VACEK S. 2023. New agri-environmental measures have a direct effect on wildlife and economy on conventional agricultural land. *PeerJ*, 11: e15000. DOI: 10.7717/peerj.15000
- MAYER M., ULLMANN W., HEINRICH R., FISCHER C., BLAUM N., SUNDE P. 2019. Seasonal effects of habitat structure and weather on the habitat selection and home range size of a mammal in agricultural landscapes. *Landscape Ecology*, 34: 2279–2294. DOI: 10.1007/s10980-019-00878-9
- MAYER M., SUNDE P. 2020a. Colonization and habitat selection of a declining farmland species in urban areas. *Urban Ecosystems*, 23: 543–554. DOI: 10.1007/s11252-020-00943-1
- MAYER M., SUNDE P. 2020b. The role of maize cultivation on European hare abundance. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 295: 106909. DOI: 10.1016/j.agee.2020.106909
- MIKULKA O., PYSZKO P., KAMLER J., PATOČKA Z., DRIMAJ J., PLHAL R., HOMOLKA M., KORBEOVÁ J. 2023. Landscape settlement and parameters of Eurasian beaver (*Castor fiber*) home ranges in the Czech Republic. *European Journal of Wildlife Research*, 69: 7. DOI: 10.1007/s10344-022-01624-4
- MORI E., CARBONE R., VIVIANO A., CALOSI M., FATTORINI N. 2022. Factors affecting spatiotemporal behaviour in the European brown hare *Lepus europaeus*: a meta-analysis. *Mammal Review*, 52: 454–470. DOI: 10.1111/mam.12290
- PANEK M. 2009. Factors affecting predation of red foxes *Vulpes vulpes* on brown hares *Lepus europaeus* during the breeding season in Poland. *Wildlife Biology*, 15: 345–349. DOI: 10.2981/07-042
- PAVLISKA 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. DOI: 10.1016/j.mambio.2017.11.003
- PECBMS. 2022. State of common European breeding birds 2022, 2022 update leaflet published [online]. Praha, Pan-European Common Bird Monitoring Scheme, Czech Society for Ornithology: 1 s. [cit. 2023-08-02]. Dostupné na/Available on: <https://pecbms.info/2022-update-leaflet-published/>
- PETROVAN S.O., WARD A.I., WHEELER P.M. 2013. Habitat selection guiding agri-environment schemes for a farmland specialist, the brown hare. *Animal Conservation*, 16: 344–352. DOI: 10.1111/acv.12002
- PFISTER H.P., KOHLI L., KÄSTLI P., BIRRER S. 2002. Feldhase Schlussbericht 1991–2000. Bern, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft: 150 s. Schriftenreihe Umwelt, 334.
- POSIT TEAM 2023. RStudio: Integrated Development Environment for R. Posit Software, PBC, Boston, MA.
- QGIS DEVELOPMENT TEAM 2021. QGIS geographic information system. QGIS Association.
- QUINN J.L., CRESSWELL W. 2004. Predator hunting behaviour and prey vulnerability. *Journal of Animal Ecology*, 73: 143–154. DOI: 10.1046/j.0021-8790.2004.00787.x
- R CORE TEAM 2020. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.r-project.org/>
- RÜHE F., HOHMANN U. 2004. Seasonal locomotion and home-range characteristics of European hares (*Lepus europaeus*) in an arable region in central Germany. *European Journal of Wildlife Research*, 50: 101–111. DOI: 10.1007/s10344-004-0049-9
- SEIGLE-FERRAND J., ATMEH K., GAILLARD J.-M., RONGET V., MORELLET N., GAREL M., LOISON A., YANNIC G. 2020. A systematic review of within-population variation in the size of home range across ungulates: What do we know after 50 years of telemetry studies? *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8: 555429. DOI: 10.3389/fevo.2020.555429
- SCHAI-BRAUN S.C., WEBER D., HACKLÄNDER K. 2013. Spring and autumn habitat preferences of active European hares (*Lepus europaeus*) in an agricultural area with low hare density. *European Journal of Wildlife Research*, 59: 387–397. DOI: 10.1007/s10344-012-0684-5
- SCHAI-BRAUN S.C., HACKLÄNDER 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. DOI: 10.1007/s13364-013-0162-9
- SCHAI-BRAUN S.C., RUF T., KLANSEK E., ARNOLD W., HACKLÄNDER K. 2020. Positive effects of set-asides on European hare (*Lepus europaeus*) populations: Leverets benefit from an enhanced survival rate. *Biological Conservation*, 244: 108518. DOI: 10.1016/j.biocon.2020.108518
- SMITH R.K., JENNINGS N.V., ROBINSON A., HARRIS S. 2004. Conservation of European hares *Lepus europaeus* in Britain: is increasing habitat heterogeneity in farmland the answer? *Journal of Applied Ecology*, 41: 1092–1102. DOI: 10.1111/j.0021-8901.2004.00976.x

- SMITH R.K., VAUGHAN JENNINGS N., 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. DOI: 10.1111/j.1365-2907.2005.00057.x
- STOATE C., BOATMAN N.D., BORRALHO R.J., CARVALHO C.R., SNOO G.R.D., EDEN P. 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*, 63: 337–365. DOI: 10.1006/jema.2001.0473
- STOATE C., BÁLDI A., BEJA P., BOATMAN N.D., HERZON I., VAN DOORN A., DE SNOO G.R., RAKOSY L., RAMWELL C. 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. *Journal of Environmental Management*, 91: 22–46. DOI: 10.1016/j.jenvman.2009.07.005
- STOTT P. 2003. Use of space by sympatric European hares (*Lepus europaeus*) and European rabbits (*Oryctolagus cuniculus*) in Australia. *Mammalian Biology*, 68: 317–327. DOI: 10.1078/1616-5047-00099
- STOWE T., NEWTON A., GREEN R., MAYES E. 1993. The decline of the corncrake *Crex crex* in Britain and Ireland in relation to habitat change. *The Journal of Applied Ecology*, 30: 53. DOI: 10.2307/2404270
- SWIHART R. 1986. Home range – body mass allometry in rabbits and hares (Leporidae). *Acta Theriologica*, 31: 139–148. DOI: 10.4098/AT.arch.86-13
- ŠÁLEK M., RIEGERT J., KRIVOPALOVA A., CUKOR J. 2023. Small islands in the wide open sea: The importance of non-farmed habitats under power pylons for mammals in agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 351: 108500. DOI: 10.1016/j.agee.2023.108500
- TANENTZAP A.J., LAMB A., WALKER S., FARMER A. 2015. Resolving conflicts between agriculture and the natural environment. *PLOS Biology*, 13: e1002242. DOI: 10.1371/journal.pbio.1002242
- TRABA J., MORALES M.B. 2019. The decline of farmland birds in Spain is strongly associated to the loss of fallowland. *Scientific Reports*, 9: 9473. DOI: 10.1038/s41598-019-45854-0
- TYLER G.A., GREEN R.E., CASEY C. 1998. Survival and behaviour of corncrake *Crex crex* chicks during the mowing of agricultural grassland. *Bird Study*, 45: 35–50. DOI: 10.1080/00063659809461076
- UJHEGYI N., KELLER N., LÁSZLÓ P., BIRÓ Z., TÓTH B., SZEMETHY L. 2021. Agri-environment schemes do not support brown hare populations due to inadequate scheme application. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 67: 263–288. DOI: 10.17109/AZH.67.3.263.2021
- VÁVROVÁ M., GARGOŠOVÁ H., ŠUCMAN E., VEČEREK V., KOŘINEK P., ZUKAL J., ZEJDA J., SEBESTIÁNOVÁ N., KUBIŠTOVÁ I. 2003. Game animals and small terrestrial mammals - Suitable bioindicators for the pollution assessment in agrarian ecosystems. *Fresenius Environmental Bulletin*, 12: 165–172.
- WĄS A., MALAK-RAWLIKOWSKA A., ZAVALLONI M., VIAGGI D., KOBUS P., SULEWSKI P. 2021. In search of factors determining the participation of farmers in agri-environmental schemes – Does only money matter in Poland? *Land Use Policy*, 101: 105190. DOI: 10.1016/j.landusepol.2020.105190
- WETERINGS M.J.A., ZACCARONI M., KOORE N., ZIJLSTRA L., KUIPERS H., LANGEVELDE F., VAN WIEREN S. 2016. Strong reactive movement response of the medium-sized European hare to elevated predation risk in short vegetation. *Animal Behaviour*, 115: 107–114. DOI: 10.1016/j.anbehav.2016.03.011
- WRZESIEŃ M., DENISOW B. 2016. The effect of agricultural landscape type on field margin flora in south eastern Poland. *Acta Botanica Croatica*, 75: 217–225. DOI: 10.1515/botcro-2016-0027
- ZELLWEGER-FISCHER J., KÉRY M., PASINELLI G. 2011. Population trends of brown hares in Switzerland: The role of land-use and ecological compensation areas. *Biological Conservation*, 144: 1364–1373. DOI: 10.1016/j.biocon.2010.11.021



## DIRECT EFFECT OF FARMLAND STRUCTURE TO EUROPEAN HARE HOME RANGE SIZE: PRELIMINARY RESULTS FROM THE CZECH REPUBLIC

### SUMMARY

Over the past few decades, Europe's landscape has undergone significant changes. Agriculture intensification led to larger field blocks, less diversity in cultivated crops and an overall homogenization of the agricultural landscape. These changes have also resulted in a population decline in numerous agroecosystem wildlife species, including the European hare (*Lepus europaeus*). The intensification of agriculture and the homogenization of the landscape has a significant effect on the hare's home range size. Moreover, the larger field blocks are associated with low proportion of unproductive environment which significantly affects the survival rate of individuals. However, studies on the changes in the abundance and ecology of hares have mainly been conducted in Western Europe and not in the Czech Republic, where there are larger field blocks. This study aims to (i) calculate the European hare's home range size during spring and (ii) evaluate differences in home range sizes between a conventionally managed agricultural landscape and an adjacent "variegated" and highly diversified landscape.

The Ratenice hunting district (648 ha, CZ2110110043; 50.0919392N, 15.0594861E) with a diversified landscape and average field blocks size of  $4.31 \pm 4.88$  ha was compared to the neighbouring Cerhenice hunting district (1129 ha, CZ2110110005; 50.0753064N, 15.0764808 E), which is managed conventionally and has a relatively homogenous landscape. The average size of field blocks in Cerhenice is around  $15.11 \pm 13.69$  ha. Adult hares were trapped using nets in Cerhenice on January 29, 2023, and 10 professional traps with two entrances and a step-on release surface (118×34×34 cm) were used in Ratenice starting in April. Traps were installed in microhabitats visibly used by hares, such as grass borders, biobelts and corridors with trees and shrubs or on the edges of fields in ruts with a higher amount of resident signs (hare droppings, reduced vegetation cover). Traps were continuously monitored using GSM camera traps and checked at least once every day. The sex of the captured individual was determined, then the adult hare was weighed using a special bag and a 5 kg PESOLA Macro Line spring scale. A GPS collar with a built-in solar panel from Anitra systems, s.r.o., was then installed on each hare. All handling was carried out for a maximum of three minutes by two persons before the individual was released back into the wild at the place of capture.

GPS collars recorded the position of the adult hares every hour during the day and every three hours throughout the night when the battery was charged above 50% capacity (Fig. 1). If the battery capacity decreased, the GPS position recording interval increased. Mortality detection was performed every four hours. The GPS collars sent recorded data every twelve hours to Anitra's online application, which also allowed setting changes to be sent to active collars in the field.

Home range size analysis was performed using the 100%, 90%, 75% and 50% Minimum Convex Polygon (MCP) and 90%, 75% and 50% Kernel Density Estimation (KDE) methods in the R software (version 4.0.3) and RStudio (version 2023.6.0.421) using the "adehabitatHR" package (CALENGE 2006). The final visualization of home ranges was done in QGIS software (version 3.24.3). Subsequently, the difference in home range size between the study areas was compared using the non-parametric Mann-Whitney U test. The significance level of the test was chosen at  $\alpha = 0.1$  due to the low number of monitored individuals and the low data variability ( $n_1 = 3$ ;  $n_2 = 3$ ).

The evaluation of home range size was carried out for a total of three adult hares from the Cerhenice and three adult hares from Ratenice. Only positional records from 09/05/2023 to 02/06/2023 were included in the analysis to ensure a comparable period. During this period, most individuals recorded more than 400 position records. In the case of individuals with ID A17 and ID A20, the battery fluctuated and for this reason, there were fewer positions recorded. The weight of marked individuals always exceeded three kilograms (Tab. 1).

The evaluation of home range size is summarized in Tab. 2. The study found a significant difference in the home range size between monitored individuals in a highly diversified landscape compared to a conventionally managed agricultural landscape (Mann-Whitney U test,  $z = -1.75$ ,  $p = 0.08$ ). The average home range size in the Cerhenice was approx.  $129.96 \pm 55.64$  ha, if all points where the individual was located (MCP100) were included, while in Ratenice it was only  $18.62 \pm 4.14$  ha. If only the core area was evaluated (i.e. MCP50), the average home range sizes were  $16.94 \pm 17.12$  ha and  $1.34 \pm 0.72$  ha in Cerhenice and Ratenice, respectively. Similar differences were also found for the calculation of Kernel Density Estimation. The visualization of home range sizes in Cerhenice and Ratenice is evident from Figs. 2 and 3.

To summarize, in an intensively farmed agricultural landscape with a relatively higher size of field blocks, monitored hares had a larger home range size than individuals in a heterogeneous landscape during spring months. Similar results were found in previous studies from Western Europe (Tab. 3), suggesting that larger individual field blocks lead to an increase in the home range size of European hares. However, it is obvious that intensive management, homogenization of the agricultural landscape and larger field blocks have a significant effect on the home range size of European hares, which can ultimately reduce their survival rates and lead to a rapid decline in their population. Based on our results and available literature, we conclude that purposeful modification of the diversity of the agricultural landscape can improve the living conditions of the hare, and subsequently, reduce the home range size, and consequently, increase their population. These changes in the landscape will have positive effects not only on the target species of our research – the European hare – but also on invertebrates or birds, ultimately benefitting the entire agroecosystem.

Zasláno/Received: 14. 08. 2023

Přijato do tisku/Accepted: 21. 09. 2023