Univerzita Palackého v Olomouci
Přírodovědecká fakulta
Katedra ekologie a životního prostředí

Vliv velikosti osevní plochy pícnin na populační dynamiku hraboše polního

Bc. Martin Uhrinec

Diplomová práce
předložená
na Katedře ekologie a životního prostředí
Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci

jako součást požadavků
na získání titulu Mgr. v oboru
Ekologie a ochrana životního prostředí

Vedoucí práce: prof. MVDr. Emil Tkadlec, CSc.
Olomouc 2022

© Martin Uhrinec, 2022

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracoval samostatně pod vedením prof. MVDr. Emila Tkadlece, CSc. a že jsem použil jen citované literární prameny.

V Olomouci dne …… ……

Podpis

UHRINEC, M. 2022. Vliv velikosti osevní plochy pícnin na populační dynamiku hraboše polního [diplomová práce]. Olomouc: Katedra ekologie a životního prostředí PřF UP v Olomouci. 46 s., bez přílohy, česky.

Abstrakt

Hraboš polní jakožto nejrozšířenější obratlovec v evropské zemědělské krajině patří mezi hlavní škůdce našich pěstovaných plodin. Kromě jeho negativního ekonomického významu je dalším důvodem studia šíření patogenních chorob, které často postihují i člověka. V ekologii slouží také jako modelový organismus složitých populačních dynamik, resp. populačních cyklů. Je známo, že od rozvoje intenzifikace zemědělství dochází k plošnému úbytku biodiverzity na celém světě, vůči čemuž je v platnosti řada opatření na mezinárodní i lokální úrovni. U nás je jedním z takových opatření zpřísnění pravidel pro získávání základních zemědělských dotací omezení maximální plochy s jednou pěstovanou plodinou na maximum 30 ha. Z toho důvodu je hlavním předmětem této diplomové práce zjištění závislosti mezi velikostí osevní plochy a abundancí hraboše a následné vyhodnocení vlivu aktuálních opatření na jeho populační dynamiku. K tomu byla využita data z období 2015–2021 sbíraná na plochách s plodinami jetel, jetelotráva, trvalý travní porost, vojtěška a vojtěškotráva ze 22 okresů v České republice. V analýzách poté byla využita nadmořská výška lokality, pěstovaná plodina, roční období a výměra, která byla získána pomocí internetové aplikace OneSoil využívající technologii leteckých snímků. Pozitivní závislost abundance na velikosti plochy se prokázala u všech plodin a ročních obdobích jara i podzimu. Zároveň analýza ukázala i mírnou pozitivní korelaci abundance s nadmořskou výškou a vyšší populační hustoty v podzimním období. Navzdory těmto zjištěním však aktuální opatření na snižování monokulturních zemědělských ploch pravděpodobně nebudou mít zásadní vliv na populační dynamiku hraboše, a to zejména kvůli silné závislosti pouze u výměry menší než 10 ha.

Klíčová slova: abundance, heterogenita krajiny, *Microtus arvalis*, úbytek biodiverzity, zemědělství

UHRINEC, M. 2022. Influence of forage crop area size on population dynamics of common vole [diploma thesis]. Olomouc: Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacky University Olomouc, 46 p., no appendices, in Czech.

Abstract

Common vole, the most widespread vertebrate in the European agricultural landscape, is one of the main pests of our cultivated crops. In addition to its economic importance, another reason for studying its biology end ecology is the spread of pathogenic diseases, which often affect humans. In ecology, it serves as a model organism of complex population dynamics. It is known that since the development of agricultural intensification, there has been a widespread loss of biodiversity worldwide, for which a number of measures are in force at international and local level. In the Czech Republic, one of the measures to tighten the rules for obtaining basic agricultural subsidies is to limit the maximum area with one cultivated crop to a maximum of 30 ha. For this reason, the main subject of this diploma thesis is to examine the relationship between the size of the sown area and the abundance of the vole and the subsequent evaluation of the influence of current measure on its population dynamics. For this purpose data from the period 2015–2021 were collected on areas with clover, clover–grass, permanent grassland, alfalfa and alfalfa–grass from 22 districts in the Czech Republic. In the analysis I used altitude, cultivated crop, season and acreage. The latter was obtained using the OneSoil internet application using aerial photography technology. The positive dependence of abundance on the size of the area was demonstrated for all crops in spring and autumn. At the same time, the analysis also showed a slight positive correlation between abundance and altitude and higher abundance in the autumn. However, despite these findings, current measures to reduce monocultural agricultural areas are unlikely to have a significant effect on common vole population dynamics, mainly due to their strong dependence only on acreage values lower than 10 ha.

Key words: abundance, agriculture, biodiversity loss, heterogeneity, *Microtus arvalis*

Obsah

Seznam tabulek ..... **vii**

Seznam obrázků ..... **viii**

Poděkování ..... **ix**

1 Úvod **1**

1.1 Biodiverzita 2

1.1.1 Pokles biodiverzity v čase 3

1.1.2 Důvody ochrany 4

1.2 Platná opatření 5

1.3 Bionomie hraboše polního 7

1.3.1 Rozšíření a způsob života 7

1.3.2 Význam 9

1.3.3 Populační cykly 11

2 Cíle práce **13**

3 Materiál a metody **14**

3.1 Sběr dat 14

3.2 Zpracování dat 15

4 Výsledky **17**

5 Diskuse **20**

5.1 Závislost abundance na výměře a ovlivňující faktory 20

5.2 Nelinearita vztahu a její praktické implikace 22

6 Souhrn **24**

7 Literatura **25**

Seznam tabulek

Tab. 1 Hodnoty AICc pro zobecněné lineární smíšené modely s různou strukturou fixních efektů 17

Seznam obrázků

Obr. 1 Rozšíření hraboše polního v Evropě. Zdroj: Shenbrot a Krasnov (2005)..... 8

Obr. 2 Mapa se studovanými lokalitami vyznačenými žlutými body sestrojená v programu OneSoil. 15

Obr. 3 Zobrazení závislostí zlogaritmovaných populačních indexů na (a) logaritmech výměry za jarní a podzimní období, (b) u konkrétních plodin (j–jetel, jtr–jetelotráva, ttp–trvalý travní porost, v–vojtěška, vtr–vojtěškotráva), (c) průměrných hustot za období jaro a podzim ve všech plodinách a nakonec (d) závislosti na nadmořské výšce opět ve všech plodinách. 18

Obr. 4 Zobrazení závislostí zlogaritmovaných populačních indexů na původních hodnotách výměry za jarní a podzimní období (a), u konkrétních plodin (j–jetel, jtr–jetelotráva, ttp–trvalý travní porost, v–vojtěška, vtr–vojtěškotráva) (b) a průměrných hustot za období jaro a podzim ve všech plodinách (c), graf (d) zobrazuje logaritmy celkových průměrných populačních indexů za jaro a podzim 19

Poděkování

Chtěl bych poděkovat prof. MVDr. Emilu Tkadlecovi, CSc. za jeho odborné vedení diplomové práce, poskytnutí literatury, dat a pomoc při zpracování statistických analýz. Také bych chtěl poděkovat mé rodině za podporu po celou dobu studia.

1 Úvod

V poslední době celou společností velmi rezonuje téma biodiverzita, resp. co to vlastně je a proč bychom ji měli chránit. Jde především o druhové bohatství na naší planetě a hlavními argumenty, proč ji chránit, jsou příchod vyšší stability krajiny s její vyšší hodnotou a také poskytování ekosystémových služeb neboli benefitů, které z krajiny jako lidstvo čerpáme (Storch 2019). Mnoho přírodních ekosystémů a s nimi i ekosystémové služby byly během 20. století díky antropogenním činnostem nenávratně poškozeny (Baillie et al. 2004, MEA 2005). Tím se ještě zrychlil pokračující trend poklesu diverzity, který díky lidským aktivitám započal již v dávných dobách, kdy civilizace začala pro svou obživu využívat zemědělství (OECD 2021). Jeden z největších negativních dopadů na rozmanitost organismů v krajině má intenzifikace zemědělství, ke které docházelo hlavně v období minulého století (Donald et al. 2001; Donald et al. 2006, Norris 2008). Pro ochranu rozmanitosti je na celém světě v platnosti mnoho úmluv a programů a také jsou vyhlašována chráněná území (např. Halls 1997, Mulongoy a Chape 2004). Všechna tato opatření by měla v budoucnu zvrátit nebo alespoň zpomalit plošný úbytek druhů a s tím i tedy spojené nežádoucí následky pro lidstvo.

V České republice se můžeme ve srovnání s jinými evropskými státy „pyšnit“ obrovskými osevními plochami, za jejichž vznikem stojí zejména kolektivizace a scelování zemědělských pozemků do větších celků v období 2. pol. 20. století (Our world in data 2015, Sutcliffe et al. 2015). Jedním z platných opatření u nás jsou pravidla pro získávání základních dotací pro zemědělské hospodaření, která začala platit teprve v nedávné době a jejich podmínky se stále rok od roku zpřísňují (eAgri 2020). Hlavním účelem je zmenšování osevních ploch s jednou plodinou, což by mělo mít za následek větší diverzifikaci krajiny, což je vhodné pro přežívání více druhů (Benton et al. 2003) a také zlepšení ochrany půdy před erozí (Shrestha et al. 2020). Tato opatření by v budoucnu mohla mít vedlejší účinky také na řadu škůdců, včetně populací hraboše polního (*Microtus arvalis*, Pallas 1778).

Hraboš polní je významný mj. z hlediska epidemiologického, jelikož slouží jako rezervoár pro mnoho patogenních organismů (např. Vidal et al. 2009) a zlepšuje i přežívání jejich vývojových stádií (např. larev klíšťat) (Tkadlec et al. 2019). Tento hlodavec evropským zemědělcům značně komplikuje hospodaření s půdou a pěstování plodin. Nejenom, že svou konzumací způsobuje poškození vypěstované úrody, ale i finanční prostředky na boj proti tomuto škůdci bývají značně vysoké (Walther et al. 2008,

Jacob a Tkadlec 2010). Typickou schopností hraboše je totiž masivní přemnožování, které je součástí jeho pravidelných populačních cyklů. Právě tento znak složité populační dynamiky je dalším důvodem studia jeho biologie. Populační cykly hraboše jsou relativně komplikovanou záležitostí, kterou se v dnešní době stále zabývá mnoho vědců (např. Lambin et al. 2006, Cornulier et al. 2013). Čím víc tomuto fenoménu porozumíme, tím lépe jsme schopni přemnožování předpovídat a zasáhnout obrannými kroky včas. Na to, jaký má vliv velikost osevní plochy s jednou plodinou na hrabošovu populační dynamiku a zdali by tedy stávající opatření mohla mít vliv i na snižování jeho populační hustoty stále chybí studie.

1.1 Biodiverzita

Biodiverzita jako pojem má mnoho synonym a nejčastěji je definována jako bohatství, resp. počet druhů živých organismů na Zemi. Tento výraz se však neužívá příliš dlouho, na plno se začal používat až v 90. letech minulého století, kdy se začal klást větší důraz na ochranu přírody (Storch 2019). Do definice jsou pochopitelně zahrnuty i jednotlivé úrovně a interakce mezi genotypy, druhy, populacemi, ale i mezi krajinnými jednotkami (Díaz et al. 2006, Cardinale et al. 2012). Abychom tomuto fenoménu řádně porozuměli je třeba se zabývat časovou a prostorovou variabilitou konkrétních druhů (Townsend et al. 2010).

Pro popis diverzity jsou zavedené tzv. indexy diverzity, které nás mj. informují o určité uspořádanosti individuí do jednotlivých druhů přítomných ve společenstvu. Tyto indexy jsou však v některých případech při popisu společenstev nedostatečné, proto se jako lepší charakteristika jeví např. rank–abundance diagramy (Aoki 1995, Townsend et al. 2010). Při charakteristice diverzity by se rovněž neměly opomíjet gradienty diverzity, jenž nám udávají trend změny vztažený na konkrétní charakteristiku. Nejznámějšími gradienty jsou vrůstající bohatost druhů směrem k pólům a s klesající nadmořskou výškou (Gaston a Spicer 2004, Townsend et al. 2010).

Významným činitelem, který má na druhovou bohatost velký vliv, je primární produkce, na kterou je bezprostředně navázána i produkce sekundární, přičemž obě určují množství dostupných zdrojů pro organismy. Dalším ovlivňujícím faktorem je bezesporu i predace. Její vliv může spočívat v zabránění kompetičního vyloučení, na druhou stranu může ale dojít i k vyhubení druhu, kterým se predátor živí. Nesporný vliv má i heterogenita prostředí, disturbance, geografická izolovanost krajiny nebo klimatické

faktory (Townsend et al. 2010, Storch 2019). Za zmínku stojí i faktory, které diverzitu v globálním měřítku ohrožují. Jsou to především změny v hospodaření s půdou, dlouhodobě neudržitelný lov, resp. rybolov, klimatická změna, znečištění a rozšiřování invazivních organismů (Rawat a Agarwal 2015).

1.1.1 Pokles biodiverzity v čase

Od doby paleogénu, tj. cca posledních 66 mil. let, zůstávala diverzita stabilní (Close et al. 2020). Je ale známo, že ještě v období posledního končícího glaciálu přežívalo na Zemi mnoho živočichů většího vzrůstu, jejichž vyhynutí souvisejí s nástupem lidského osídlení do lokalit s jejich výskytem. Mezi takové živočichy patří např. některé druhy vačnatců, lenochodů nebo ptáků (Townsend et al. 2010). Patrné ovlivnění biodiverzity tedy sahá již do dávné historie, kdy se začala rozvíjet lidská civilizace a pomalu se začalo rozšiřovat zemědělství (Naeem et al. 2016, OECD 2021). Při změně využití krajiny totiž mj. dochází ke ztrátě přirozených biotopů (Hanski 2011) a narušení interakcí mezi druhy, což postihuje např. systém kvetoucí rostlina–opylovač (Kremen et al. 2002). Přitom zachování tohoto systému může být stěžejní např. při ochraně ohrožených rostlinných druhů (Gibson et al. 2006).

Data s nejrůznějšími ukazateli biodiverzity naznačují, že se počet druhů v některých oblastech světa prokazatelně snižoval minimálně od roku 1500 (OECD 2021). K nápadnému zrychlení klesajícího trendu došlo během 20. století, kdy proběhla výrazná intenzifikace zemědělství, což mělo bezesporu pro lidstvo pozitivní vliv na dostupnost potravin, bohužel ale za cenu výraznějšího poškození životního prostředí, resp. ztrátu biodiverzity v krajině (Tilman 1999, Hails 2002, Scharlemann et al. 2005). Intenzifikací se rozumí především častější používání chemických hnojiv, pesticidů a rozvoj zemědělské techniky zahrnující i zavlažování (Waggoner 1995). Značný vliv na klesající trend diverzity organismů má především zemědělské hospodaření v tropických oblastech, kde zpravidla bývá rozmanitost života vysoká. To se děje z důvodu zvyšující se poptávky po některých plodinách jako je palma olejná nebo cukrová třtina, přičemž zábor území pro pěstování těchto plodin se bude v budoucnu pravděpodobně dále zvyšovat (Petit a Petit 2003; Scharlemann et al. 2004, Aratrakorn et al. 2006, Norris 2008).

Nepříznivý vývoj je ale v nedávné době patrný i v Evropě. Ve východní a střední Evropě k tomu přispěly mj. kolektivizace probíhající ve druhé polovině 20. století, které zapříčinily sdružování osevních ploch do větších celků (Cousins et al. 2015, Sutcliffe et

al. 2015). Klesající trend rozmanitosti organismů v zemědělské krajině můžeme ale pozorovat i v západních evropských státech. Úbytek populace je patrný např. u ptáků ve Velké Británii (Krebs et al. 1999, Newton 2004), u druhů motýlů v Nizozemsku (van Strien et al. 2019) nebo u některých skupin hmyzu v Německu (Hallmann et al. 2017). Plošný úpadek zaznamenaly v Evropě i populace hmyzích opylovačů (Biesmeijer et al. 2006). Je známo, že s poklesem rozmanitosti života na Zemi se negativní dopady pro lidstvo dále zrychlují (Cardinale et al. 2006, 2011). Rychlost, se kterou vymírají druhy v dnešní době se uvádí jako doposud nejvyšší v historii (Ceballos et al. 2015, De Vos et al. 2015).

1.1.2 Důvody ochrany

Je známo, že biodiverzita hraje v dnešním antropogenním světě pozitivní roli zejména díky ekosystémovým službám. Lidstvo využívá rozmanitost rostlinných a živočišných organismů především v oborech jako je potravinářství, lékařství a obnovitelné zdroje (Díaz et al. 2006). Vysoká genetická rozmanitost druhů komerčně pěstovaných plodin i jiných rostlin zvyšuje jejich primární produkci, tudíž i výnosy z nich (Kiær et al. 2009). To stejné platí i v produkci dřeva stromů pěstovaných na plantážích. U rybolovu platí, že vzrůstající diverzita ryb stabilizuje jeho výnosy. Ekosystémy s vyšší diverzitou jsou bezesporu odolnější proti kolonizaci invazivních druhů, což je zároveň jedno z jejich hlavních ohrožení (Tilman et al. 2001, Marquard et al. 2009, Townsend et al. 2010, Cardinale et al. 2012, Reich et al. 2012). Zvýšená odolnost platí i proti šíření patogenů (Cardinale et al. 2012).

U řady druhů je však jejich význam prozatím pouze potenciální, jelikož stále zůstávají nevyužité. Jedná se např. o druhy využitelné v biologické ochraně v zemědělství či lesnictví nebo divoce žijící organismy obsahující látky využitelné v lékařství (Townsend et al. 2010). Organismy, které poskytují nepřímý ekonomický vliv, jsou např. hmyzí opylovači zemědělských plodin (Morandin a Winston 2006). Do ekosystémových služeb biodiverzity spadá i tzv. ekoturismus, který na druhou stranu má i mnoho negativ (např. Rouphael a Inglis, 2001, Cunha 2010, Finnessey 2012). Regulační ekosystémové služby jako stabilizace klimatických výkyvů nebo zachovávání kvality půd, jsou další z důvodů, proč chránit druhovou bohatost (Díaz et al. 2006, Townsend et al. 2010, Cardinale et al. 2012). Pokud se totiž tyto funkce ekosystémů naruší, bude to mít negativní dopad nejdříve na lidi žijící v chudších oblastech rozvojových zemí, protože jsou na

těchto funkcích nejvíce závislí (MEA 2005). I z tohoto důvodu byla ztráta biodiverzity označena Organizací spojených národů jako největší hrozbou budoucnosti.

Pro plnohodnotnou ochranu biologické rozmanitosti je důležité, aby lidé, co hospodaří se zemědělskou půdou nebo jinak ovlivňují vývoj krajiny, pochopili pozitivní přínos ekosystémových služeb (Norris 2008). Je vhodné se také zaměřovat nejenom na pouhou maximalizaci počtu druhů v ekosystému, ale i na podporu jejich biotické integrity a funkčního uspořádání (Díaz et al. 2006). Na podporu ochrany v dnešní době existuje mnoho dohod a programů ať už na mezinárodní nebo lokální úrovni.

1.2 Platná opatření

Za hlavní mezinárodní dokument za účelem ochrany rozmanitosti lze považovat Úmluvu o biologické rozmanitosti, která byla podepsána v roce 1992 v Rio de Janeiru (Raustiala a Victor 1996). Jako další příklady dokumentů, které mají na diverzitu v mezinárodním měřítku pozitivní vliv, lze uvést Bonnskou nebo Ramsarskou úmluvu (Halls 1997, Caddell 2005). Další zásadní složkou ochrany jsou vyhlášená chráněná území (Mulongoy a Chape 2004). Prozatím tyto území pokrývají necelých 15 % zemského povrchu, přičemž by se toto procento mělo v budoucnosti podle některých vědců nadále navyšovat (Baillie a Zhang 2018). Na úrovni Evropské unie byl významným rokem pro diverzitu rok 2020, kdy byla zveřejněna Strategie v oblasti biologické rozmanitosti do roku 2030, která vyčleňuje velkou část peněz z programu na boj proti klimatické změně a na zmírňování negativních dopadů poklesu rozmanitosti (Hermoso et al. 2022). Soustava chráněných území Natura 2000 a rámcové směrnice o vodě do ochrany diverzity pochopitelně také spadají.

V České republice se úbytkem druhů v kulturní krajině zabývá mj. Standard dobrého zemědělského a environmentálního stavu půdy (DZES), který se týká pravidel o udělování dotací pro vlastníky zemědělské půdy a spadá do ekonomických nástrojů politiky pro ochranu životního prostředí. Plnění těchto předpisů není přímo povinné, podmiňují ale velmi důležité dotace pro vlastníky zemědělské půdy, bez kterých v dnešní době prakticky nelze s půdou ekonomicky výhodně hospodařit (Jakl 2020). Tyto dotace jsou z přímých finančních příspěvků na plochu nebo spadají do Programu rozvoje venkova. Státní zemědělský intervenční fond provádí kontroly plnění podmínek u vybraných žadatelů buď přímo v terénu, nebo i nepřímým způsobem, např. přes DPZ (dálkový průzkum Země) (SZIF, nedatováno). Konkrétní pravidla pro udělování

finančních příspěvků jsou dále specifikována v nařízení vlády č. 48/2017 Sb., v přílohách č. 1 a 2.

Standardy DZES jsou do našeho práva implementovány z důvodu aktuálně platné evropské legislativy. Jedná se o přílohu II nařízení č. 1306/2013, které vydal Evropský parlament a Rada Evropské unie (Jakl 2020). Standardy DZES (dříve GAEC) jsou dále rozdělovány na jednotlivá odvětví: ochranná pásma podél vodních toků, používání zavlažovacích soustav, ochrana podzemních vod proti znečištění, minimální pokryv půdy, zásady hospodaření s půdou pro omezení eroze, zásady ochrany organické složky půdy, zásady ochrany krajinných prvků a proti šíření invazivních taxonů rostlin. Poslední zmíněná oblast nese označení 7 a je pro podporu biodiverzity v zemědělské krajině nejzásadnější. Týká se např. ochrany mezí, teras, skupin dřevin nebo mokřadů před zemědělskou činností. V rámci této oblasti je také vyžadována mechanická ochrana vůči šíření invazních druhů v zemědělské krajině, jako je netýkavka žláznatá (*Impatiens glandulifera*, Royle 1834) a bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*, Sommier a Levier 1895) (eAgri 2017).

DZES 7 d) upravující maximální výměru osevní plochy s jednou plodinou, který je součástí této oblasti, je rovněž cílen na ochranu biodiverzity. Již od roku 2020 totiž stanovoval největší možnou plochu monokulturní plodiny pro získání základní dotace na 30 ha na plochách, jež jsou ohrožené erozí, resp. na plochách, kde erozí ohrožené půdy zabírají souvisle více než 2 ha, nebo kde je erozí ohroženo více než 50 % plochy. Hodnotící tabulka z příslušné novely určuje při kontrole výměry plochy 10 % toleranci, tzn. že se podmínka prakticky porušuje až při výměře větší než 33 ha. Od roku 2021 se však podmínky ještě více zpřísnily a nutnost maximální výměry jedné plodiny začala platit na všech zemědělských plochách (eAgri 2020). Osevní plochy, které tuto hodnotu přesahují, musejí být rozděleny ochrannými pásy s minimální šířkou 22 m, které budou osety pícninami nebo zatravněny. Dále je možné rozdělit plochu pásem s odlišnou plodinou s minimální šířkou 110 m (Jakl 2020).

Aktuální vláda plánuje od začátku roku 2023 dále zmenšovat osevní plochy s jednou plodinou. Mělo by se začít opět s půdami silně erozně ohroženými, tentokrát by se ale měla snížit monokulturní plocha na 10 ha. Tato podmínka byla zároveň implementována do pozměněného Strategického plánu společné zemědělské politiky EU (Ekolist 2022). Erozí je v ČR ohrožena dle ministerstva zemědělství zhruba 16,53 % zemědělské půdy, silně ohroženo je pak 15,02 % (eAgri, nedatováno).

Všechny výše uvedené změny struktury zemědělské krajiny mohou významným způsobem ovlivňovat nejen počty druhů a jejich abundance, ale měnit také jejich populační variabilitu. To má zásadní význam především u herbivorních druhů, kteří využívají kulturní plodiny jako svou potravní základnu a jsou obecně považováni za škůdce. K takovým druhům patří také hraboš polní, který jak známo působí v letech svého přemnožení výrazné škody na výnosech zemědělských plodin (Kratochvíl et al. 1959). Zatím ale neexistují žádné empirické studie, které by se tímto problémem zabývaly. Dostupné jsou pouze ojedinělé studie z Francie, které naznačují, že s rostoucí velikostí optimálních stanovišť dochází k růstu populačních hustot (Delattre 1996, 1999). Naopak v blízkosti suboptimálních stanovišť, jako je např. les, byly zaznamenány hustoty nižší. Tomu odpovídají také zjištění z České republiky, že v lesnatějších okresech jsou pozorovány nejen nižší početnosti hraboše polního, ale také nižší míra synchronnosti populačních dynamik (Gouveia et al. 2016). Přímá závislost velikosti pozemku a populační hustoty hrabošů dosud ale studována nebyla.

1.3 Bionomie hraboše polního

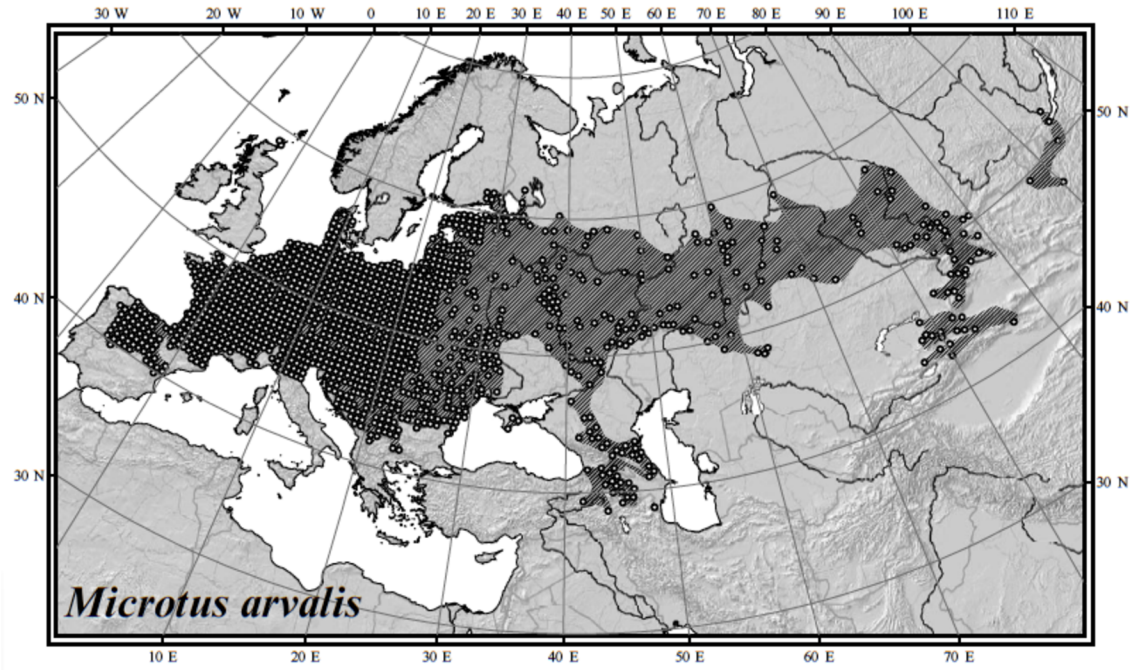
1.3.1 Rozšíření a způsob života

Patří mezi nejhojnější drobné savce v Evropě, přičemž je nejrozšířenějším obratlovcem v naší zemědělské krajině (Heroldová et al. 2007). Dle fosilního záznamu se v Evropě tito hlodavci vyskytují již minimálně 500 000 let (Kowalski 2001). Jeho aktuální areál rozšíření sahá od severního Španělska, přes střední Evropu, až po Střední Východ a střední Rusko od výšky hladiny moře až po výšku cca 2600 m n. m. Vyskytuje se ale také v oblasti severního Mongolska a severozápadní Číny (Haynes et al. 2003, Shenbrot a Krasnov 2005, Jacob et al. 2014).

Hraboše polního bychom našli i v lesních ekosystémech, na pastvinách, v mokřinách nebo křovinách. V jeho preferenci jsou ale především stepní biotopy, kde podzemní voda nezasahuje na půdní povrch (Kratochvíl et al. 1959). Ve vysokých počtech se vyskytuje na loukách, trvalých travních porostech, osevních plochách s víceletými pícninami jako je tolice vojtěška (*Medicago sativa*, Linné 1753) nebo jetel luční (*Trifolium pratense*, Linné 1753). Víceleté plodiny zůstávají totiž dlouhé roky bez výrazných zemědělských zásahů, zejména bez orby, proto na těchto plochách zůstávají systémy nor hraboše zachovány po dlouhou dobu. Objevuje se ale i na polích s jinými plodinami, např. s řepkou nebo obilovinami (Adamczewska-Andrzejewska 1982,

Zapletal et al. 1999, Heroldová et al. 2007, Santamaría et al. 2019). Další jeho charakteristickou vlastností je vyšší abundance na okrajích osevních ploch na hranicích s vhodnými stanovišti, kde nachází rozmanitější potravu a více potenciálních úkrytů, v období přemnožení se však abundance mezi částmi polí postupně vyrovnávají (Kratochvíl et al. 1959, Rodríguez-Pastor et al. 2016).

V České republice je hlavní těžiště výskytu hrabošů v nadmořských výškách od 201 do 600 m n. m. zejména v teplejších oblastech. Nelze tedy pochybovat o tom, že hraboš polní je euryekní živočich, tj. s širokou ekologickou valencí, jehož areál se v budoucnu pravděpodobně bude nadále zvětšovat (Zapletal et al. 1999, Luque-Larena et al. 2013).



Obr. 1 Rozšíření hraboše polního v Evropě. Zdroj: Shenbrot a Krasnov (2005)

Ke svému životu hraboš polní využívá systém vlastních podzemních chodeb kruhovitého tvaru, nejčastěji v hloubce do 22 cm. Své nory si staví spíše na místech, která jsou více chráněná před potenciálním vlivem spodní vody, tzn. na lokálních vyvýšeninách terénu (např. kopečky nebo terénní vlny) (Kratochvíl et al. 1959).

Velikost populace hrabošů je během roku velmi variabilní, obvykle ale bývají nejvyšší hustoty v podzimním období, které nastupuje ke konci hlavního období rozmnožování (Jacob et al. 2014). Pokud je populační hustota vyšší, např. několik stovek jedinců na 1 ha, typická teritorialita pak bývá méně patrná. Jednotlivé kolonie totiž v takovém případě žijí v těsné blízkosti (Frank 1957, Briner et al. 2005). Kolonii zakládá

vůdčí samice tzv. mateřskou hnízdní norou, po které zakládají ostatní samice v blízkosti nory dceřiné (Kratochvíl et al. 1959).

Hraboš polní je řazen do folivorních druhů, což znamená že se živí listovými částmi rostlin. Neznamená to ale, že by tento typ stravy byl pro hraboše jediný. Živí se pochopitelně i jinými částmi rostlin jako květy, stonky, semeny, kůrou nebo podzemními orgány. Další složkou potravy bývají podle rozborů žaludečních obsahů i hmyzí druhy (Kratochvíl et al. 1959). Zároveň v době vysokých populačních hustot není neobvyklý ani kanibalismus (Reichholf 1996).

Tito hlodavci se začínají rozmnožovat poměrně brzy, a to ve věku cca 14 dní, proto se jedná o typického r–stratéga (Tkadlec a Zejda 1995). K vysoké míře reprodukce přispívá také dlouhá doba rozmnožování v roce, která závisí na podmínkách dané lokality, přičemž trvá nejčastěji od března do září (v nížinách bývá tento interval zpravidla delší, ve vyšších naopak delší) (Kratochvíl et al. 1959, Baláž 2010). V červenci bývá nejvyšší intenzita rozmnožování, a proto právě na podzim dochází k početnímu vrcholu populace a následnému utlumení reprodukčního období. Velikost vrhu v podmínkách naší krajiny pouze zřídkakdy přesahuje počet 10 mláďat při průměrné březosti trvající cca 20 dní (Kratochvíl et al. 1959). V jednom roce může mít samice až 7 vrhů (Reichholf 1996). Pokud je v zimě vysoká dostupnost potravy a dostatečná sněhová pokrývka, která chrání hraboše před predátory a nízkými teplotami, může docházet k rozmnožování i v tomto období (Kratochvíl et al. 1959, Reichholf 1996).

1.3.2 Význam

I přesto, že je hraboš vnímán společností převážně v negativním smyslu jako zemědělský škůdce, tak i tento obyvatel agroekosystémů střední Evropy má v přírodě své nezastupitelné místo. Hraboši spolu s ostatními drobnými hlodavci jsou významnou součástí ekologických potravních sítí a patří tak mezi klíčové býložravce v Evropě (Cornulier et al. 2013). Hraboši jsou zásadním potravním zdrojem pro nespočet savčích a ptačích predátorů, kteří by bez jejich existence nebyli schopni perzistovat v zemědělské krajině. Vedle svého trofického významu mají hraboši velmi příznivé účinky na kvalitu a úrodnost zemědělské půdy. Svými norami nejen provzdušňují půdu, ale přispívají k její drobtovité struktuře a zvyšují tak její sorpční vlastnosti. Tím že do nor zatahují organický materiál, obohacují i spodní vrstvy půdního horizontu o organické látky a dusík. Hloubením nor také vytváří potenciální úkryty pro jiné organismy ze skupiny malých savců, plazů, obojživelníků i členovců (Martin 2003).

Hraboš je ale především považován za významného hospodářského škůdce. Při přemnožení totiž působí rozsáhlé škody na zemědělských plodinách. Poškozuje všechny hlavní orgány rostlin – kořeny, stonky, listy, ale i semena nebo kůru, což způsobuje úplné zničení úrody nebo minimálně snížení její kvality. Rostliny jsou pak mj. náchylnější k nejrůznějším onemocněním, které dále snižují produkci (Walther et al. 2008, Jacob a Tkadlec 2010, Jacob et al. 2014). V průměru jsou schopni hraboši zkonzumovat v jednom roce zhruba 5 kg zelené potravy a 1 kg obilí (ÚKZÚZ, nedatováno). Kromě toho může hraboš polní způsobovat na uskladněných zemědělských plodinách, ovocných stromech, a to jak ve školkách i sadech, a v mladých lesních kulturách (Kratochvíl et al. 1959).

Zemědělci proti němu mohou bojovat přímými i nepřímými způsoby. Do přímých se řadí např. používání rodenticidů (např. fosfid zinečnatý) přímou aplikací do nor nebo v blízkosti jejich východů. Měly by se ale aplikovat před začátkem jarního období rozmnožování, jinak nemusí být jejich účinek tak efektivní a může dojít k rychlému zotavení populace. Snižování vegetační výšky a pokryvu, jenž snižuje dostupnost potravy a úkrytů, spadá do metod nepřímých (Jacob et al. 2014, Hein a Jacob 2019). Negativně lze na populace působí rovněž zemědělskými technikami jako např. orba či sklizeň plodin (Jacob a Hempel 2003), pasti (Schlötelburg et al. 2020) nebo oplocení (Walther a Fülling 2010). Všechny výše zmíněné opatření jsou ale pochopitelně finančně velmi nákladné a značně komplikují zemědělské hospodaření, a navíc nechemický typ metod je na velkých osevních plochách mnohem méně účinný (Jacob a Tkadlec 2010, Jacob et al. 2020). Negativním důsledkem přemnožení hraboše je také potenciální predace pozemních hnízd ohrožených ptáků (Bures 1997).

Dalším důvodem studia hraboše polního je jeho role při přenosu nejrůznějších nemocí jako je např. tularémie (Vidal et al. 2009), boreliózy (Sinski et al. 2006, Tkadlec et al. 2019), pseudotuberkulózy (Kratochvíl et al. 1959) nebo leptospirózy (Desai et al. 2009). Výskyt nemocí jako klíšťová encefalitida nebo lymská borelióza lze díky monitoringu přemnožování hraboše s výhledem na další rok relativně spolehlivě předvídat. Přemnožení hraboše v konkrétním roce znamená častější výskyt těchto onemocnění v roce příštím (Tkadlec et al. 2019). Obě nemoci jsou totiž přenášeny klíšťaty obecnými (*Ixodes ricinus*, Linné 1758), které tyto hlodavce využívají jako mezihostitele pro přežívání svých larev (Han et al. 2015).

Kvůli širokému rozšíření a pravidelnému přemnožování je hraboš polní využíván také jako modelový organismus pro vysvětlení populačních cyklů v ekologii a zároveň je

prováděn pravidelný monitoring jejich populací zpravidla v jarním a podzimním období např. státní rostlinolékařskou správou (ÚKZÚZ, nedatováno).

1.3.3 Populační cykly

Typické víceleté populační cykly hraboše v severních a středních zeměpisných šířkách jsou předmětem nepřetržitého ekologického výzkumu již od počátku 20. století, kdy britský ekolog Charles Elton tento problém uvedl do vědecké literatury (Elton 1924). Tento výzkum zásadním způsobem přispěl k formovaní ekologické teorie regulací populací a k současnému modernímu chápaní populační dynamiky (Frank 1957, Ydenberg 1987, Lambin et al. 2006, de Redon et al. 2010, Imholt et al. 2011, Cornulier et al. 2013). V posledních dekádách se ukázalo, že v některých regionech Evropy již cykly nejsou tolik patrné a jejich amplituda se postupně snižuje (Hörnfeldt 2004, Cornulier et al. 2013). Pokud by tento trend pokračoval, mohl by významně negativně ovlivnit strukturu ptačích a savčích predátorů v zemědělské a lesní krajině Evropy. Možných příčin a teorií, které pokles amplitudy vysvětlují je mnoho. Důvodem mohou být změněné klimatické podmínky, zvýšení predačního tlaku, snížení dostupnosti potravy, narůstající fragmentace habitatů apod. (Hörnfeldt 2004).

Periodické přemnožování, jakožto typický projev složitých dynamik, nastává zpravidla každých 2–5 let (Tkadlec a Stenseth 2001, Lambin et al. 2006). Základním předpokladem přemnožování je vysoký reprodukční potenciál hrabošů, který vede k vysoké míře populačního růstu (Jacob et al. 2014). Populace o nízké hustotě v období počátečního růstu se vyznačuje vysokou plodností jedinců, rychlejším pohlavním dospíváním a obecně nižší mortalitou. Větší zastoupení jedinců je v mladších věkových třídách. Jakmile ale populační hustota dále roste, začínají se projevovat její negativní důsledky. Zintenzivňuje se míra kompetice, predace a šíření nákaz. Roste také míra stresu, která je způsobena změnou aktivity jejich hormonálního systému hypofýzy a hypotalamu. To všechno způsobuje vyšší mortalitu a snížení reprodukce. Růst populace se v této fázi zpomaluje, až se nakonec úplně zastaví (Reichholf 1996, Krebs 2013).

Navržených vysvětlení populačních cyklů je mnoho. Jako příklady lze uvést senescenční hypotézu (Boonstra 1994), vliv sezónnosti prostředí a senescence (Tkadlec a Zejda 1998), množství a dostupnost potravy (Jędrzejewski a Jędrzejewska 1996), nebo fragmentace krajiny (Delattre et al. 1992). Na základě klimatu, resp. počasí lze do určité míry přemnožení v relativně krátkém časovém horizontu předpovídat (Imholt et al. 2011). Studie ukazují, že fluktuace populací hrabošů mohou být ovlivněny i predací (Hanski et

al. 1993), která se ale sama o sobě zdá být pro přímé generování cyklů prozatím příliš slabým faktorem a značnou regulaci vysokých počtů hrabošů způsobovat nemůže. Podobně je to i s parazitárními onemocněními, které se snadněji šíří v populaci s vysokou hustotou a mohou na ni mít rovněž destabilizační vliv (Reichholf 1996, Krebs 2013).

Víceleté populační cykly drobných hlodavců se vyznačují latitudinálním gradientem, který byl pozorován v několika oblastech. Jako příklad lze uvést území Fennoskandinávie, kde byla zjištěna rostoucí amplituda a cyklicita s rostoucí zeměpisnou šířkou (Hanski et al. 1993). Stejně tak tomu je i v Japonsku na ostrově Hokkaidó (Saitoh et. al 1998). Poslední gradient populačních cyklů byl popsán přímo na hraboši polním ve střední Evropě, který vykazuje opačný trend, tzn. že cyklicita roste s klesající zeměpisnou šířkou (směrem od severního Polska až po řeku Dunaj na Slovensku) (Tkadlec a Stenseth 2001). Tento gradient v cykličnosti od přímořských oblastí do kontinentálního prostředí by mohl souviset s rostoucí sezónností směrem do vnitrozemí (Tkadlec 2000).

Zároveň je typická určitá synchronnost populačních cyklů napříč evropskými státy, zřejmě díky klimatickým podmínkám. To ale neznamená, že synchronizace populačních cyklů má stejnou příčinu jako populační cykly a že lze synchronnost využít k predikci přemnožování na větší než lokální úrovni, např. v evropském měřítku (Mackin-Rogalska a Nabagło 1990, Jacob et al. 2020). Dalšími příčinami může být rozptylování jedinců, která je ale uplatnitelná pouze na malém prostorovém měřítku nebo predace ptáků a větších savců (Ydenberg 1987, Ranta et al. 1995). Synchronnost populačních dynamik hraboše klesá s rostoucí vzdáleností srovnávaných populací. To je způsobeno pravděpodobně zvýšenou heterogenitou krajiny, resp. přítomností suboptimálních stanovišť pro hraboše (Gouveia et al. 2016).

2 Cíle práce

Stěžejním cílem této práce je zjištění, zdali má v našich podmínkách vliv velikost osevní plochy na abundanci hraboše polního a pokud ano, jaké faktory hrají v této závislosti signifikantní roli. Záměrem je také posouzení této závislosti na plochách s konkrétními plodinami za období jara a podzimu v letech 2015–2021 a následné porovnání průměrných populačních hustot v těchto ročních obdobích.

Konečným cílem je na základě dříve zmíněných výsledků stanovit vliv aktuálních i potenciálně v budoucnu platných opatřeních v zemědělství v rámci Dobrého zemědělského a environmentálního stavu půdy (DZES) na populaci tohoto významného škůdce

3 Materiál a metody

3.1 Sběr dat

Data o populační hustotě hraboše polního byla sbírána v pícninách nacházející se celkově ve 22 okresech České republiky v jarních a podzimních obdobích v letech 2015–2021. V jarních obdobích se jednalo o měsíce březen a duben, v podzimním pak říjen a listopad. Zájmové plochy se nachází v okresech: Blansko, Břeclav, Brno, Brno–venkov, Hradec Králové, Hodonín, Chrudim, Jihlava, Kutná Hora, Kolín, Kroměříž, Olomouc, Praha–východ, Přerov, Prostějov, Svitavy, Třebíč, Uherské Hradiště, Ústní nad Orlicí, Vyškov, Žďár nad Sázavou, Zlín a Znojmo. Nadmořská výška lokalit se pohybuje v rozmezí 159–692 m n. m. V tomto intervalu by měl být jak známo výskyt hraboše polního nejvyšší (Zapletal et al. 1999). Byly vybrány osevní plochy s vojtěškou, vojtěškotrávou, jetelem, jetelotrávou a trvalým travním porostem, kde se hraboš často vyskytuje ve vysokých počtech (Heroldová et al. 2021). Populační hustota hraboše polního byla měřena pomocí populačního indexu, počtu aktivních východů z nor na hektar.

Vlastní odhad hustoty se prováděl na čtyřech náhodně zvolených 100metrových liniových pásech o celkové šířce zhruba 2,5 m. Jeden pás tak pokryl plochu 250 m^2, dohromady 1000 m^2. Součet aktivních východů se nakonec vynásobil 10, aby se odhad přepočítal na hektar. Za aktivní východy jsou považovány východy, které vykazují nějaké známky přítomnosti hraboše: rostliny zatažené do nory, čerstvý trus, výhrabky, vyhlazené okraje východu nebo přímé pozorování jedince. Tato metoda je rovněž používána k monitoringu pracovníky ÚKZUZ od roku 2000. V každém okrese bylo 2krát ročně vzorkováno zhruba 5 až 15 ploch.

Obr. 2 Mapa se studovanými lokalitami vyznačenými žlutými body sestrojená v programu OneSoil.

3.2 Zpracování dat

Celkově bylo ke statistické analýze použito přes 3000 dat, která kromě populačního indexu obsahovala informaci o datu provedení monitoringu, nadmořské výšce stanoviště, pěstované plodině a konkrétních zeměpisných souřadnicích. Údaje o rozloze osevních ploch byly získány pomocí internetové aplikace OneSoil (https://onesoil.ai/en/). Plochy byly nejdříve nalezeny v mapě pomocí zeměpisných souřadnic, poté byly přidány údaje o pěstované plodině, zkontrolovány hranice pozemku a následně se vyčetla plocha v ha.

OneSoil je bývalá běloruská, nyní švýcarská společnost založená v roce 2017 se sídlem v Polsku, která se zabývá digitalizací zemědělských ploch a údajů o nich pomocí satelitních snímků. Tím pomáhá zemědělcům pracovat efektivněji a udržitelněji. Již v roce 2020 pracovala aplikace s údaji zemědělských ploch v 57 zemích. Data jsou dostupná pro přihlášené uživatele na internetových stránkách i v mobilní aplikaci, která byla společností vyvinuta v roce 2018. Každý přihlášený uživatel si může vytvářet vlastní seznamy zájmových zemědělských ploch a získat k nim i příslušné klimatické údaje jako aktuální počasí na lokalitě, rychlost a směr větru, vlhkost, rosný bod, atmosférický tlak, míra oblačnosti, množství a pravděpodobnost srážek. To vše i s předpovědí do budoucna. Dalšími zobrazovanou veličinou je vegetační index NDVI (Normalized Difference Vegetation Index), který lze v mapě zobrazit i zpětně. Navíc existuje možnost výpočtu množství draselných, fosforečných a dusíkatých hnojiv a výsevku. Vlastní hranice

pozemku vyčtené aplikací ze satelitních snímků lze podle libosti v mapě měnit. V mapě je také možné kreslit vlastní polygony nebo linie a měřit jejich plochu a vzdálenost. Ke každé ploše si uživatelé mohou přidat vlastní název, psát poznámky a přiřazovat konkrétní plodiny, což lze zobrazit v přehledné tabulce, která je rozdělena podle jednotlivých roků, takže je patrné, jak se na plochách během let měnily, resp. neměnily pěstované plodiny.

Data i s údaji o rozloze plochy v ha byla analyzována ve statistickém programu R (R Core Team 2021) pomocí zobecněných lineárních smíšených modelů (GLMM) díky balíčku lme4 (Bates et al. 2015). Smíšené modely byly zvoleny proto, aby řešily narušení hlavního statistického předpokladu o nezávislosti dat. Na mnoha lokalitách byla totiž data sbírána opakovaně. Nezávislost byla rovněž narušena tím, že data pocházela z různých let, uvnitř kterých byla data silně korelována. Nulové hodnoty populačního indexu byly nahrazeny hodnotou 5, což je poloviční hodnota minimální hustoty 10, která mohla být danou metodou zachycena (tj. 1 východ na 4 linie čili 10 východů na ha). Populační indexy byly z důvodu nenormálního rozdělení a stabilizace variance zlogaritmovány. Osevní plocha neboli výměra pozemku byla rovněž zlogaritmována z důvodů funkčního zjednodušení regresních modelů (linearizace vztahu). Fixními efekty byly zvoleny proměnné roční období (2 úrovně: jaro, podzim), pěstovaná plodina (5 úrovní: jetel, jetelotráva, trvalý travní porost, vojtěška a vojtěškotráva), nadmořská výška a výměra plochy v hektarech. Jako náhodné efekty byly vybrány označení lokality a rok (7 úrovní: 2015, 2016, 2017, 2018, 2019, 2020, 2021).

Postupně byly analyzovány modely s různým množstvím a kombinací fixních efektů, přičemž poté byly mezi sebou porovnávány pomocí korigovaného Akaikeho informačního kritéria (AICc) za použití balíčku MuMIn (Barton a Barton 2015). Hledal se tedy model s nejnižším AICc, u kterého byl rozdíl proti dalším modelům v hodnotě minimálně 2. Díky tomu se může stanovit model s největší podporou. Pro grafické zobrazení modelů bylo použito balíčku visreg (Breheny a Burchett 2017). Grafy byly rozděleny do dvou skupin podle toho, jestli byla pro zobrazení výměry použita škála logaritmická nebo původních hodnoty.

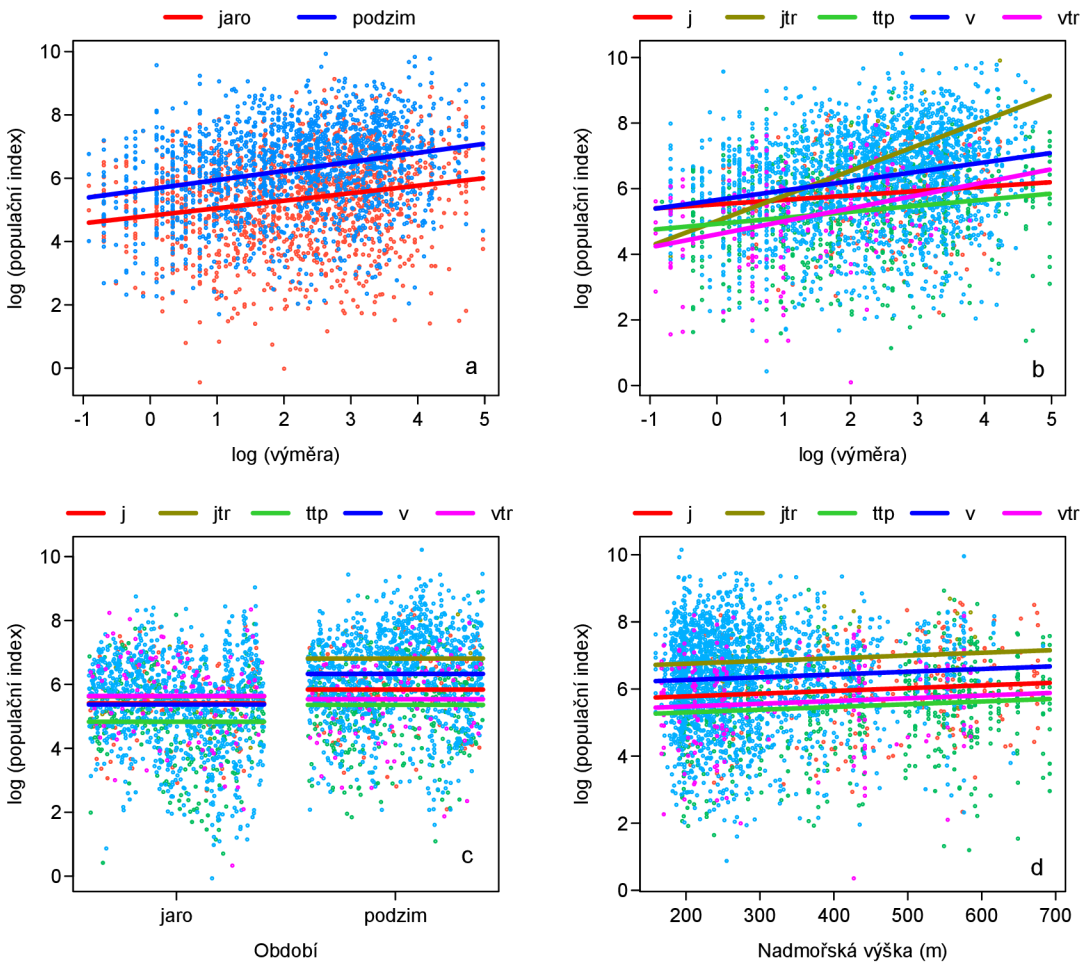
4 Výsledky

Při tvorbě smíšených modelů byla zjištěna největší podpora pro model, ve kterém byly zvoleny fixními efekty logaritmus výměry, roční období, typ pěstované plodiny a hodnota nadmořské výšky. Hodnota AICc pro tento model je 11822,48 (viz Tab. 1).

Tab. 1 Hodnoty AICc pro zobecněné lineární smíšené modely s různou strukturou fixních efektů

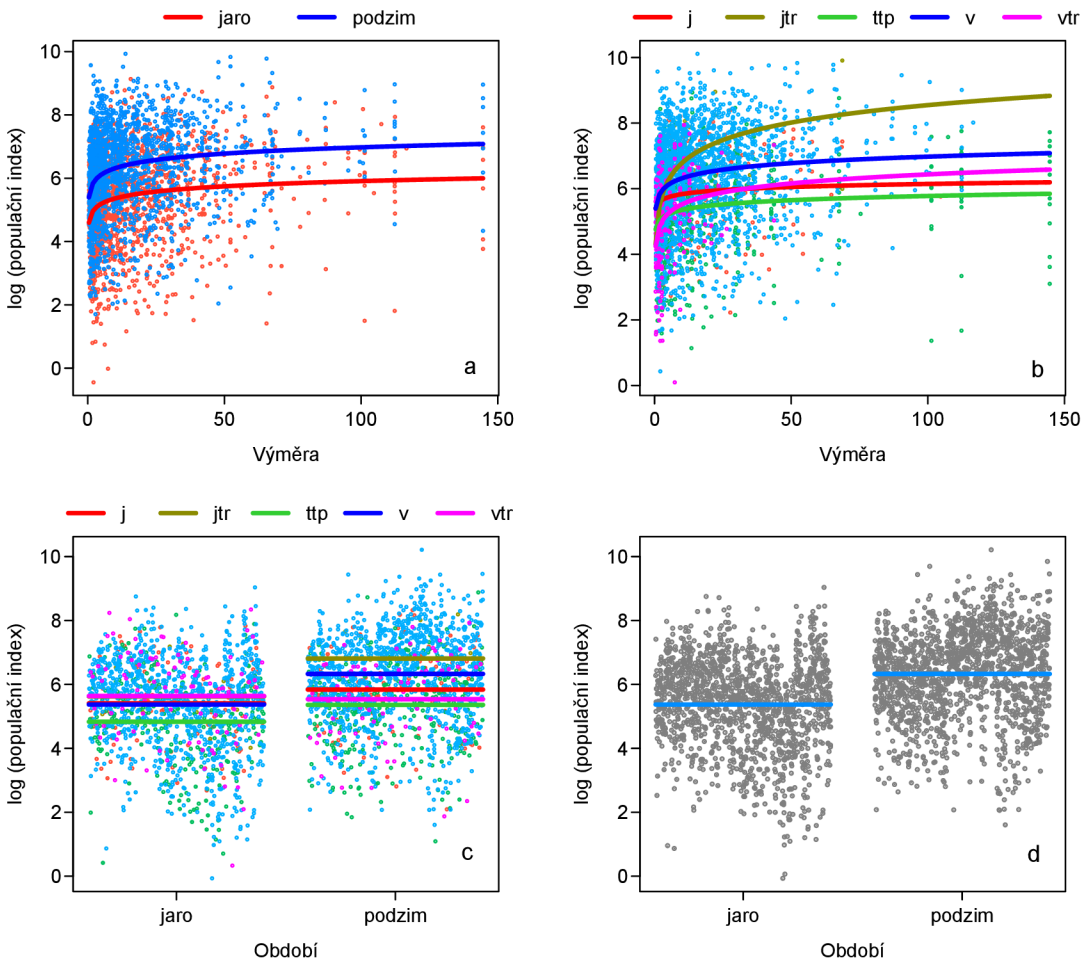
Struktura fixních efektů	AICc	Rozdíl v AICc
log (výměra) + Roční období + Plodina + Nadmořská výška	11822,48	0
log (výměra) + Roční období + Plodina	11824,55	2,07
log (výměra) + Roční období	12228,60	406,12

Pro zobrazení obou skupin grafů byl použit model s nejvyšší podporou (tj. model se čtyřmi fixními efekty). Z grafu (obr. 3a) je jednoznačně patrná pozitivní závislost zlogaritmované hodnoty populačního indexu hraboše polního (počet východů z nor na 1 ha) s narůstajícím logaritmem výměry v období jara i podzimu za všechny plodiny. Dále lze vyčíst nejsilnější závislost na osevních plochách s jetelotrávami, kde se ukázaly i nejvyšší průměrné podzimní hustoty. V jarním období byly naopak nejvyšší průměrné hustoty na plochách s vojtěškotrávami. Nejnižší hustoty model udává v trvalých travních porostech, a to jak za období jara, tak i podzimu. Vliv nadmořské výšky sice nebyl příliš výrazný (viz Obr. 3d), ale lze ho považovat za statisticky významný, neboť jeho začlenění do modelu vedlo ke snížení AICc více než o 2. Lze proto konstatovat, že populační index ve studovaném rozmezí mírně narůstá s rostoucí nadmořskou výškou. Interakce výměry s ročním obdobím, plodinou a nadmořskou výškou měly zanedbatelný vliv na hodnotu AICc.



Obr. 3 Zobrazení závislostí zlogaritmovaných populačních indexů na (a) logaritmech výměry za jarní a podzimní období, (b) u konkrétních plodin (j–jetel, jtr–jetelotráva, ttp–trvalý travní porost, v–vojtěška, vtr–vojtěškotráva), (c) průměrných hustot za období jaro a podzim ve všech plodinách a nakonec (d) závislosti na nadmořské výšce opět ve všech plodinách.

Ve druhé skupině grafů (obr 4) lze vidět rostoucí závislost populačního indexu na nelogaritmovaných hodnotách výměry pozemku. Je zřejmé, že populační hustoty rostou především při nižších hodnotách výměry (odhadem asi do 10 ha). Pozitivní závislost populačního indexu na výměře byla pozorována jak v jarním, tak podzimním období. Z hlediska zkoumaných plodin se nejsilnější závislost ukázala v jetelotrávách, nejnižší naopak v trvalých travních porostech. Pokud jde o roční období, průměrné populační hustoty v letech 2015–2021 byly pozorovány na podzim (obr. 3d).



Obr. 4 Zobrazení závislostí zlogaritmovaných populačních indexů na původních hodnotách výměry za jarní a podzimní období (a), u konkrétních plodin (j–jetel, jtr–jetelotráva, ttp–trvalý travní porost, v–vojtěška, vtr–vojtěškotráva) (b) a průměrných hustot za období jaro a podzim ve všech plodinách (c), graf (d) zobrazuje logaritmy celkových průměrných populačních indexů za jaro a podzim

5 Diskuse

Tlak na zemědělce, aby zmenšovali výměry osevních ploch s jednou pěstovanou plodinou v poslední době nejenom u nás stále roste. Tento tlak je vyvíjen z několika důvodů. Tím prvním je klimatická změna a s tím spojená stále častější období sucha na našem území. Dalším je pokračující úbytek biodiverzity, který se v zemědělské krajině týká nejenom opylovačů (Newton 2004, Hallmann et al. 2017, van Strien et al. 2019). Změna struktury zemědělské krajiny může mít vedlejší dopady na řadu ostatních druhů, kteří zde žijí, včetně hraboše polního. Pro zhodnocení, jak se změna struktury krajiny projeví na jeho početnostech, jsem se v této diplomové práci zaměřil na studium vztahu mezi velikostí osevní plochy pícnin a populační hustotou hraboše polního ve 22 okresech ČR. Zjistil jsem, že (1) populační hustoty s rostoucí velikostí výměry pícnin rostou, ale že (2) tento růst je silně nelineární a je největší zhruba do výměry 10 ha. Tyto výsledky naznačují, že zmenšení osevních ploch pícnin pod 30 ha může vést k nižším početnostem hrabošů, ale že tento vliv bude v důsledku silné nelinearity vztahu relativně malý.

5.1 Závislost abundance na výměře a ovlivňující faktory

Výsledky získané v této diplomové práci ukázaly, že menší osevní plocha s jednou plodinou znamená nižší abundanci hraboše. To je v souladu s předchozími studiemi (např. Delattre 1996, Gouveia et al. 2016), ve kterých autoři došli k obdobným výsledkům, tj. vyšší početnosti populací hraboše na otevřenějších plochách, tedy v homogennější krajině. Konkrétní porovnání výsledků se pak nabízí s francouzskou studií, která se zabývala fluktuacemi populačních cyklů hraboše polního ve francouzském pohoří Jury v rozmezí nadmořských výšek 700–900 m n. m. v šestiletém období. V této studii byl zjištěn významný vliv krajinné struktury na populační dynamiku a vyšší amplituda populačních cyklů, a tedy rozsáhlejší přemnožování na otevřených polích s větší rozlohou (Delattre 1999). K podobnému výsledku došel Delattre (1996) i o tři roky dříve, kdy zjistil, že hrabošům vyhovují spíše otevřené ekosystémy. V tomto typu ekosystému byly abundance vyšší než v krajině obohacené o heterogenní prvky. Studie zabývající se vlivem krajinné struktury na abundance hraboše polního byla provedena také v Dolním Sasku, což je spolková země v severním Německu. I při tomto výzkumu bylo zjištěno, že s rostoucí mírou komplexnosti krajiny a nižším zastoupením orné půdy abundance hraboše polního klesá (Fischer et al. 2011). Výsledek této diplomové práce a

jiných studií zabývajících se tímto problémem vyšel pravděpodobně z důvodu, že v členitější krajině dochází k narušení synchronizace populačních cyklů a ke snížení jejich patrnosti (Huitu et al. 2003, Dalkvist et al. 2011). Naopak, když v průběhu času dochází ke změně využívání půdy, ve smyslu postupné homogenizace krajiny a nárůstu souvislých ploch, dochází i k rychlejšímu šíření populace hraboše a masivnějším přemnožováním (Jareño et al. 2015). Lze také soudit, že na závislost abundance na výměře zemědělské plochy má rovněž vliv pěstovaná plodina, nadmořská výška a roční období.

Grafické zobrazení modelů ukázalo nejvyšší abundance hraboše obecně ve vojtěškotrávě (v jarních obdobích) a v jetelotrávě (v podzimních obdobích). Tyto typy plodin jsou totiž pro hraboše považovány za nutričně kvalitní stravu (Balmelli et al. 1999). Významnost faktoru pěstované plodiny se kromě této studie potvrdila i ve výzkumu prováděném v severozápadním Španělsku, kde zjistili, že nejvyšší abundance ve všech sledovaných ročních obdobích jsou na osevních plochách s vojtěškou (Santamaría et al. 2019). Vliv typu plodiny na abundanci byl také prokázán ve studii zaobírajíce se plochami ve středních Čechách za využití dat z rostlinolékařské správy. Nejvyšší početnosti hraboše zde stejně vykazovaly plochy s víceletými plodinami – jetel a vojtěška (Heroldová et al. 2021). Z těchto výsledků lze mj. předpokládat, že roli může hrát i typ předplodiny, který byl na ploše pěstován předešlý rok. Mírnou pozitivní závislost abundance na nadmořské výšce lze porovnat se slovenskou studií (Baláž 2010), ve které byl jedním z výsledků rostoucí gradient abundance s nadmořskou výškou. Na druhou stranu ale při ještě vyšších nadmořských výškách v horských oblastech, kde dochází k významnému zkrácení vegetační sezóny, a tedy i ke zkrácení období rozmnožování, jsou abundance naopak nižší (Baláž 2010).

Kromě výše zmíněného ale do fluktuací populací hraboše vstupují i jiné faktory. Výzkum prováděný na východě Německa ukázal, že ovlivňujícími faktory jsou také vlastnosti půdy. Riziko přemnožení bylo větší na černozemních půdách a na půdách, kde byla větší kapacita půdního vzduchu (Blank et al. 2011). Roli může hrát také délka, šířka a typ hranice příslušné osevní plochy (Santamaría et al. 2019). Abundance hraboše na osevní ploše totiž postupně klesá směrem k hranicím se suboptimálním stanovištěm, např. lesem. V tomto případě se jedná o tzv. okrajový efekt (Delattre et al. 2009). Naopak na hranicích s vhodnějšími stanovišti mohou být abundance z důvodu přítomnosti potenciálních úkrytů a pestřejší nabídce potravy vyšší (Rodríguez-Pastor et al. 2016). Dalším takovým významným vlivem je i lokální klima zejména v období přezimování

jedinců, jako např. povětrnostní podmínky nebo mocnost sněhové pokrývky (Imholt et al. 2011, Esther et al. 2014).

Potvrdila se rovněž vyšší abundance hraboše polního v podzimním období, což je v souladu i s jinou dostupnou literaturou (Kratochvíl et al. 1959, Baláž 2010). Důvodem je, jak je již zmíněno v kapitole týkající se bionomie hraboše, pravděpodobně nejintenzivnější rozmnožování v letních měsících, konkrétně v červenci (Kratochvíl et al. 1959, Jacob et al. 2014). Další příčinou nižších jarních hustot je zřejmě zvýšená mortalita v zimním období kvůli méně příznivým klimatickým podmínkám a nedostatku dostupné potravy, která postihuje adultní i subadultní jedince (Balčiauskienė et al. 2012).

5.2 Nelinearita vztahu a její praktické implikace

Pozorovaná regresní závislost mezi populační hustotou hraboše polního a výměrou pozemku je silně nelineární. Populační hustoty hrabošů sice s rostoucí velikostí pozemku rostou, ale tento růst je nejsilnější zhruba do 10 ha a další nárůst je již relativně malý. To má zásadní implikace pro případná kontrolní opatření ke snižování škod způsobenými hraboši. Nejdříve je nutné konstatovat, že změna struktury ve smyslu zmenšení krajinného zrna nebude mít negativní vliv na zemědělskou produkci, ale naopak přispěje i ke snížení škod, které hraboši každoročně způsobují. Současně je ale nutné dodat, že celkový účinek na populační hustoty bude spíše malý díky nelinearitě vztahu. Otázkou však stále zůstává, jakým způsobem se zemědělská opatření budou vyvíjet do budoucna. Od začátku roku 2023 vstoupí v platnost Společné zásady evropské politiky, jejichž konkrétní podmínky jsou momentálně v procesu připomínkování a schvalování. Konkrétní plánovaná opatření týkající se např. péče o krajinu nebo biodiverzitu ale bude možné hodnotit až v momentě, kdy bude program schválený. Podle prof. RNDr. Karla Pracha, CSc., který poskytnul rozhovor do čísla 4 ročníku 76 časopisu Ochrana přírody je však i 30 ha příliš rozsáhlá plocha, přičemž podle něj by přijatelná byla velikost do 3 ha. Toto výrazné zmenšení by již na hraboše mělo zásadnější dopad. Na druhou stranu můžeme ale diskutovat o tom, kolik negativních důsledků by to mělo pro zemědělce při používání techniky. Na takto malých plochách by to totiž s velkou pravděpodobností manipulaci s technikou do značné míry zkomplikovalo a ekonomické náklady na hospodaření by byly vyšší. Bylo by tedy vhodné velikost zemědělských pozemků zmenšovat postupně a s odstupem let poté všechny dopady jako zvýšené utužování půdy a častější přejezdy zemědělské techniky vyhodnotit.

Snižování velikosti osevních ploch a následné zvýšení heterogenity zemědělské krajiny bude mít však bezpochyby pozitivní vliv ve smyslu zvyšování diverzity krajiny. Je známo že vyšší heterogenita krajiny zvyšuje diverzitu motýlů (Weibull et al. 2000) i dalšího hmyzu (Jonsen a Fahrig 1997, Hendrickx et al. 2007). Dochází pak také k vyšší rozmanitosti např. ptačích druhů (Chamberlain et al. 1999, Krebs et al. 1999) nebo netopýrů (Monck-Whipp et al. 2018). Pro zpomalení nebo úplné zastavení ztráty biodiverzity je však potřeba i jiných nástrojů než těch ekonomických. Například pro populace hmyzu by bylo vhodné zvyšovat podíl ploch, na kterých se nehospodaří. Diverzitě by navíc prospělo také snižování používání pesticidů v zemědělství i lesnictví (Jakl 2020). Se snižováním procentuálního zastoupení orné půdy v krajině dochází i ke zlepšení kvality podzemních a povrchových vod z důvodu nižšího používání chemických látek (Qiu a Turner 2015). Rozdělování polí např. ochrannými pásy nebo remízky také zabraňuje zvýšenému povrchovému odtoku vody z pozemku, a tudíž se v krajině zadržuje více vody. Dalším pozitivem je snížení eroze, což je v nedávné době v zemědělství také často diskutovaný problém (Keesstra et al. 2016, Shrestha et al. 2020).

Na závěr je tedy možné konstatovat, že pokud zmenšování osevních ploch s jednou plodinou nebude pokračovat i v budoucnu, rozsáhlost přemnožování hraboše polního se pravděpodobně příliš nezmění. Omezení pro získání hlavních zemědělských dotací by se v takovém případě nemělo zastavit u 30 ani u 10 ha a pokračovat dál na ještě nižší hodnoty, což v příštích letech nemusí být zdaleka tak nereálné zejména z důvodu zvětšující se snahy ve zmírňování eroze půdy a zadržování vody v krajině ve stále častějších obdobích sucha a klimatické změny.

6 Souhrn

Na základě statistických analýz pomocí zobecněných lineárních smíšených modelů za účelem zhodnocení vlivu velikosti osevní plochy na populační dynamiku hraboše polního, které byly provedeny v této práci s využitím dat sbíraných v letech 2015–2021 ve 22 okresech České republiky, lze vyslovit tyto závěry:

1. Byl prokázán pozitivní vliv mezi velikostí osevní plochy a abundancí hraboše polního v jarním i podzimním období
2. Abundance hraboše polního roste nelineárně se vzrůstající plochou ve všech sledovaných plodinách (jetel, jetelotráva, trvalý travní porost, vojtěška, vojtěškotráva)
3. Nejnižší abundance byly zjištěny v trvalých travních porostech, naopak nejvyšší v jetelotrávě a vojtěškotrávě
4. Prokázala se zároveň mírná pozitivní závislost abundance s rostoucí nadmořskou výškou
5. Průměrné hustoty hraboše polního bývají vyšší v podzimním období
6. Aktuálně platná zemědělská opatření v rámci programu DZES7d) pravděpodobně nebudou mít na populační dynamiku hraboše zásadní vliv (z důvodu silné závislosti pouze při nižších hodnotách výměry)

7 Literatura

ADAMCZEWSKA-ANDRZEJEWSKA, K.; MACKIN-ROGALSKA, Regina; NABAGŁO, L. 1982. The role of burrows systems in inducing cyclic fluctuations of the numbers of a common vole populations, Microtus arvalis (Pall. 1779). *Wiadomosci Ekologiczne*, 1982, 28: 181-198.

AOKI, Ichiro, 1995. Diversity and rank-abundance relationship concerning biotic compartments. *Ecological Modelling*. 82(1), 21-26.

ARATRAKORN, SIRIRAK, SOMYING THUNHIKORN a PAUL F. DONALD, 2006. Changes in bird communities following conversion of lowland forest to oil palm and rubber plantations in southern Thailand. *Bird Conservation International*. 16(01).

BAILLIE, J. E., HILTON-TAYLOR, C. a STUART, S. N. (eds), 2004. IUCN Red List of Threatened Species. A Global Species Assessment, IUCN, Gland, Switzerland a Cambridge, UK.

BAILLIE, Jonathan a Ya-Ping ZHANG, 2018. Space for nature. *Science*. 361(6407), 1051-1051.

BALÁŽ, Ivan, 2010. Somatic characteristics and reproduction of common vole, Microtus arvalis (Microtus arvalis). *Biologia*. 65(6), 1064-1071.

BALČIAUSKIENĖ, Laima, Linas BALČIAUSKAS a Aušra ČEPUKIENĖ, 2012. Winter Growth Depression of Common Vole (Microtus Arvalis). *Acta Zoologica Lituanica*. 19(2), 85-92.

BALMELLI, L.; NENTWIG, W. a AIROLDI, J. P., 1999. Food preferences of the common vole Microtus arvalis in the agricultural landscape with regard to nutritional components of plants. *Zeitschrift fuer Saeugetierkunde (Germany)*. 64(3), 154-168.

BARTON, K. a BARTON, M. K., 2015. Package 'mumin'. *Version*, *1*(18), 439.

BATES, D., BOLKER, M. B., MÄCHLER, M. a WALKER, S. C., 2015. Fitting linear mixed-effects models using lme4. Journal of Statistical Software, 67 (1): 1–48

BENTON, Tim G., Juliet A. VICKERY a Jeremy D. WILSON., 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key?. *Trends in ecology & evolution*, 18(4), 182-188.

BIESMEIJER, J. C., S. P. M. ROBERTS, M. REEMER, et al., 2006. Parallel Declines in Pollinators and Insect-Pollinated Plants in Britain and the Netherlands. *Science*. 313(5785), 351-354.

BLANK, Benjamin F., Jens JACOB, Anja PETRI a Alexandra ESTHER, 2011. Topography and soil properties contribute to regional outbreak risk variability of common voles (Microtus arvalis). *Wildlife Research*. 38(7).

BOONSTRA, R., 1994. Population cycles in microtines: The senescence hypothesis. *Evolutionary Ecology*. 8(2), 196-219.

BREHENY, P. a BURCHETT, W., 2017. Visualization of regression models using visreg. *R J.*, *9*(2), 56.

BRINER, Thomas, Wolfgang NENTWIG a Jean-Pierre AIROLDI, 2005. *Habitat quality of wildflower strips for common voles (Microtus arvalis) and its relevance for agriculture. Agriculture, Ecosystems & Environment*. 105(1-2), 173-179.

BURES, STANISLAY, 1997. High Common Vole Microtus arvalis predation on ground-nesting bird eggs and nestlings. *Ibis*. 139(1), 173-174.

CADDELL, Richard, 2005. International law and the protection of migratory wildlife: an appraisal of twenty-five years of the Bonn convention. *Colo. J. Int'l Envtl. L. & Pol'y*, 2005, 16: 113.

CARDINALE, Bradley J., Diane S. SRIVASTAVA, J. EMMETT DUFFY, Justin P. WRIGHT, Amy L. DOWNING, Mahesh SANKARAN a Claire JOUSEAU, 2006. Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. *Nature*. 443(7114), 989-992.

CARDINALE, Bradley J., Kristin L. MATULICH, David U. HOOPER, et al., 2011. The functional role of producer diversity in ecosystems. *American Journal of Botany*. 98(3), 572-592.

CARDINALE, Bradley J., J. Emmett DUFFY, Andrew GONZALEZ, et al., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*. 486(7401), 59-67.

CEBALLOS, Gerardo, Paul R. EHRLICH, Anthony D. BARNOSKY, Andrés GARCÍA, Robert M. PRINGLE a Todd M. PALMER, 2015. Accelerated modern human–induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Science Advances*. 1(5).

CLOSE, Roger A., Roger B. J. BENSON, John ALROY, et al., 2020. The apparent exponential radiation of Phanerozoic land vertebrates is an artefact of spatial sampling biases. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. 287(1924).

CORNULIER, Thomas, Nigel G. YOCCOZ, Vincent BRETAGNOLLE, et al., 2013. Europe-Wide Dampening of Population Cycles in Keystone Herbivores. *Science*. 340(6128), 63-66.

COUSINS, Sara A. O., Alistair G. AUFFRET, Jessica LINDGREN a Louise TRÄNK, 2015. Regional-scale land-cover change during the 20th century and its consequences for biodiversity. *AMBIO*. 44(S1), 17-27.

CUNHA, André Almeida, 2010. Negative effects of tourism in a Brazilian Atlantic forest National Park. *Journal for Nature Conservation*. 18(4), 291-295.

DALKVIST, Trine, Richard M. SIBLY, Chris J. TOPPING a Wayne M. GETZ, 2011. How Predation and Landscape Fragmentation Affect Vole Population Dynamics. *PLoS ONE*. 6(7).

DE REDON, Louis, Nathalie MACHON, Christian KERBIRIOU a Frédéric JIGUET, 2010. Possible effects of roadside verges on vole outbreaks in an intensive agrarian landscape. *Mammalian Biology*. 75(1), 92-94.

DE VOS, Jurriaan M., Lucas N. JOPPA, John L. GITTLEMAN, Patrick R. STEPHENS a Stuart L. PIMM, 2015. Estimating the normal background rate of species extinction. *Conservation Biology*. 29(2), 452-462.

DELATTRE, Pierre, Patrick GIRAUDOUX, Jacques BAUDRY, et al., 1992. Land use patterns and types of common vole (Microtus arvalis) population kinetics. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 39(3-4), 153-168.

DELATTRE, P., P. GIRAUDOUX, J. BAUDRY, J. P. QUÉRÉ a E. FICHET, 1996. Effect of landscape structure on Common Vole (Microtus arvalis) distribution and abundance at several space scales. *Landscape Ecology*. 11(5), 279-288.

DELATTRE, P., B. DE SOUSA, E. FICHET-CALVET, J.P. QUÉRÉ a P. GIRAUDOUX, 1999. Vole outbreaks in a landscape context: evidence from a six year study of Microtus arvalis. *Landscape Ecology*. 14(4), 401-412.

DELATTRE, Pierre, Nicolas MORELLET, Peggy CODREANU, Sandrine MIOT, Jean-Pierre QUÉRÉ, Florent SENNEDOT a Jacques BAUDRY, 2009. Influence of edge

effects on common vole population abundance in an agricultural landscape of eastern France. *Mammal Research*. 54(1), 51-60.

DESAI, Sarika, Ulrich VAN TREECK, Michael LIERZ, et al., 2009. Resurgence of Field Fever in a Temperate Country: An Epidemic of Leptospirosis among Seasonal Strawberry Harvesters in Germany in 2007. *Clinical Infectious Diseases*. 48(6), 691-697.

DÍAZ, Sandra, Joseph FARGIONE, F. Stuart CHAPIN a David TILMAN, 2006. Biodiversity Loss Threatens Human Well-Being. *PLoS Biology*. 4(8).

DONALD, P. F., R. E. GREEN a M. F. HEATH, 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*. 268(1462), 25-29.

DONALD, Paul F., Fiona J. SANDERSON, Ian J. BURFIELD a Frans P.J. VAN BOMMEL, 2006. Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 116(3-4), 189-196.

ELTON, C. S., 1924. Periodic Fluctuations in the Numbers of Animals: Their Causes and Effects. *Journal of Experimental Biology*. 2(1), 119-163.

ESTHER, Alexandra, Christian IMHOLT, Jörg PERNER, Jens SCHUMACHER a Jens JACOB, 2014. Correlations between weather conditions and common vole (Microtus arvalis) densities identified by regression tree analysis. *Basic and Applied Ecology*. 15(1), 75-84.

FINNESSEY, Lauren, 2012. The negative effects of tourism on national parks in the United States. *Bachelor of Science Honors Thesis, Johnson & Wales University.*

FISCHER, Christina, Carsten THIES a Teja TSCHARNTKE, 2011. Small mammals in agricultural landscapes: Opposing responses to farming practices and landscape complexity. *Biological Conservation*. 144(3), 1130-1136.

FRANK, Fritz, 1957. The Causality of Microtine Cycles in Germany (Second Preliminary Research Report). *The Journal of Wildlife Management*. 21(2), 113-121.

GASTON, Kevin J. a John I. SPICER, 2004. *Biodiversity: An Introduction*. 2nd. Velká Británie: Oxford. ISBN 9781405118576.

GIBSON, R. H., I. L. NELSON, G. W. HOPKINS, B. J. HAMLETT a J. MEMMOTT, 2006. Pollinator webs, plant communities and the conservation of rare plants: arable weeds as a case study. *Journal of Applied Ecology*. 43(2), 246-257.

GOUVEIA, Ana R., Ottar N. BJØRNSTAD a Emil TKADLEC, 2016. Dissecting geographic variation in population synchrony using the common vole in central Europe as a test bed. *Ecology and Evolution*. 6(1), 212-218.

HAILS, R. S., 2002. Assessing the risks associated with new agricultural practices. *Nature*. 418(6898), 685-688.

HALLMANN, Caspar A., Martin SORG, Eelke JONGEJANS, et al., 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS ONE*. 12(10).

HALLS, A. J. E., 1997. Wetlands, biodiversity and the Ramsar convention: the role of the convention on wetlands in the conservation and wise use of biodiversity. In *Ramsar Convention Bureau, Gland, Switzerland* (Vol. 13).

HAN, Barbara A., John Paul SCHMIDT, Sarah E. BOWDEN a John M. DRAKE, 2015. Rodent reservoirs of future zoonotic diseases. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 112(22), 7039-7044.

HANSKI, Ilkka, Peter TURCHIN, Erkki KORPIMÄKI a Heikki HENTTONEN, 1993. Population oscillations of boreal rodents: regulation by mustelid predators leads to chaos. *Nature*. 364(6434), 232-235.

HANSKI, Ilkka, 2011. Habitat Loss, the Dynamics of Biodiversity, and a Perspective on Conservation. *AMBIO*. 40(3), 248-255.

HAYNES, Susan, Maarit JAAROLA a Jeremy B. SEARLE, 2003. Phylogeography of the common vole (Microtus arvalis) with particular emphasis on the colonization of the Orkney archipelago. *Molecular Ecology*. 12(4), 951-956.

HEIN, Susanne a Jens JACOB, 2019. Population recovery of a common vole population (Microtus arvalis) after population collapse. *Pest Management Science*. 75(4), 908-914.

HENDRICKX, FREDERIK, JEAN-PIERRE MAELFAIT, WALTER VAN WINGERDEN, et al., 2007. How landscape structure, land-use intensity and habitat

diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*. 44(2), 340-351.

HERMOSO, V., S.B. CARVALHO, S. GIAKOUMI, et al., 2022. The EU Biodiversity Strategy for 2030: Opportunities and challenges on the path towards biodiversity recovery. *Environmental Science & Policy*. 127, 263-271.

HEROLDOVÁ, Marta, Josef BRYJA, Jan ZEJDA a Emil TKADLEC, 2007. Structure and diversity of small mammal communities in agriculture landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 120(2-4), 206-210.

HEROLDOVÁ, Marta, Jan ŠIPOŠ, Josef SUCHOMEL a Jan ZEJDA, 2021. Influence of crop type on common vole abundance in Central European agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 315.

HÖRNFELDT, Birger, 2004. Long-term decline in numbers of cyclic voles in boreal Sweden: analysis and presentation of hypotheses. *Oikos*. 107(2), 376-392.

Hraboš polní Microtus arvalis. *ÚKZÚZ - rostlinolékařský portál* [online]. Ministerstvo zemědělství [cit. 2022-03-22]. Dostupné z: https://eagri.cz/public/app/srs_pub/fytoportal/public/#rlp|so|skudci|detail:c18ccd9cbe2ba381e37b810d0c34c669

HUITU, Otso, Kai NORRDAHL a Erkki KORPIMÄKI, 2003. Landscape effects on temporal and spatial properties of vole population fluctuations. *Oecologia*. 135(2), 209-220.

CHAMBERLAIN, D.E., A.M. WILSON, S.J. BROWNE a J.A. VICKERY, 1999. Effects of habitat type and management on the abundance of skylarks in the breeding season. *Journal of Applied Ecology*. 36(6), 856-870.

IMHOLT, C., A. ESTHER, J. PERNER a J. JACOB, 2011. Identification of weather parameters related to regional population outbreak risk of common voles (Microtus arvalis) in Eastern Germany. *Wildlife Research*. 38(7), 551-559.

JACOB, Jens a Nadine HEMPEL, 2003. Effects of farming practices on spatial behaviour of common voles. *Journal of Ethology*. 21(1), 45-50.

JACOB, Jens a Emil TKADLEC, 2010. Rodent outbreaks in Europe: dynamics and damage. *Rodent outbreaks: Ecology and Impacts*. 207, 207-225.

JACOB, Jens, Phil MANSON, Ralf BARFKNECHT a Timothy FREDRICKS, 2014. Common vole (Microtus arvalis) ecology and management: implications for risk assessment of plant protection products. *Pest Management Science*. 70(6), 869-878.

JACOB, Jens, Christian IMHOLT, Constantino CAMINERO-SALDAÑA, et al., 2020. Europe-wide outbreaks of common voles in 2019. *Journal of Pest Science*. 93(2), 703-709.

JAKL, Štěpán, 2020. Ochrana hmyzu před negativními vlivy zemědělské činnosti. In: *ZEMĚDĚLSKÉ PRÁVO V DOBĚ KLIMATICKÉ KRIZE*. Brno: Masarykova univerzita, s. 66-86. ISBN 978-80-210-9748-3.

JAREÑO, Daniel, Javier VIÑUELA, Juan José LUQUE-LARENA, Leticia ARROYO, Beatriz ARROYO a François MOUGEOT, 2015. Factors associated with the colonization of agricultural areas by common voles Microtus arvalis in NW Spain. *Biological Invasions*. 17(8), 2315-2327.

JĘDRZEJEWSKI, Włodzimierz a Bogumiła JĘDRZEJEWSKA, 1996. Rodent cycles in relation to biomass and productivity of ground vegetation and predation in the Palearctic. *Acta Theriologica*. 41(1), 1-34.

JONSEN, Ian D. a Lenore FAHRIG, 1997. Response of generalist and specialist insect herbivores to landscape spatial structure. *Landscape Ecology*. 12(3), 185-197.

KEESSTRA, Saskia, Paulo PEREIRA, Agata NOVARA, Eric C. BREVIK, Cesar AZORIN-MOLINA, Luis PARRAS-ALCÁNTARA, Antonio JORDÁN a Artemi CERDÀ, 2016. Effects of soil management techniques on soil water erosion in apricot orchards. *Science of The Total Environment*. 551-552, 357-366.

KIÆR, Lars P., Ib M. SKOVGAARD a Hanne ØSTERGÅRD, 2009. Grain yield increase in cereal variety mixtures: A meta-analysis of field trials. *Field Crops Research*. 114(3), 361-373.

KOWALSKI, Kazimierz, 2001. Pleistocene rodents of Europe. *Folia quaternaria*, 72: 3-389.

KRATOCHVÍL, Josef, František BALÁT, Čestmír FOLK, et al., 1959. *Hraboš polní: Microtus arvalis*. Praha: Československá akademie věd.

KREBS, John R., Jeremy D. WILSON, Richard B. BRADBURY a Gavin M. SIRIWARDENA, 1999. The second Silent Spring?. *Nature*. 400(6745), 611-612.

KREBS, Charles J., 2013. *Population fluctuations in rodents*. USA: The University of Chicago Press. ISBN 978-0-226-01035-9.

KREMEN, Claire, Neal M. WILLIAMS a Robbin W. THORP, 2002. Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 99(26), 16812-16816.

LAMBIN, XAVIER, VINCENT BRETAGNOLLE a NIGEL G. YOCCOZ, 2006. Vole population cycles in northern and southern Europe: Is there a need for different explanations for single pattern?. *Journal of Animal Ecology*. 75(2), 340-349.

LUQUE-LARENA, Juan J., Francois MOUGEOT, Javier VIÑUELA, Daniel JAREÑO, Leticia ARROYO, Xavier LAMBIN a Beatriz ARROYO, 2013. Recent large-scale range expansion and outbreaks of the common vole (Microtus arvalis) in NW Spain. *Basic and Applied Ecology*. 14(5), 432-441.

MACKIN-ROGALSKA, Regina a Leszek NABAGLO, 1990. Geographical Variation in Cyclic Periodicity and Synchrony in the Common Vole, Microtus arvalis. *Oikos*. 59(3), 343-348.

MARQUARD, Elisabeth, Alexandra WEIGELT, Vicky M. TEMPERTON, et al., 2009. Plant species richness and functional composition drive overyielding in a six-year grassland experiment. *Ecology*. 90(12), 3290-3302.

MARTIN, By Greg, 2003. The role of small ground-foraging mammals in topsoil health and biodiversity: Implications to management and restoration. *Ecological Management and Restoration*. 4(2), 114-119.

Millennium ecosystem assessment, M. E. A., 2005. *Ecosystems and human well-being* (Vol. 5, pp. 563-563). Washington, DC: Island press.

MONCK-WHIPP, Liv, Amanda E. MARTIN, Charles M. FRANCIS a Lenore FAHRIG, 2018. Farmland heterogeneity benefits bats in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 253, 131-139.

Monitoring pomocí systému MACH. *SZIF* [online]. [cit. 2022-03-22]. Dostupné z: https://www.szif.cz/cs/mach

MORANDIN, Lora A. a Mark L. WINSTON, 2006. Pollinators provide economic incentive to preserve natural land in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 116(3-4), 289-292.

MULONGOY, K. a S. CHAPE, 2004. *Protected areas and biodiversity : an overview of key issues*. UK: Cambridge. ISBN 92-807-2404-5.

NAEEM, Shahid, Robin CHAZDON, J. Emmett DUFFY, Case PRAGER a Boris WORM, 2016. Biodiversity and human well-being: an essential link for sustainable development. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. 283(1844).

NEWTON, Ian, 2004. The recent declines of farmland bird populations in Britain: an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis*. 146(4), 579-600.

NORRIS, Ken, 2008. Agriculture and biodiversity conservation: opportunity knocks. *Conservation Letters*. 1(1), 2-11.

OBDRŽÁLKOVÁ, Dagmar, Milan ZAPLETAL, Jan ZEJDA, Marta HEROLDOVÁ a Bořivoj ZBUZEK. Hraboš polní Microtus arvalis (Pallas, 1778) - závažný škůdce v zemědělství. *Ministerstvo zemědělství a ÚKZÚZ - Rostlinářský portál* [online]. [cit. 2022-03-10]. Dostupné z: https://eagri.cz/public/web/file/60020/Hrabos_polni.pdf

OECD (2021), *How Was Life? Volume II: New Perspectives on Well-being and Global Inequality since 1820*, OECD Publishing, Paris.

Osevní plocha pro jednu plodinu se v místech ohrožených erozí zmenší na třetinu. *Ekolist* [online]. 24.1.2022 [cit. 2022-02-28]. Dostupné z: https://ekolist.cz/cz/zpravodajstvi/zpravy/osevni-plocha-pro-jednu-plodinu-se-v-mistech-ohrozenych-erozi-zmensi-na-tretinu

Our world in data- land use. Our world in data [online]. 2015 [cit. 2022-03-11]. Dostupné z: https://ourworldindata.org/land-use

PETIT, Lisa J. a Daniel R. PETIT, 2003. Evaluating the Importance of Human-Modified Lands for Neotropical Bird Conservation. *Conservation Biology*. 17(3), 687-694.

Průvodce zemědělce Kontrolou podmíněnosti platný pro rok 2020. *EAgri* [online]. Ministerstvo zemědělství, 2020 [cit. 2022-03-22]. Dostupné z: https://eagri.cz/public/web/mze/dotace/kontroly-podminenosti-cross-compliance/dokumenty-ke-stazeni/rok-2020/

QIU, Jiangxiao a Monica G. TURNER, 2015. Importance of landscape heterogeneity in sustaining hydrologic ecosystem services in an agricultural watershed. *Ecosphere*. 6(11), 1-19.

R Core Team, 2021. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.

RANTA, Esa, Veijo KAITALA, Jan LINDSTRÖM a Harto LINDÉN, 1995. Synchrony in population dynamics. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*. 262(1364), 113-118.

RAUSTIALA, Kal a David G. VICTOR, 1996. Biodiversity Since Rio: The Future of the Convention on Biological Diversity. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*. 38(4), 16-45.

RAWAT, U.S. a N.K. AGARWAL, 2015. Biodiversity: Concept, threats and conservation. *Environment Conservation Journal*. 16(3), 19-28.

REICH, Peter B., David TILMAN, Forest ISBELL, Kevin MUELLER, Sarah E. HOBBIE, Dan F. B. FLYNN a Nico EISENHAUER, 2012. Impacts of Biodiversity Loss Escalate Through Time as Redundancy Fades. *Science*. 336(6081), 589-592.

REICHHOLF, Josef H. *Savci*. Česká republika: Ikar, 1996. ISBN 80-7176-242-3.

RODRÍGUEZ-PASTOR, Ruth, Juan José LUQUE-LARENA, Xavier LAMBIN a François MOUGEOT, 2016. "Living on the edge": The role of field margins for common vole (Microtus arvalis) populations in recently colonised Mediterranean farmland. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 231, 206-217.

ROUPHAEL, Anthony B. a Inglis J. GRAEME. "Take only photographs and leave only footprints"?: An experimental study of the impacts of underwater photographers on coral reef dive sites. *Biological Conservation*. 2001, 100(3), 281-287.

SAITOH, Takashi, Nils Chr STENSETH a Ottar N. BJØRNSTAD, 1998. The population dynamics of the voleClethrionomys rufocanus in Hokkaido, Japan. *Researches on Population Ecology*. 40(1), 61-76.

SANTAMARÍA, Ana Eugenia, Pedro P. OLEA, Javier VIÑUELA a Jesús T. GARCÍA, 2019. Spatial and seasonal variation in occupation and abundance of common vole burrows in highly disturbed agricultural ecosystems. *European Journal of Wildlife Research*. 65(3), 1-13.

SHENBROT, Georgy I. a Boris R. KRASNOV, 2005. *Atlas of the geographic distribution of the arvicoline rodents of the world (Rodentia, Muridae: Arvicolinae)*. Pensoft. ISBN 9546422436.

SHRESTHA, Sangam, Hira SATTAR, M. Shahzad KHATTAK, Guoqiang WANG a Muhammad BABUR, 2020. Evaluation of adaptation options for reducing soil erosion due to climate change in the Swat River Basin of Pakistan. *Ecological Engineering*, 158.

Shrnutí informací k podmínkám standardů dobrého zemědělského a environmentálního stavů půdy DZES. *EAgri* [online]. Ministerstvo zemědělství, 2017 [cit. 2022-03-23]. Dostupné z: https://eagri.cz/public/web/mze/dotace/kontroly-podminenosti-cross-compliance/dobry-zemedelsky-a-environmentalni-stav/shrnuti-informaci-k-podminkam-standardu.html

SCHARLEMANN, Jörn P. W., Rhys E. GREEN a Andrew BALMFORD, 2004. Land-use trends in Endemic Bird Areas: global expansion of agriculture in areas of high conservation value. *Global Change Biology*. 10(12), 2046-2051.

SCHARLEMANN, Jörn P.W., Andrew BALMFORD a Rhys E. GREEN, 2005. The level of threat to restricted-range bird species can be predicted from mapped data on land use and human population. *Biological Conservation*. 123(3), 317-326.

SCHLÖTELBURG, Annika, Alexandra PLEKAT, Sonoko BELLINGRATH-KIMURA a Jens JACOB, 2020. Self-service traps inspected by avian and terrestrial predators as a management option for rodents. *Pest Management Science*. 76(1), 103-110.

SINSKI, E., PAWELCZYK A., BAJER, A. a BEHNKE, J. M., 2006. Abundance of wild rodents, ticks and environmental risk of Lyme borreliosis: a longitudinal study in an area of Mazury Lakes district of Poland. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*, *13*(2), 295.

STORCH, David, 2019. Biodiverzita: co to je, jak ji měřit, co ji podmiňuje a k čemu je to všechno dobré. *Živa AV ČR*. (5/2019), 194-197.

SUTCLIFFE, Laura M. E., Péter BATÁRY, Urs KORMANN, et al., 2015. Harnessing the biodiversity value of Central and Eastern European farmland. *Diversity and Distributions*. 21(6), 722-730.

TILMAN, David, 1999. Global environmental impacts of agricultural expansion: The need for sustainable and efficient practices. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 96(11), 5995-6000.

TILMAN, David, Peter B. REICH, Johannes KNOPS, David WEDIN, Troy MIELKE a Clarence LEHMAN, 2001. Diversity and Productivity in a Long-Term Grassland Experiment. *Science*. 294(5543), 843-845.

TKADLEC, Emil a Jan ZEJDA, 1995. Precocious Breeding in Female Common Voles and Its Relevance to Rodent Fluctuations. *Oikos*. 73(2), 231-236.

TKADLEC, Emil a Jan ZEJDA, 1998. Small rodent population fluctuations: The effects of age structure and seasonality. *Evolutionary Ecology*. 12(2), 191-210.

TKADLEC, E., 2000. The effects of seasonality on variation in the length of breeding season. *Folia zoologica*, *49*, 269-286.

TKADLEC, Emil a Nils Chr. STENSETH, 2001. A new geographical gradient in vole population dynamics. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*. 268(1476), 1547-1552.

TKADLEC, Emil, Tomáš VÁCLAVÍK a Pavel ŠIROKÝ, 2019. Rodent Host Abundance and Climate Variability as Predictors of Tickborne Disease Risk 1 Year in Advance. *Emerging Infectious Diseases*. 25(9), 1738-1741.

TOWNSEND, Colin R., Michael BEGON a John L. HARPER. *Základy ekologie*. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, 2010. ISBN 9788024424781.

VAN STRIEN, Arco J., Chris A.M. VAN SWAAY, Willy T.F.H. VAN STRIEN-VAN LIEMPT, Martin J.M. POOT a Michiel F. WALLISDEVRIES, 2019. Over a century of data reveal more than 80% decline in butterflies in the Netherlands. *Biological Conservation*. 234, 116-122.

VIDAL, D., V. ALZAGA, J.J. LUQUE-LARENA, R. MATEO, L. ARROYO a J. VIÑUELA, 2009. Possible interaction between a rodenticide treatment and a pathogen in common vole (Microtus arvalis) during a population peak. *Science of The Total Environment*. 408(2), 267-271.

Vodní eroze půdy. EAgri [online]. Ministerstvo zemědělství [cit. 2022-03-22]. Dostupné z: https://eagri.cz/public/web/mze/puda/ochrana-pudy-a-krajiny/degradace-pud/vodni-eroze-pudy/

WAGGONER, Paul E., 1995. How much land can ten billion people spare for nature? Does technology make a difference?. *Technology in Society*. 17(1), 17-34.

WALTHER, B., FÜLLING, O., MALEVEZ, J. a PELZ, H. J., 2008. How expensive is vole damage?. In *Proceedings to the Conference*, pp. 330-334. Fördergemeinschaft Ökologischer Obstbau. eV, D-Weinsberg.

WALTHER, B., FÜLLING, O., 2010. Vole trapping fences-a new approach to migration barriers. In *14th International Conference on Organic Fruit-Growing: Proceedings to the Conference from February, 22 to February, 24, 2010 at Hohenheim/Germany,* pp. 341-345.

WEIBULL, Ann-Christin, Jan BENGTSSON a Eva NOHLGREN, 2000. Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. *Ecography*. 23(6), 743-750.

YDENBERG, Ronald C., 1987. Nomadic Predators and Geographical Synchrony in Microtine Population Cycles. *Oikos*. 50(2), 270-272.

ZAPLETAL, M., D. OBDRŽÁLKOVÁ, J. PIKULA, J. PIKULA a M. BEKLOVÁ, 1999. Geographic distribution of the field vole (Microtus arvalis) in the Czech Republic. *Plant Protection Science*. 35(4), 139-146.