

UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE

Přírodovědecká fakulta

Katedra zoologie
Oddělení ekologie a etologie



Disertační práce

Studie ještěrky zelené, *Lacerta viridis*, a ekologicky
provázaných druhů plazů v České republice

Mgr. Ing. Jan Chmelař

Vedoucí práce: RNDr. Ivan Reháček, CSc.
Konzultant: prof. RNDr. Daniel Frynta, Ph.D.

Praha 2024

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracoval samostatně a že jsem uvedl všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 25. 2. 2024

Poděkování

Tímto zde s úctou děkuji RNDr. Ivanu Rehákoví, CSc., za vedení této práce i konzultantům, prof. RNDr. Danielu Fryntovi, Ph.D., za pomoc při designu a vyhodnocování experimentu i jiné cenné rady. Mgr. Davidu Fischerovi děkuji i za přímou pomoc v terénu.

V neposlední řadě patří mé díky také rodině, mé snoubence a přátelům za jejich podporu.

Abstract

The European green lizard, *Lacerta viridis* (Laurenti, 1768), is protected in the Czech Republic as critically endangered. Its distribution in the Bohemia region is restricted to small isolated local populations which are located beyond the northern border of continuous range of the species and are closely related to very specific biotopes. We analysed the distribution of the species both on a national and microhabitat scale and created a predictive model of the species distribution. The most relevant factors influencing the species distribution in the Czech Republic were: annual precipitation, terrain slope, average temperature of the warmest quarter and precipitation in the coldest quarter. On the microhabitat level, individuals selected their immediate vicinity with respect to elevated stones/tree stumps, shelter availability and a proximity to shrubs. Places with high percentage of grass and high vegetation were not preferred. Furthermore, we analysed distribution of selected reptile species ecologically interconnected with *Lacerta viridis* and identified their preferred habitats. We selected the dice snake, *Natrix tessellata*, the sand lizard, *Lacerta agilis* and the smooth snake, *Coronella austriaca*. All created models are compatible with published data and are applicable in both theory and practice of the selected species conservation.

Key words: Squamata, Lacertidae, river phenomenon, species conservation, habitat management, climatic change, distribution modelling

Abstrakt

Ještěrka zelená *Lacerta viridis* (Laurenti, 1768) je v ČR legislativně chráněna jako kriticky ohrožená. Její rozšíření na území Čech je omezeno na malé izolované lokální populace, které se nacházejí za severní hranicí souvislého areálu výskytu druhu a jsou úzce spjaty s velmi specifickými biotopy. Analyzovali jsme distribuci druhů jak v celostátním měřítku, tak v měřítku mikrostanovišť a vytvořili prediktivní model rozšíření druhů. Nejrelevantnějšími faktory ovlivňujícími rozšíření druhu v ČR byly: roční srážky, sklon terénu, průměrná teplota nejteplejšího čtvrtletí a srážky v nejméně teplejším čtvrtletí. Na úrovni mikrostanovišť si jedinci vybírali své bezprostřední okolí podle blízkosti vyvýšených kamenů/pařezů, dostupnosti úkrytů a blízkosti keřů. Nebyla preferována místa s vysokým procentem trávy a vysokou vegetací. Dále jsme analyzovali rozšíření vybraných druhů plazů ekologicky propojených s *Lacerta viridis* a identifikovali jejich preferovaná stanoviště. Pro tyto analýzy jsme vybrali užovku podplamatou, *Natrix tessellata*, ještěrku obecnou, *Lacerta agilis* a užovku hladkou, *Coronella austriaca*. Všechny vytvořené modely jsou kompatibilní s publikovanými daty a jsou použitelné v teorii i praxi ochrany vybraných druhů.

Klíčová slova: Squamata, Lacertidae, říční fenomén, druhová ochrana, management habitatů, klimatická změna, distribuční modelování

Obsah

1 Úvod.....	1
2 Hlavní řešené otázky a cíle práce.....	3
2.1 Prediktivní model rozšíření.....	3
2.2 Mikrohabitatové nároky.....	3
2.3 Vazba na vybrané druhy plazů.....	3
3. Řešení.....	4
3.1 Mikrohabitatové nároky ještěrky zelené.....	4
3.2 Analýza rozšíření ještěrky zelené.....	8
3.3 Analýza rozšíření užovky podplamaté.....	10
3.4 Analýza rozšíření ještěrky obecné.....	12
3.5 Analýza rozšíření užovky hladké.....	15
4. Hlavní výstupy práce.....	18
4.1 Mikrohabitatové nároky ještěrky zelené.....	18
4.2 Analýza rozšíření ještěrky zelené.....	18
4.3 Analýzy rozšíření vybraných druhů plazů.....	18
5. Závěrečné shrnutí.....	19
6. Seznam publikací, které jsou součástí disertační práce.....	21
Použitá literatura.....	22
Seznam příloh.....	27

1 Úvod

Ještěrka zelená, *Lacerta viridis* (Laurenti, 1768), je v České republice podle aktuálního červeného seznamu obojživelníků a plazů České republiky (Jeřábková et al. 2017) klasifikována jako ohrožená a dle vyhlášky ministerstva životního prostředí České republiky č. 395/1992 Sb. je řazena mezi kriticky ohrožené zvláště chráněné druhy živočichů. Veškeré populace na území ČR by měly náležet do nominotypického poddruhu *Lacerta viridis viridis* (Böhme et al. 2007). Fosilní nálezy zvířete morfologicky velmi blízkého ještěrce byly nalezeny poblíž Dolnic u Chebu (Čerňanský 2010) v raně miocénních sedimentech, recentní rozšíření na území České republiky, ale i severnějších populací z Německa je pravděpodobně následkem postglaciální holocénní expanze z jižnějších refugií (Böhme et al. 2006).

Ještěrka zelená se na území ČR vyskytuje na dvou distinktních územích. Prvním z nich je komplex povodí Dunaje. Zdejší populace jsou součástí jižního a jihovýchodního souvislého areálu rozšíření tohoto druhu, často lze u několika nepříliš vzdálených populací uvažovat o tvorbě metapopulací (Mikátová 2002). Rovněž bývají tyto populace obecně početnější (např. Mikátová et al. 1995). Největším rozdílem oproti populacím z Čech je ovšem znatelně vyšší genetická diverzita, míra heterozygotnosti a bohatost alel těchto populací (Böhme et Moravec 2011). Toto je zřejmě důsledek relativní vzájemné provázanosti těchto populací a velmi důležitý aspekt pro konzervační biologii tohoto druhu.

Dalším komplexem výskytu ještěrky zelené jsou izolované lokality z povodí Labe. Tyto populace jsou vázány na takzvaný „říční fenomén“ (Ložek 1988) a jsou geograficky izolovány navzájem, i od souvislého jižního rozšíření. Představa utváření metapopulací není v tomto případě příliš pravděpodobná. Tímto vzniká možnost srovnání těchto jednotlivých populací, a to jak z hlediska morfologie, tak ekologie a etologie. Rovněž se jedná o populace s veskrze původním biotopem na severní hranici výskytu tohoto i jiných živočišných a rostlinných druhů, které jsou s říčním fenoménem spjaty. Údaje o ekologii získané z těchto lokalit jsou tedy velmi cenné, protože se zde ještěrky zelené vyskytují pravděpodobně na samotné ekologické hranici možností tohoto druhu. Pro efektivní ochranu těchto populací je potřeba porozumět jejich mikrohabitatovým nárokům a faktorům, které ovlivňují rozšíření druhu na úrovni vyšších územních celků. K tomuto je k dispozici celá řada statistických nástrojů a analýz, které jsme v průběhu práce na tomto tématu využili.

Modelování distribuce druhů je cenným nástrojem k porozumění klimatických a geografických faktorů, které ji ovlivňují (Elith et al. 2006, Civiš 2013). Tyto analýzy se dnes

již běžně používají k modelování distribuce obojživelníků a plazů (např. Kaliontzopoulou et al. 2008, Sillero et Carretero 2013, Oraie et al. 2014, Hosseinian Yousefkhani et al. 2015, Wirga et Majtyka 2015, Petrosyan et al. 2020, Chmelař et al. 2020, 2023, Srinivasulu et al. 2021), vlivu klimatické změny na jejich distribuci (Dubey et al. 2013) vzhledem k časté izolovanosti plazích populací tedy zranitelností degradací habitatu v důsledku klimatické změny (Sinervo et al. 2010). Také mohou tyto modely pomoci predikovat šíření patogenů (např. Civiš 2013) a invazních druhů (Pyron et al. 2008, Jarnevich et al. 2018).

Analýzy mikrohabitatových nároků mohou porozumět ekologickým požadavkům druhů, rozlišení sympatricky se vyskytujících druhů dle jejich nik (např. Melville et Swain 1997, Heltai et al. 2015) nebo zjištění preferencí či vyhýbání sespecifickým mikrohabitatům (např. Hacking et al. 2014).

Rovněž se v práci věnuji vybraným druhům plazů, se kterými je ještěrka zelená na našem území ekologicky provázaná. Jedná se o užovku podplamatou, *Natrix tessellata* (Laurenti, 1768), ještěrku obecnou *Lacerta agilis* (Linnaeus, 1758) a užovku hladkou, *Coronella austriaca* (Laurenti, 1768). Naším předpokladem bylo, že s užovkou podplamatou sdílí vazbu na stejné habitaty, konkrétně na říční fenomén. Ještěrka obecná byla vybrána jakožto habitatový generalista, jelikož byl silný předpoklad kontrastu s faktory, které ovlivňují rozšíření obou druhů, navíc je při syntopickém výskytu obou druhů pro ještěrku zelenou konkurentem. Užovka hladká byla vybrána, jelikož často s ještěrkou zelenou sdílí habitaty, navíc se jedná o saurofága a je pro ni i predátorem. Všechny vybrané druhy plazů jsou na našem území zranitelné a získané poznatky by měly napomoci v jejich ochraně.

2 Hlavní řešené otázky a cíle práce

2.1 Prediktivní model rozšíření

Prvním cílem práce bylo analyzovat distribuci ještěrky zelené na území České republiky a určit klimatické a geografické faktory toto rozšíření ovlivňující. Dále bylo cílem sestavit prediktivní model výskytu a identifikovat preferované habitaty pro zaměření monitoringu a ochranného managementu.

2.2 Mikrohabitatové nároky

Dalším cílem bylo na modelové populaci identifikovat mikrohabitatové preference těchto populací. Prostřednictvím diskriminační funkční analýzy měly být určeny faktory, na jejichž základě jedinci ještěrky zelené obsazují mikrohabitaty a zhodnotit funkci jednotlivých prvků prostředí. Dále měla analýza zjistit, zda jsou rozdíly mezi pohlavími a věkovými kategoriemi v mikrohabitatových preferencích.

2.3 Vazba na vybrané druhy plazů

Posledním cílem bylo analyzovat rozšíření vybraných druhů plazů v České republice, které se syntopicky vyskytují s ještěrkou zelenou. Pro analýzu byla vybrána užovka podplamatá z důvodu vazby na podobné lokality, ještěrka obecná z důvodu podezření na habitatovou kompetici a užovka hladká, jelikož se jedná o predátora mimo jiné i ještěrky zelené. U těchto druhů plazů měly být identifikovány klimatické a geografické faktory, které ovlivňují jejich rozšíření a sestaveny prediktivní modely jejich výskytu.

3. Řešení

3.1 Mikrohabitatové nároky ještěrky zelené

Výzkum byl prováděn v údolí Únětického potoka (Přírodní rezervace Roztocký háj – Tiché údolí). Lokalitou ještěrky zelené je jižně orientovaný svah o rozloze 4,2 ha tvořený 2 opuštěnými lomy a samotným svahem. Jeho důležitou součástí jsou fragmenty vřesovišť a skalních stepí s původní květenou na skalních výchozech. Takto rozmanitý terén zahrnuje značné množství mikroklimat s poměrně vysokými teplotními rozdíly. V oblasti dna údolí jsou mrazové kotliny s častou teplotní inverzí, zejména na jaře. Naproti tomu obnažené skalní výchozy vykazují výrazně vyšší teploty, než by bylo pro danou roční dobu obvyklé.

Celkem bylo v letech 2011-2014 zaznamenáno 403 záznamů výskytu během celkem 119 monitorovacích návštěv lokality. U všech bodů výskytu byly snímány GPS souřadnice a tyto body výskytu byly použity k provedení prostorové analýzy. Mapování bylo provedeno v průběhu června a července 2014 s cílem minimalizovat sezónní rozdíly jednotlivých mikrohabitatů. Také proměnné byly vybrány s ohledem na minimalizaci vlivu sezónních změn. Zejména v případě proměnných souvisejících s vegetací jsme se zaměřili na procento jejich pokryvnosti a/nebo počtu než na přesnou výšku, případně míru zastínění povrchu. V terénu byly mapovány dva typy proměnných, a to:

1. Procentuální zastoupení daného povrchu v okruhu 0,5 a 2,5 m od bodu výskytu. Mapovány byly následující faktory: suť, tráva, zemina, vysoká vegetace, vyvýšený kámen, pařez nebo spadlý kmen, listí a větve.
2. Počet daných objektů v okruhu 0,5 a 2,5 m od bodu výskytu. Takto byly mapovány následující objekty: keř, trnitý keř, strom, vyvýšený kámen, pařez nebo spadlý kmen, úkryt a hluboký úkryt.

Faktory, kde by mohlo dojít k nedorozumění, byly standardizovány podle jejich předpokládané ekologické funkce, nikoliv dle systematiky. Pro srovnání s výše uvedenými záznamy přítomnosti jsme pomocí softwaru QGIS vytvořili celkem 200 náhodných bodů ve stejné oblasti. Vybrané proměnné byly zaznamenány v blízkosti těchto bodů stejným způsobem jako výše.

Před analýzou byla u proměnných zjišťována prostorová interkorelace pomocí

Mantelova testu. Pro identifikaci redundantních proměnných byla také provedena analýza hlavních komponent (PCA). Oba typy bodů byly následně porovnány pomocí analýzy diskriminační funkce (DFA) v softwaru STATISTICA s využitím přítomnosti jako vysvětlované proměnné (hodnota 0 pro náhodný bod a 1 pro bod zaznamenané přítomnosti). Další DFA byla následně provedena s věkovou kategorií (adult, subadult, juvenil) jako vysvětlovanou proměnnou za účelem identifikace možných rozdílů v jejich mikrohabitatové struktuře. Mantelův test identifikoval proměnné s $r > 0,2$ Pouze procentuální zastoupení zeminy v poloměru 0,5 a 2,5 m od místa výskytu mělo překračující hodnoty interkorelace a tyto proměnné nebyly zahrnuty do dalších analýz.

1. DFA míst výskytu a náhodných bodů

Model ukázal signifikantní rozdíly mezi náhodnými body a místy reálného výskytu ještěrky zelené (Wilksovo Lambda: 0.577, $F(24,578) = 17.69$ $p < 0.0001$). Po redukci počtu proměnných metodou zpětných eliminací zůstalo v modelu 9 proměnných: podíl suti 0,5 m, podíl trávy 0,5 m, podíl vysoké vegetace 0,5 m, podíl větví 0,5, podíl vyvýšených kamenů/pařezu 0,5 m, počet stromů 0,5 m, podíl větví 2,5 m, počet úkrytů 2,5 m, počet hlubokých úkrytů 2,5 m. Redukovaný model zůstal signifikantní (Wilksovo Lambda: 0.598, $F(9,593) = 44.24$ $p < 0.0001$). Úspěšnost klasifikace je shrnuta v tabulce č. 1. Model byl schopen správně klasifikovat náhodné body v 82,5 procentech případů (165 z 200). Úspěšnost klasifikace bodů reálného výskytu byla 79,9 % (322 ze 403).

Tab. 1: Klasifikační matice DFA

	Percent	Random	Presence
Random	82,5	165	35
Presence	79,9	81	322
Total	80,8	246	357

2. DFA dle věkových kategorií

Model (Wilksovo Lambda: 0.75, $F(48,754) = 2.392618$, $p < 0.00001$) ukázal signifikantní rozdíly v klasifikaci mezi místy výskytu adulních a juvenilních jedinců (Mahalanobisova vzdálenost = 1.25, $F = 3.52$, $p < 0.00001$) a mezi místy výskytu subadultních a juvenilních jedinců (Mahalanobisova vzdálenost = 1.60, $F = 1,65$, $p = 0.03$). Úspěšnost klasifikace je shrnuta v tabulce č. 2.

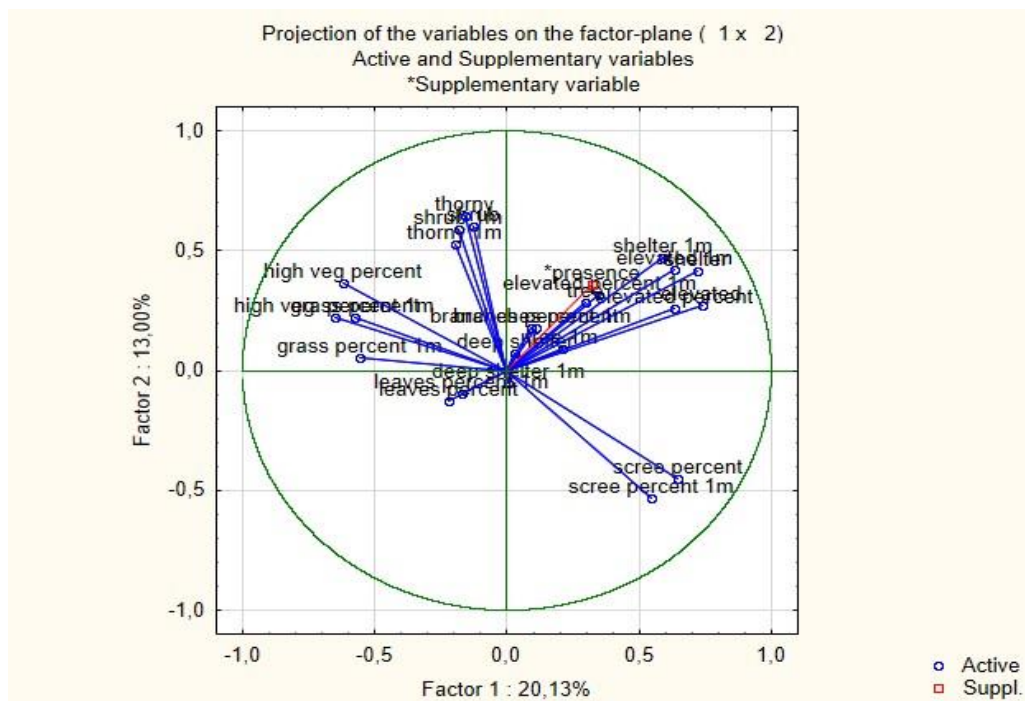
Tab. 2: Klasifikační matice DFA podle věkových kategorií

	Percent	a	s	j
a	88,4	236	4	27
s	13,5	27	5	5
j	35,4	64	0	35
Total	68,5	327	9	67

3. Analýza hlavních komponent (PCA) všech proměnných

Jako determinanty byly vybrány 2 nejvýznamnější faktory, které jsou graficky znázorněny ve formě os na obrázku č. 2. První faktor vysvětloval celkem 20,13 % vnitřní variability, zatímco druhý faktor 13 %. Promítnutím proměnných do roviny byly identifikovány čtyři hlavní vektory.

Obr. 1. Projekce os PCA do faktorové roviny



Bez ohledu na zvolenou statistickou metodu všechny analýzy potvrdily, že rozmístění jedinců na sledované lokalitě není náhodné. Výstup diskriminační analýzy ukazuje, že vytvořený model je schopen spolehlivě rozlišit reálné místo výskytu od náhodného bodu. Nedokáže však spolehlivě zařadit místa výskytu jedinců do správné věkové kategorie. Statisticky významná byla diskriminace mezi juvenilny a adulty a mezi juvenilny a subadulty, nicméně úspěšnost klasifikace byla relativně malá. Změna stanovištních preferencí stanoviště

ještěrky zelené během ontogeneze je však široce uznávána a podporována publikovanými údaji z mnoha populací (např. Fischer et Reháček 2010; Harta et al. 2017). Pohlaví adultních jedinců analýzou hodnoceno nebylo. V předběžných analýzách nebyl zjištěn žádný průkazný rozdíl v úspěšnosti řazení bodů výskytu mezi samci a samicemi.

Analýza hlavních komponent ukázala čtyři hlavní vektory:

1. První vektor, který odpovídá směru výskytu, obsahuje hlavně proměnné vyvýšených kamenů a úkrytů (jak do 0,5 m, tak 2,5 m od bodu zaznamenané přítomnosti), zdá se, že tento vektor zahrnuje proměnné přímo spojené s antipredační/termoregulační funkcí. Vyvýšená poloha poskytuje příležitost ke slunění a výhled na potenciální predátory nebo konkurenty, zatímco dostupnost úkrytu v bezprostřední blízkosti je nezbytná pro zamezení predace (Majláth et Majláthová 2009, Fischer et Reháček 2010, Chmelař 2014).
2. Druhý vektor tvoří proměnné keře a trnitého keře a funkci těchto proměnných interpretujeme jako převážně antipredační. Vektor je směřován zhruba v souladu se výskytem jedince, což odpovídá údajům z podobných studií (Heltai et al. 2015). Ještěrky byly často pozorovány, jak v případě vyrušení nejprve vběhly do blízkého keře a pouze pokud byly dále pronásledovány, hledající útočiště v podzemním úkrytu. Tuto interpretaci může podpořit i fakt, že 95 % zaznamenaných prezenčních bodů mělo alespoň jeden keř nebo úkryt do 50 cm a 99 % mělo alespoň jeden keř/přístřešek do 2,5 m. Nejistili jsme žádný rozdíl mezi použitím trnitých/netrnitých keřů.
3. Třetí vektor obsahuje proměnné trávy a vysoké vegetace a neodpovídá směru výskytu. Nejpravděpodobnější vysvětlení je, že vysoká vegetace a tráva poskytují stín a tím snižují teplotu jimi pokrytých ploch. Tyto objekty také omezují zorné pole ještěrky, aniž by poskytovaly podstatné krytí před predátory, což představuje potenciální riziko. Samozřejmě, že během období supraoptimálních teplot byli pozorováni jedinci, kteří vyhledávali nižší teploty ve stínu, ale ve většině případů preferovali stín poskytovaný keři nebo vyhledávali podzemní úkryt.
4. Poslední identifikovaný vektor se skládá pouze z podílu sutí (do 0,5 a 2,5 m) a směrem neodpovídá výskytu, ale ani nejde v opačném směru. Toto lze interpretovat jako především termoregulační efekt, protože suť se velmi snadno zahřívá na slunci, ale tyto povrchové teploty mohou v teplejších obdobích na přímém slunci snadno přesáhnout 80 °C, což je činí pro jedince ještěrky zelené nepoužitelnými. Mezery mezi sutí jsou dostatečné pro mláďata a většinu subadultů jako kryt před predátory, ale větší dospělci se do většiny z nich nevejdou. Rostoucí procento teplejších dnů (Zahradníček et al. 2020) by také mohlo v budoucnu vést ke změně ve využívání mikrohabitátů i biotopů (Reháček et al. 2022) Za preferovaný povrch tedy považujeme suť pouze za velmi specifických podmínek.

Podobná metoda byla použita také při studiu populace *Lacerta bilineata* v severní Itálii (Sacchi et al. 2011). Jedinci ve sledované populaci dle autorů cíleně obsazují ekotony, nediskriminují však na základě konkrétního složení těchto ekotonů. Další autoři také zmiňují

vysoký význam ekotonů ve využití mikrohabitatu *L. viridis* (Harta et al. 2017). Naše studie identifikovala prvky mikrohabitatu významné pro ještěrku zelenou na dané lokalitě a jejich kombinace, které je třeba vzít v úvahu při plánování managementových opatření v podobných oblastech.

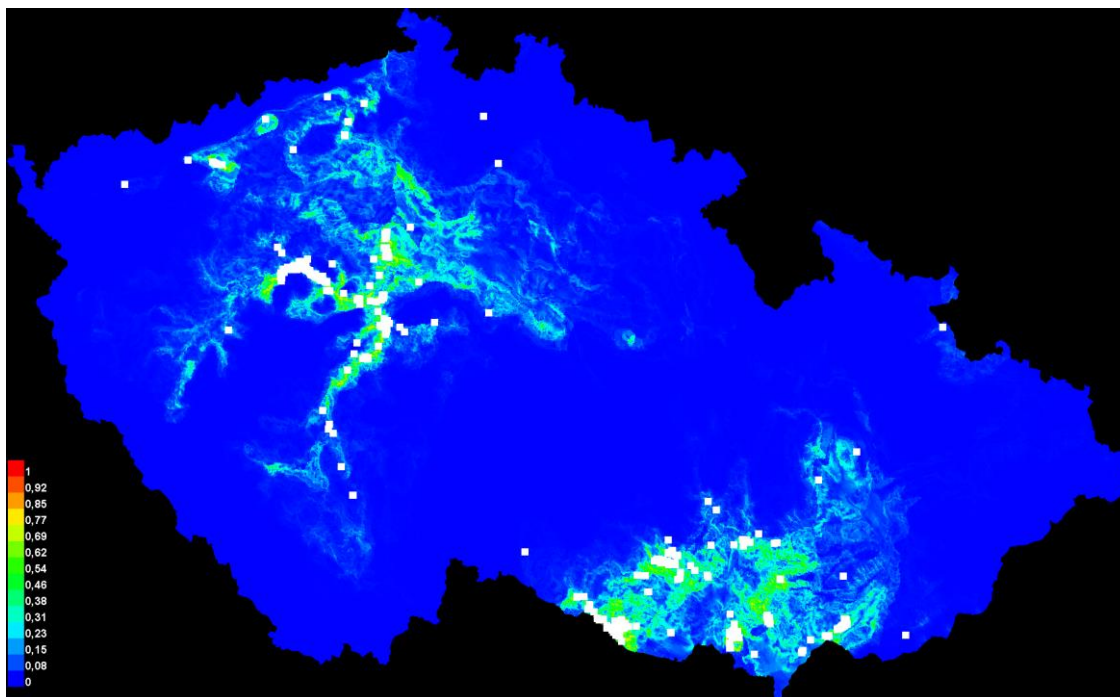
3.2 Analýza rozšíření ještěrky zelené

Pro vytvoření prediktivního modelu distribuce jsme použili záznamy z náleзовé database Agentury ochrany přírody a krajiny České republiky. Databáze obsahovala celkem 1333 záznamů z celého území ČR s původem z let 1932 až 2014.

Prediktivní model jsme sestavili v programu MaxEnt (Phillips et al. 2023) a výstupem byla mapa predikce rozšíření jakožto vrstva pro GIS ve formátu .asc. Tento software byl zvolen jakožto “presence only model” (Elith et al. 2006, Hernandez et al. 2006), tedy absence záznamu neznamená absenci druhu. Jako práh predikce jsme zvolili takzvaný logistický práh, kdy je optimalizováno mezi senzitivitou a specificitou modelu. Pro potřeby modelu jsme v GIS vytvořili 74 rastrových vrstev pokrývajících celé území ČR jakožto vysvětlující proměnné do modelu: nejnižší, nejvyšší a průměrné teploty pro jednotlivé měsíce (36 celkem 36 vrstev), srážky v jednotlivých měsících (12), bioklimatické proměnné dle metodiky worldclim.org (19), nadmořská výška, expozice, lidská stopa, svažitost, silniční síť, vodní tělesa, vodní toky (Civiš 2013). Bioklimatické proměnné jsou dostupné pro většinu světového území online v databázi worldclim.org, nicméně pro ČR čerpají data pouze ze 2 meteorologických stanic (Hijmans et al. 2005). Toto rozlišení bylo pro naše potřeby nevhodné a mapové podklady byly tedy vytvořeny ručně podle Klimatického Atlasu Česka (Czech Hydrometeorological Institute 2007) z dat z let 1961-2000. Všechny vrstvy byly vytvořeny v programu ArcGis 9.3 (ESRI 2008) ve 2D souřadnicovém systému S-JTSK Krovak East-North.

Prediktivní síla modelu byla velmi vysoká (AUC = 0,958). Pouze 4,2 % reálných záznamů výskytu byla lokalizována v místech pod prahem predikce. Některé z těchto záznamů byly označeny jako kontroverzní (např. oblasti v okolí Krnova a Mladé Boleslavi). Počet těchto záznamů byl však zanedbatelný vzhledem k velikosti datového vzorku. Logistický práh predikce modelu byl 0.208, čili nad tuto hodnotu lze očekávat výskyt *L. viridis*. Mapa predikce výskytu je znázorněna na Obr. Č. 2.

Obr. 2. Predikovaná distribuce *Lacerta viridis* v České republice, bílé body znázorňují reálné záznamy výskytu.



Do výsledného modelu nejvíce přispívaly tyto proměnné: BIO 12 – roční srážky (vysvětlující 29,9% variability), sklon terénu (12,9 %), BIO 10 – průměrné teploty nejteplejšího čtvrtletí (10,5 %) and BIO 19 – srážky v nejchladnějším čtvrtletí (9,2 %).

Podle našeho modelu je největší pravděpodobnost výskytu ještěrky zelené v rozsahu ročních srážek 500–550 mm. Pravděpodobnost rovněž roste se sklonem terénu až k 20–25 °C. Pravděpodobnost je téměř konstantní v průměrných teplotách nejteplejšího čtvrtletí 10–18 °C, nejvyšší při teplotách 19–20 °C a nad 20 °C prudce klesá až pod práh predikce. Dále je pravděpodobnost výskytu nejvyšší při úhrnu srážek v nejchladnějším čtvrtletí nad 150 mm. Model je dobře kompatibilní s dostupnou literaturou a publikovanými mapami rozšíření ještěrky zelené. Preferované rozpětí srážek potvrzuje, že se na našem území ještěrka zelená vyhýbá excesivně vlhkým oblastem (Mikátová 2001, 2002, Fischer et Reháček 2010, Moravec 2015), Vliv svazitosti terénu koresponduje s vazbou českých populací ještěrky zelené na říční fenomén (Jeník et Slavíková 1964, Vannote et al. 1980, Ložek 1988, Strödicke 1995, Ward 1998, Mikátová 2001), kdy se na jižně exponovaných stráních hluboce zaříznutých říčních údolích vyskytují termofilní organismy, jinak často za severní hranicí jejich souvislého výskytu. Vliv průměrných teplot v nejteplejším čtvrtletí je dán relativní teplomilností druhu, nicméně prudký pokles pravděpodobnosti výskytu nad 20 °C je rovněž očekávaný. V nejteplejším období dochází ke značnému zahřívání povrchů exponovaných slunci a ty mohou snadno

dosahovat teplot převyšujících 80 °C. Dlouhodobé vystavení excesivně vysokým teplotám je tedy limitujícím faktorem. Vliv srážek v nejméně chladném čtvrtletí může být vysvětlen tím, že sněhová pokrývka brání hloubkovému promrzání povrchu a snižuje mortalitu hibernujících jedinců. Při krátkodobých zvýšeních teplot během zimních měsíců byla popsána přerušování hibernace ještěrek zelených a v některých případech vedla k úhynu (Vongrej et al. 2007).

Vysoká prediktivní síla modelu potvrzuje velmi úzkou vazbu druhu na klimaticky i geograficky specifické habitaty. Mapa pravděpodobnosti výskytu identifikovala velké vhodné oblasti, odkud výskyt druhu není hlášen. Tyto oblasti by měly být prioritou pro monitoring druhu a případně by mohly sloužit jako potenciální koridory pro disperzi nebo migraci druhu.

3.3 Analýza rozšíření užovky podplamaté

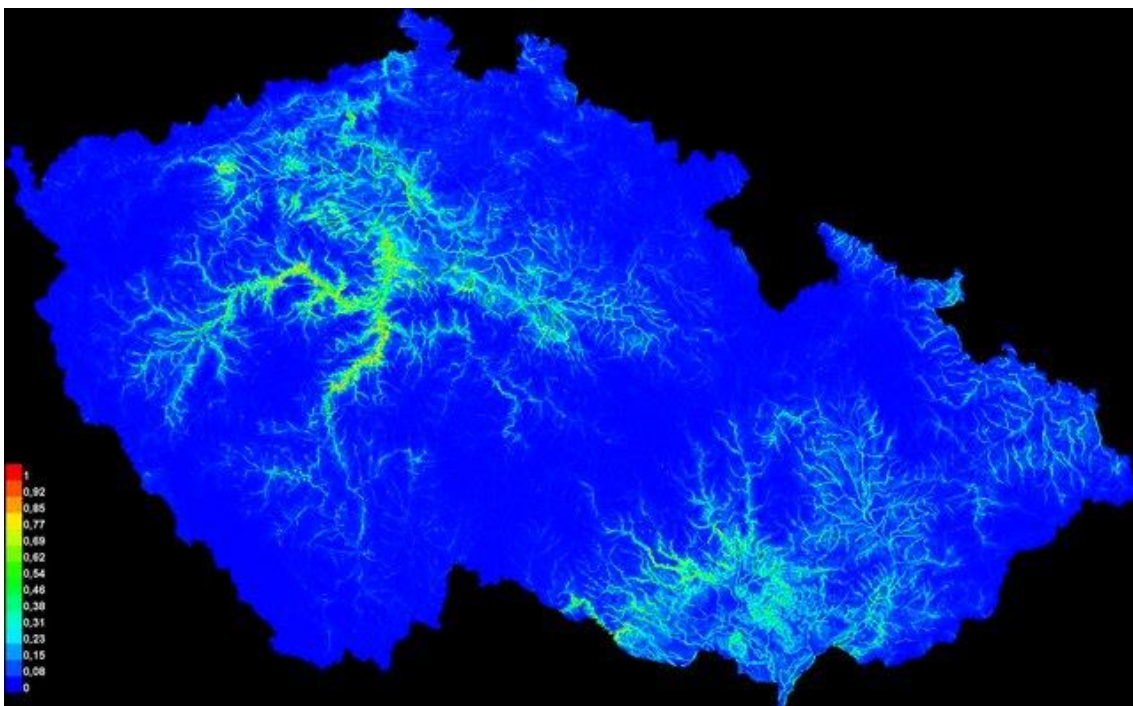
Pro vytvoření prediktivního modelu distribuce jsme použili záznamy z nálezové databáze Agentury ochrany přírody a krajiny České republiky. Databáze obsahovala celkem 660 záznamů z celého území ČR s původem z let 1895 až 2014.

Prediktivní model jsme sestavili v programu MaxEnt (Phillips et al. 2023) a výstupem byla mapa predikce rozšíření jakožto vrstva pro GIS ve formátu .asc. Tento software byl zvolen jakožto “presence only model” (Elith et al. 2006, Hernandez et al. 2006), tedy absence záznamu neznamena absenci druhu. Jako práh predikce jsme zvolili takzvaný logistický práh, kdy je optimalizováno mezi senzitivitou a specificitou modelu. Pro potřeby modelu jsme v GIS vytvořili 73 rastrových vrstev pokrývajících celé území ČR jakožto vysvětlující proměnné do modelu: nejnižší, nejvyšší a průměrné teploty pro jednotlivé měsíce (36 celkem 36 vrstev), srážky v jednotlivých měsících (12), bioklimatické proměnné dle metodiky worldclim.org (19), nadmořská výška, expozice, lidská stopa, svažitost, silniční síť, vodní toky a tělesa včetně pásma 200 m na obě strany od nich (Civiš 2013). Bioklimatické proměnné jsou dostupné pro většinu světového území online v databázi worldclim.org, nicméně pro ČR čerpají data pouze ze 2 meteorologických stanic (Hijmans et al. 2005). Toto rozlišení bylo pro naše potřeby nevhodné a mapové podklady byly tedy vytvořeny ručně podle Klimatického Atlasu Česka (Czech Hydrometeorological Institute 2007) z dat z let 1961-2000. Všechny vrstvy byly vytvořeny v programu ArcGis 9.3 (ESRI, 2008) ve 2D souřadnicovém systému S-JTSK Krovak East-North. Klimatické proměnné byly testovány na interkorelaci pomocí rozhraní ENM Tools (Warren et al. 2010), vytvořili jsme korelační matice pro Pearsonův korelační koeficient " r^2 ", Pearsonův koeficient determinace " r " a Variační Inflační Faktor "VIF". Proměnné s hodnotami $r > 0.8$, $r^2 > 0.8$ a VIF > 10 jsme

považovali za značně korelované (Pradhan 2016) a nebyly použity v modelu spolu s proměnnými, se kterými korelovaly. Ve finálním modelu byly následující proměnné: nadmořská výška, expozice, lidská stopa, silniční síť, BIO 1, BIO 2, BIO 3, BIO 4, BIO 6, BIO 7, BIO 8, BIO 9, BIO 12, BIO 15, svažítost, vodní toky a plochy. Analýza byla spuštěna ve třech provedeních, které byly automaticky zkombinovány do výsledného modelu.

Prediktivní síla modelu byla velmi vysoká (AUC = 0,941). Pouze 5,9 % reálných záznamů výskytu byla lokalizována v místech pod prahem predikce. Některé z těchto záznamů byly označeny jako kontroverzní (např. oblasti v okolí České Třebové, Zábřehu na Moravě, dále také Volary and Vimperk). Počet těchto záznamů byl však zanedbatelný vzhledem k velikosti datového vzorku. Logistický práh predikce modelu byl 0,151, čili nad tuto hodnotu lze očekávat výskyt *N. tessellata*. Mapa predikce výskytu je znázorněna na Obrázku Č. 3.

Obr. 3. Predikovaná distribuce *Natrix tessellata* v České republice.



Do výsledného modelu nejvíce přispívaly tyto proměnné: Vodní plochy a toky (vysvětlující 36,7 % variability, BIO 1 průměrné roční teploty (18,7 %) nadmořská výška (11,6 %), svažítost (11,4 %) a BIO 15 - sezonalita srážek (9,6 %).

Dle modelu je nejvyšší pravděpodobnost výskytu *N. tessellata* ve vzdálenosti do 200 m od vodních ploch a toků, v místech s průměrnou roční teplotou 10-11 °C, prudce klesá s rostoucí nadmořskou výškou od hodnot 250-400 m n.m. a je nejvyšší v terénu se sklonem 20-25°. Rovněž je pravděpodobnost výskytu nejvyšší v oblastech s indexem sezonality

(Walsh et Lawler 1981) v rozmezích 0-10 a 40-45.

Vliv blízkosti vodních toků a ploch koresponduje s vazbou českých populací užovky podplamaté na říční fenomén (Jeník et Slavíková 1964, Vannote et al. 1980, Ložek 1988, Strödicke 1995, Ward 1998, Mikátová 2001), kdy se na jižně exponovaných stráních hluboce zaříznutých říčních údolí vyskytují termofilní organismy, jinak často za severní hranicí jejich souvislého výskytu, oblasti s vyvinutým říčním fenoménem jsou preferovány českými populacemi užovky podplamaté, kde se syntopicky vyskytuje s ještěrkou zelenou. Rovněž je v ČR užovka podplamatá silně ichtyofágní, tedy je na blízkost vody vázána i troficky.

Klesající pravděpodobnost výskytu s rostoucí nadmořskou výškou a preference svažitého terénu dále podporuje vazbu druhu na říční údolí, u populací na jihu Moravy je zase nadmořská výška obecně nízká, terén je však přesto na mnoha místech svažitý. V jižních částech areálu druhu se však užovka podplamatá může vyskytovat i vysoko v horách, například v cca 2000 m n.m. v Itálii (Nistri et al. 1997). Preference míst s indexem sezonality 0-10 (srážky rovnoměrně rozloženy v roce) a 40-45 (sezónní rozložení s krátkou sušší periodou) opět odpovídá distribuci druhu v ČR a potvrzuje, že se zde tento druh vyhýbá excesivně vlhkým oblastem.

Vysoká prediktivní síla modelu potvrzuje velmi úzkou vazbu druhu na klimaticky i geograficky specifické habitaty. Mapa pravděpodobnosti výskytu identifikovala vhodné oblasti, odkud výskyt druhu není hlášen. Tyto oblasti by měly být prioritou pro monitoring druhu a případně by mohly sloužit jako potenciální koridory pro disperzi nebo migraci druhu. Rovněž se zdá, že habitaty obývané užovkou podplamatou v ČR patří mezi nejméně ohrožené klimatickou změnou. Značnou hrozbou je ovšem pokračující stavební činnost, zejména budování cest a cyklostezek podél řek.

3.4 Analýza rozšíření ještěrky obecné

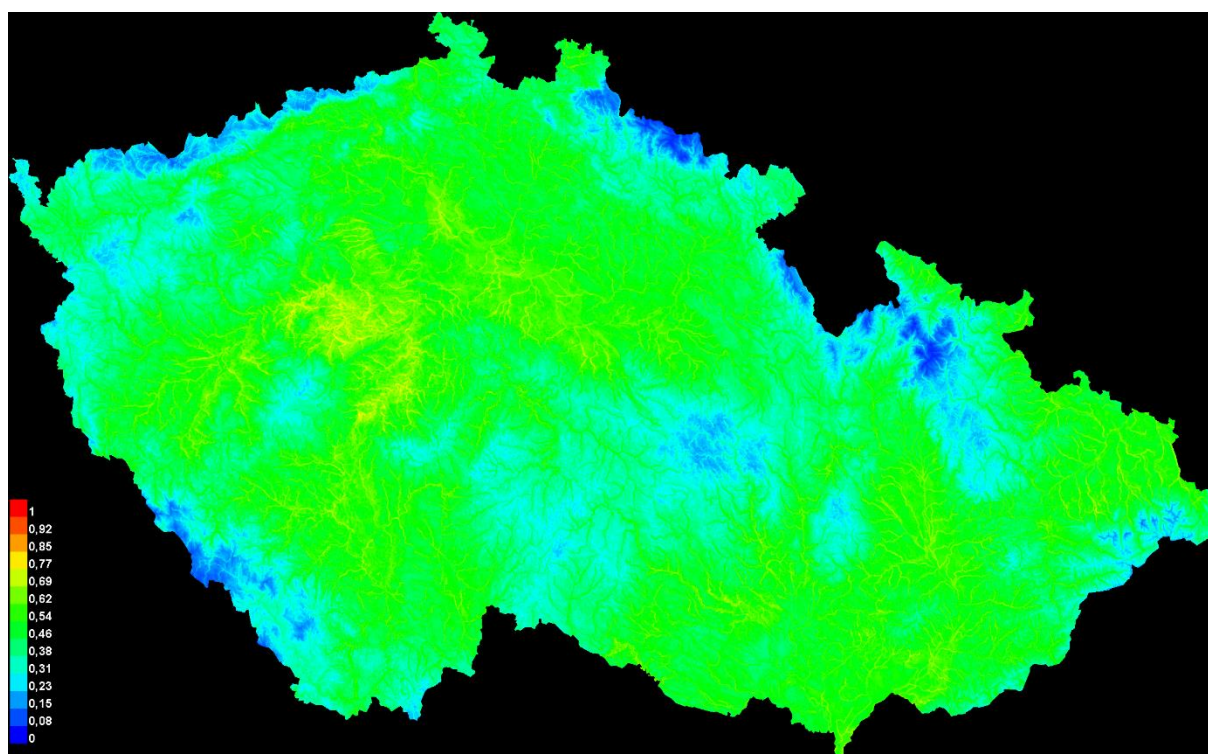
Pro vytvoření prediktivního modelu distribuce jsme použili záznamy z nálezové databáze Agentury ochrany přírody a krajiny České republiky. Databáze obsahovala celkem 7737 záznamů z celého území ČR s původem z let 1940 až 2014.

Prediktivní model jsme sestavili v program MaxEnt (Phillips et al. 2023) a výstupem byla mapa predikce rozšíření jakožto vrstva pro GIS ve formátu .asc. Tento software byl zvolen jakožto “presence only model” (Elith et al. 2006, Hernandez et al. 2006), tedy absence záznamu neznamena absenci druhu. Jako práh predikce jsme zvolili takzvaný logistický práh,

kdy je optimalizováno mezi senzitivitou a specificitou modelu. Pro potřeby modelu jsme v GIS vytvořili 73 rastrových vrstev pokrývajících celé území ČR jakožto vysvětlující proměnné do modelu: nejnižší, nejvyšší a průměrné teploty pro jednotlivé měsíce (36 celkem 36 vrstev), srážky v jednotlivých měsících (12), bioklimatické proměnné dle metodiky worldclim.org viz Tab. Č. 1 (19), nadmořská výška, expozice, lidská stopa, svažítost, silniční síť, vodní toky a tělesa včetně pásma 200 m na obě strany od nich (Civiš 2013). Bioklimatické proměnné jsou dostupné pro většinu světového území online v databázi worldclim.org, nicméně pro ČR čerpají data pouze ze 2 meteorologických stanic (Hijmans et al. 2005). Toto rozlišení bylo pro naše potřeby nevhodné a mapové podklady byly tedy vytvořeny ručně podle Klimatického Atlasu Česka (Czech Hydrometeorological Institute 2007) z dat z let 1961-2000. Všechny vrstvy byly vytvořeny v programu ArcGis 9.3 (ESRI 2008) ve 2D souřadnicovém systému S-JTSK Krovak East-North. Klimatické proměnné byly testovány na interkorelaci pomocí rozhraní ENM Tools (Warren et al. 2010), vytvořili jsme korelační matice pro Pearsonův korelační koeficient "r2", Pearsonův koeficient determinace "r" a Variační Inflační Faktor "VIF". Proměnné s hodnotami $r > 0.8$, $r^2 > 0.8$ a $VIF > 10$ jsme považovali za značně korelované (Pradhan 2016) a nebyly použity v modelu spolu s proměnnými, se kterými korelovaly. Ve finálním modelu byly následující proměnné: nadmořská výška, expozice, lidská stopa, silniční síť, BIO 1, BIO 2, BIO 3, BIO 4, BIO 6, BIO 7, BIO 8, BIO 9, BIO 12, BIO 15, svažítost, vodní toky a plochy. Analýza byla spuštěna ve třech provedeních, které byly automaticky zkombinovány do výsledného modelu.

Prediktivní síla modelu byla velice nízká ($AUC = 0,624$), 37,6 % reálných záznamů výskytu byla lokalizována v místech pod prahem predikce. Logistický práh predikce modelu byl 0,482, čili nad tuto hodnotu lze očekávat výskyt *ještěrky obecné*. Mapa predikce výskytu je znázorněna na Obrázku Č. 4.

Obr. 4. Predikovaná distribuce ještěrky obecné (*Lacerta agilis*) v České republice.



Do výsledného modelu nejvíce přispívaly tyto proměnné: BIO1 - průměrná roční teplota (vysvětlující 22,1 % variability), nadmořská výška (21,5 %) a vodní plochy a toky (12,6 %).

Dle modelu je nejvyšší pravděpodobnost výskytu ještěrky obecné v oblastech s průměrnými ročními teplotami 10-11 °C, v nadmořských výškách do 400 m n.m. a ve vzdálenosti do 200 m od vodních toků a ploch.

Velmi nízká prediktivní síla modelu ukazuje, že ještěrka obecná je biotopový generalista a není na našem území vázána na specifický habitat. Při syntopickém výskytu s ještěrkou zelenou zpravidla obsazuje jiné habitaty (Fischer et Reháček 2010, Chmelař 2014, Reháček et al. 2022), v extrémních případech dochází i k segregaci nik. V posledních letech je zaznamenán značný úbytek početnosti populací ještěrky obecné v ČR. Tento pokles se nepromítne do čtvercového mapování, kdy lze ještěrku obecnou stále nalézt v naprosté většině mapovacích kvadrátů. Vzhledem k neprůkazné vazbě druhu na určité klimaticky a geograficky specifické faktory je příčina pravděpodobně v úbytku oblastí s vhodným mikrohabitatem. Ve shodě s ostatními spatřujeme nejzávažnější příčinu poklesu početností ještěrky obecné v antropogenní činnosti, zejména homogenizaci krajiny v důsledku pokračujícího rozšiřování zastavěné a zemědělsky využívané plochy (Moravec 2015, Moravec 2019, Mikátová et Jeřábková 2023). Rovněž synantropní druhy jako psi, kočky a krkavcovití ptáci jsou častými predátory plazů, zejména ještěrky obecné.

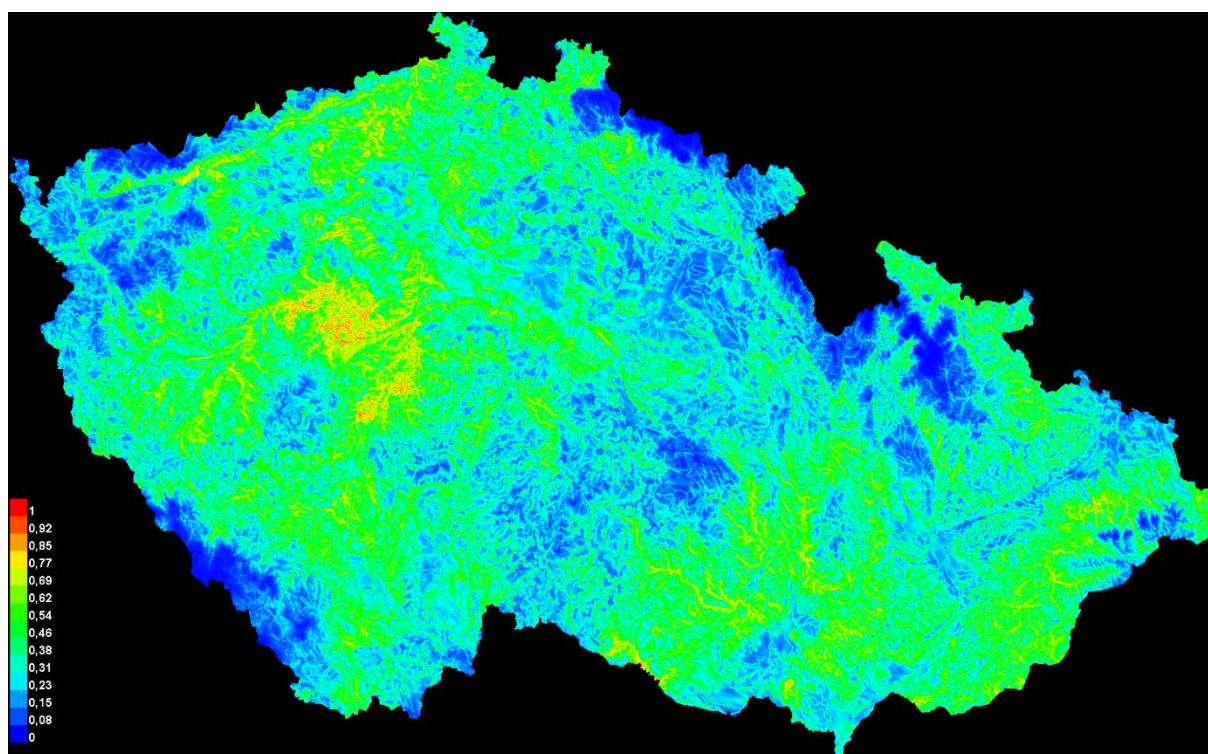
3.5 Analýza rozšíření užovky hladké

Pro vytvoření prediktivního modelu distribuce jsme použili záznamy z nálezové databáze Agentury ochrany přírody a krajiny České republiky. Databáze obsahovala celkem 1734 záznamů z celého území ČR s původem z let 1906 až 2014.

Prediktivní model jsme sestavili v program MaxEnt (Phillips et al. 2023) a výstupem byla mapa predikce rozšíření jakožto vrstva pro GIS ve formátu .asc. Tento software byl zvolen jakožto “presence only model” (Elith et al. 2006, Hernandez et al. 2006), tedy absence záznamu neznamena absenci druhu. Jako práh predikce jsme zvolili takzvaný logistický práh, kdy je optimalizováno mezi senzitivitou a specificitou modelu. Pro potřeby modelu jsme v GIS vytvořili 73 rastrových vrstev pokrývajících celé území ČR jakožto vysvětlující proměnné do modelu: nejnižší, nejvyšší a průměrné teploty pro jednotlivé měsíce (36 celkem 36 vrstev), srážky v jednotlivých měsících (12), bioklimatické proměnné dle metodiky worldclim.org viz Tab. Č. 1 (19), nadmořská výška, expozice, lidská stopa, svažitost, silniční síť, vodní toky a tělesa včetně pásma 200 m na obě strany od nich (Civiš 2013). Bioklimatické proměnné jsou dostupné pro většinu světového území online v databázi worldclim.org, nicméně pro ČR čerpají data pouze ze 2 meteorologických stanic (Hijmans et al. 2005). Toto rozlišení bylo pro naše potřeby nevhodné a mapové podklady byly tedy vytvořeny ručně podle Klimatického Atlasu Česka (Czech Hydrometeorological Institute 2007) z dat z let 1961-2000. Všechny vrstvy byly vytvořeny v programu ArcGIS 9.3 (ESRI 2008) ve 2D souřadnicovém systému S-JTSK Krovak East-North. Klimatické proměnné byly testovány na interkorelaci pomocí rozhraní ENM Tools (Warren et al. 2010), vytvořili jsme korelační matice pro Pearsonův korelační koeficient "r", Pearsonův koeficient determinace "r²" a Varianční Inflační Faktor "VIF". Proměnné s hodnotami $r > 0.8$, $r^2 > 0.8$ a $VIF > 10$ jsme považovali za značně korelované (Pradhan 2016) a nebyly použity v modelu spolu s proměnnými, se kterými korelovaly. Ve finálním modelu byly následující proměnné: nadmořská výška, expozice, lidská stopa, silniční síť, BIO 1, BIO 2, BIO 3, BIO 4, BIO 6, BIO 7, BIO 8, BIO 9, BIO 12, BIO 15, svažitost, vodní toky a plochy. Analýza byla spuštěna ve třech provedeních, které byly automaticky zkombinovány do výsledného modelu.

Prediktivní síla modelu byla relativně vysoká (AUC = 0,735), 26,5 % reálných záznamů výskytu byla lokalizována v místech pod prahem predikce. Logistický práh predikce modelu byl 0,412, čili nad tuto hodnotu lze očekávat výskyt *C. austriaca*. Mapa predikce výskytu je znázorněna na Obrázku Č. 5.

Obr. 5. Predikovaná distribuce užovky hladké (*Coronella austriaca*) v České republice.



Do výsledného modelu nejvíce přispívaly tyto proměnné: svažitost (vysvětlující 25,5 % variability), BIO 12 - roční srážky (14,9 %), nadmořská výška (12,2 %), vodní plochy a toky (10,8 %) a BIO1 - průměrné roční teploty (9,6 %).

Dle modelu je nejvyšší pravděpodobnost výskytu užovky hladké v terénu se sklonem 20-30°, v oblastech s ročním úhrnem srážek do 550 mm, v nadmořských výškách do 400 m n.m., přičemž prudce klesá s rostoucí nadmořskou výškou až do 1400 m n.m. Zároveň je pravděpodobnost výskytu nejvyšší v oblastech s průměrnými ročními teplotami 10-11 °C, and a ve vzdálenosti do 200 m od vodních toků a ploch.

Závislost výskytu užovky hladké na svažitosti terénu je v souladu s literaturou, která u střeoevropských populací tohoto druhu udává vazbu zejména na xerothermní skalnaté travní porosty s občasnými křovinami (Vlašín 2001, Rybacki 2008, Moravec 2015, Mikátová et Jeřábková 2023). Svažitost je rovněž důležitým faktorem pro výskyt ještěrky zelené, která je pro užovku hladkou kořist (Chmelař et al 2020). Vysoký efekt svažitosti na výskyt užovky hladké je popsán i z Pyrenejského poloostrova (Santos et al. 2009). Užovka hladká obsazuje i sekundární antropogenní habitáty, které často také mají svažitý charakter, zejména lomy, pískovny, silniční a železniční násypy a terasovité vinice a sady (Rehák 1992, Vlašín 2001, Moravec 2015, Mikátová et Jeřábková 2023).

Nejvyšší pravděpodobnost výskytu druhu je v oblastech s ročním úhrnem srážek cca

550 mm, ale užovka hladká se nevyhýbá ani chladným oblastem, což koresponduje se zaznamenaným výskytem i na březích řek a na vlhkých mýtinách (Moravec 2015, Mikátová et Jeřábková 2023). Data z populací na jižní hranici areálu rozšíření udávají preferenci habitatů s vysokou svažitostí, vysokými srážkami a nižšími teplotami (Santos et al. 2009). Preference nižších nadmořských výšek velmi dobře kopíruje rozšíření ještěrky obecné, která je častou kořistí užovky hladké a naprostá většina jejích záznamů pochází z nadmořských výšek do 400 m n.m. Ve střední a západní Evropě se užovka hladká může vyskytovat až do cca 1700 m n.m. (Grillitsch et Cabela 2001). Častý výskyt v blízkosti vody může být dán vysokou hustotou vodních toků v ČR a také skutečností, že se zde vyskytují i všechny v této práci sledované druhy, které jsou pro užovku hladkou kořistí. Přestože je výskyt užovky hladké zaznamenán z více než 60 % čtverců, pokrývajících území ČR, její rozšíření rozhodně nelze popsat za souvislé a vyskytuje se v malých izolovaných populacích (Moravec 2015, Mikátová et Jeřábková 2023). Monitoring druhu je rovněž ztížen nízkou detektabilitou a značně proměnlivou aktivitou, která se může měnit sezónně i meziročně (Kolanek et Bury 2021). Izolovanost populací vede k vyšší hrozbě snížené genetické variability a vysokému inbreedingu.

Střední prediktivní síla modelu ukazuje vazbu užovky hladké na určitý typ biotopů, ne však extrémní specializaci jako u ještěrky zelené a užovky podplamaté. Vzhledem k jejímu mozaikovitému rozšíření a nízké detektabilitě prediktivní model identifikoval místa, kde je možný výskyt a případná místa, která by mohla sloužit jako migrační koridory k obnovení genového toku mezi populacemi.

4. Hlavní výstupy práce

Za hlavní výstupy disertační práce považuji publikace, které se věnují jednotlivým tématům a cílům práce a na kterých se autor osobně podílel, separáty těchto publikací a podíl autora na jejich realizaci tvoří přílohu této disertační práce.

4.1 Mikrohabitatové nároky ještěrky zelené

Mikrohabitatové nároky ještěrky zelené zhodnocuje publikace „Analysis of microhabitat preferences in the European green lizard (*Lacerta viridis*) - a tool for conservation management of isolated populations.“, zaslané do časopisu *Herpetozoa* dne 12. 2. 2024, manuskript je v době odevzdání této práce v recenzním řízení. Do značné míry se jim věnuje i práce „Ještěrka zelená (*Lacerta viridis*) v areálu Zoo Praha“ (Fischer et al. 2016).

4.2 Analýza rozšíření ještěrky zelené

Rozšíření ještěrky zelené na území ČR je analyzováno v práci „Distribution of the European green lizard, *Lacerta viridis*, in the Czech Republic: Real data and a predictive model“ (Chmelař et al. 2020).

4.3 Analýzy rozšíření vybraných druhů plazů

Rozšíření užovky podplamaté na území ČR je analyzováno v práci „Protecting isolated reptile populations outside their main area of distribution: a predictive model of the Dice snake, *Natrix tessellata*, distribution in the Czech Republic“ (Chmelař et al. 2023).

Rozšíření ještěrky obecné na území ČR je analyzováno v práci „Can predictive modelling of species distribution explain population decline? Study on the sand lizard, *Lacerta agilis*, in the Czech Republic.“, zaslané do časopisu *Salamandra* dne 23. 2. 2024, manuskript je v době odevzdání této práce v recenzním řízení.

Rozšíření ještěrky obecné na území ČR je analyzováno v práci „One snake to eat them all: A predictive model of *Coronella austriaca* distribution in the Czech Republic and its comparison to syntopic reptile species“, zaslané do časopisu *Amphibia-Reptilia* dne 24. 2. 2024, manuskript v době odevzdání této práce čeká na přijetí do recenzního řízení.

5. Závěrečné shrnutí

Na vybrané středočeské lokalitě „Tiché údolí“ byla provedena prostorová analýza mikrohabitatových preferencí ještěrky zelené. Metodou diskriminační analýzy byla s přesností 80,8 % rozlišena místa výskytu od náhodných bodů. Při srovnání bodů podle kategorie jedince analýza signifikantně rozliší místa výskytu adultních od juvenilních jedinců a subadultních od juvenilních jedinců, úspěšnost klasifikace je však nízká.

Ve složení mikrohabitatových prvků ještěrky zelené byly identifikovány klíčové skupiny faktorů, které měly na výběr mikrohabitatu vliv. Vyvýšené kameny a blízkost úkrytu jakožto antipredační/termoregulační prvky ovlivňovaly preferenci pozitivně, keře a trnité keře rovněž mají antipredační funkci a pokud není jejich porost zapojený, jsou pozitivní pro výběr mikrohabitatu. Tráva a vysoká vegetace měly negativní efekt na výběr mikrohabitatu, brání vyhřívání zastíněním a neposkytují dostatečný úkryt. Přítomnost suti nepůsobila přímo pozitivně ani negativně, má významnou termoregulační funkci, avšak v teplých dnech se může snadno přehřát a neposkytuje větším jedincům přímý úkryt před predátory.

Za účelem analýzy rozšíření ještěrky zelené byl sestaven prediktivní model výskytu pro území ČR. Podle něj je největší pravděpodobnost výskytu ještěrky zelené v rozsahu ročních srážek 500–550 mm. Pravděpodobnost rovněž roste se sklonem terénu až k 20–25 °C. Pravděpodobnost je téměř konstantní v průměrných teplotách nejteplejšího čtvrtletí 10–18 °C, nejvyšší při teplotách 19–20 °C a nad 20 °C prudce klesá až pod práh predikce. Dále je pravděpodobnost výskytu nejvyšší při úhrnu srážek v nejchladnějším čtvrtletí nad 150 mm. Prediktivní síla modelu byla velmi vysoká a potvrzuje biotopovou specializaci druhu.

Za účelem analýzy rozšíření užovky podplamaté byl sestaven prediktivní model výskytu pro území ČR. Dle modelu je nejvyšší pravděpodobnost výskytu *užovky podplamaté* ve vzdálenosti do 200 m od vodních ploch a toků, v místech s průměrnou roční teplotou 10-11 °C, prudce klesá s rostoucí nadmořskou výškou od hodnot 250-400 m n.m. a je nejvyšší v terénu se sklonem 20-25°. Rovněž je pravděpodobnost výskytu nejvyšší v oblastech s indexem sezonality v rozmezích 0-10 a 40-45. Prediktivní síla modelu byla velmi vysoká a potvrzuje biotopovou specializaci druhu.

Za účelem analýzy rozšíření ještěrky obecné byl sestaven prediktivní model výskytu pro území ČR. Dle modelu je nejvyšší pravděpodobnost výskytu ještěrky obecné v oblastech s průměrnými ročními teplotami 10-11 °C, v nadmořských výškách do 400 m n.m. a ve

vzdálenosti do 200 m od vodních toků a ploch. Prediktivní síla modelu byla však velmi slabá a dokazuje širokou ekologickou valenci druhu.

Za účelem analýzy rozšíření užovky hladké byl sestaven prediktivní model výskytu pro území ČR. Dle modelu je nejvyšší pravděpodobnost výskytu užovky hladké v terénu se sklonem 20-30°, v oblastech s ročním úhrnem srážek do 550 mm, v nadmořských výškách do 400 m n.m., přičemž prudce klesá s rostoucí nadmořskou výškou až do 1400 m n.m. Zároveň je pravděpodobnost výskytu nejvyšší v oblastech s průměrnými ročními teplotami 10-11 °C, and a ve vzdálenosti do 200 m od vodních toků a ploch. Síla predikce byla střední a potvrzuje vazbu na specifické biotopy, ne však extrémní specializaci.

Všechny provedené analýzy a sestavené modely korespondují s dostupnou literaturou a jejich výstupy jsou cenným nástrojem pro ochranu populací studovaných druhů a jejich biotopů.

6. Seznam publikací, které jsou součástí disertační práce

Publikace v impaktovaných časopisech:

Chmelař, J., Civiš, P., Fischer, D., Frynta, D., Jeřábková., L, Rudolfová, V. & Reháček. I. (2023). Protecting isolated reptile populations outside their main area of distribution: a predictive model of the Dice snake, *Natrix tessellata*, distribution in the Czech Republic. *Biodiversity Data Journal*, 11.

Chmelař, J., Frynta, D., Rudolfová, V., Fischer, D. & Reháček. I. (2024). Analysis of microhabitat preferences in the European green lizard (*Lacerta viridis*) - a tool for conservation management of isolated populations. *Herpetozoa*. Date submitted: 12 February 2024

Chmelař, J., Civiš, P., Fischer, D., Frynta, D., Jeřábková., L, Rudolfová, V. & Reháček. I. (2024). Can predictive modelling of species distribution explain population decline? Study on the sand lizard, *Lacerta agilis*, in the Czech Republic. *Salamandra*. Date submitted: 23 February 2024.

Chmelař, J., Civiš, P., Fischer, D., Frynta, D., Jeřábková., L, Rudolfová, V. & Reháček. I. (2024). One snake to eat them all: A predictive model of *Coronella austriaca* distribution in the Czech Republic and its comparison to syntopic reptile species. *Amphibia-Reptilia*. Date submitted: 24 February 2024

Publikace v neimpaktovaných časopisech:

Fischer, D., Velenský P., **Chmelař, J.** & Reháček, I. (2016). European green lizard (*Lacerta viridis*) at the territory of Prague zoo. *Gazella* 43: 37-59.

Chmelař, J., Civiš, P., Fischer, D., Frynta, D., Jeřábková. L. & Reháček, I. (2020). Distribution of the European green lizard, *Lacerta viridis* (Squamata: Lacertidae), in the Czech Republic: Real data and a predictive model. *Acta Societatis Zoologicae Bohemicae*, 84, 1-12.

Použitá literatura

- Böhme, M. U., Schneeweiss, N., Fritz, U., Moravec, J., Majláth, I., Majláthová, V. & Berendonk, T. U. (2006): Genetic differentiation and diversity of *Lacerta viridis viridis* (Laurenti, 1768) within the northern part of its range: an investigation using mitochondrial haplotypes. *Salamandra*, **42**, 29–40.
- Böhme, M. U., Fritz U., Kotenko, T., Džukic, G., Ljubisavlevick, K., Tzankov, N. & Berendonk, T. U. (2007): Phylogeography and cryptic variation within the *Lacerta viridis* complex (Lacertidae, Reptilia). *Zoologica Scripta*, **36**, 119–131.
- Böhme, M. U. & Moravec, J. (2011): Conservation genetics of *Lacerta viridis* populations in the Czech Republic (Reptilia: Lacertidae). *Acta Soc. Zool. Bohem.* **75**, 7-21.
- Civiš, P. (2013): Výskyt a potenciální dopady chytridiomykózy v České republice [Occurrence and potential impacts of chytridiomycosis in the Czech Republic]. Dissertation. Praha: Czech University of Life Sciences Prague, Czech Republic, 22 pp., Appendices 1-16 (in Czech, with an abstract in English).
- Czech Hydrometeorological Institute (2007): Climate atlas of Czechia [Atlas podnebí Česka]. 1. Univerzita Palackého v Olomouci, Olomouc, 255 pp. (In Czech).
- Čerňanský, A. (2010): Earliest world record of green lizards (Lacertilia, Lacertidae) from the Lower Miocene of Central Europe. *Biologia (Versita)*, **64**(4), 737-741.
- Dubey, S., Pike, D.A, Shine, R. (2013): Predicting the impacts of climate change on genetic diversity in an endangered lizard species. *Clim. Change.* **117**: 319-327.
- Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R.J., Huettmann, F., Leathwick, J. R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L.G., Loiselle, B.A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J. M., Peterson, A.T., Phillips, S.J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R.E., Soberón, J., Williams, S., Wisz, M.S. & Zimmermann, N.E. (2006): Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* **29**: 129–151.
- ESRI ArcGIS (2008): Environmental System Research Institute, Redlands, CA, U.S.A.
- Fischer, D. & Reháč, I. (2010): Ekologie, etologie a variabilita ještěrky zelené, *Lacerta viridis*, z povltavské lokální populace ve středních Čechách. *Gazella*, **37**, Pp: 50 – 167.
- Grillitsch, H., Cabela, A. (2001): Reptilien. Pp. 442-610 in: Cabela A., Grillitsch, H., Tiedemann, F. (eds.): Atlas zur Verbreitung und Ökologie der Amphibien und Reptilien in Österreich: Auswertung der Herpetofaunistischen Datenbank der Herpetologischen Sammlung des Naturhistorischen Museums in Wien. Umweltbundesamt, Wien, 880 pp. (in German)
- Hacking, J., Abom, R., & Schwarzkopf, L. (2014): Why do lizards avoid weeds?. *Biological invasions*, **16**(4), 935-947.
- Harta, I., Winkler, D., Erdő, Á. (2017): Habitat Selection Of The European Green Lizard [*Lacerta viridis* (LAURENTI, 1768)] in the Fertőmelléki hills. *Hungarian Small Game Bulletin* **13**: 201–212.

Heltai, B., Sály, P., Kovác, D., Kiss, I. (2015): Niche segregation of sand lizard (*Lacerta agilis*) and green lizard (*Lacerta viridis*) in an urban semi-natural habitat. *Amphibia-Reptilia*, 36(4), 389-399.

Hernandez, P.A., Graham, C.H., Master, L.L., Albert, D.L. (2006): The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* 29: 773–785.

Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G., Jarvis, A. (2005): Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* 25: 1965–1978.

Hosseinian Yousefkhani, S.S., Rastegar-Pouyani, E., Rastegar-Pouyani, N., Masroor, R. & Šmíd, J. (2013): Modelling the potential distribution of *Mesalina watsonana* (Stoliczka, 1872) (Reptilia: Lacertidae) on the Iranian Plateau. *Zoology in the Middle East* 59: 220–228.

Chmelař, J. (2014): Ekologie, etologie a variabilita ještěrky zelené, *Lacerta viridis*, v Přírodní rezervaci Tiché údolí [Ecology, ethology and variability of European green lizard, *Lacerta viridis*, in Natural reservation Tiché údolí]. Unpublished MSc Thesis. Praha: Charles University, Czech Republic, 112 pp (in Czech).

Chmelař, J., Civiš, P., Fischer, D., Frynta, D., Jeřábková, L., Reháček, I. (2020): Distribution of the European green lizard, *Lacerta viridis* (Squamata: Lacertidae), in the Czech Republic: Real data and a predictive model. *Acta Soc. Zool. Bohem.* 84: 1-12.

Chmelař, J., Civiš, P., Fischer, D., Frynta, D., Jeřábková, L., Rudolfová, V., Reháček, I. (2023): Protecting isolated reptile populations outside their main area of distribution: a predictive model of the Dice snake, *Natrix tessellata*, distribution in the Czech Republic. *Biodivers. Data J.* 11: e114790.

Jarnevich, C.S., Hayes, M.A., Fitzgerald, L.A., Yackel Adams, A.A., Falk, B.G., Collier, M.A. ... Reed, R.N. (2018): Modeling the distributions of tegu lizards in native and potential invasive ranges. *Sci. Rep.* 8(1), 1-12.

Jeník, J. & Slavíková, J. (1964): Střední Vltava a její přehrady z hlediska geobotanického [Central Moldau and its dams from the geobotanical point of view]. Pp. 67–100. In: Moravcová, M. (ed.): Vegetační problémy při budování vodních děl [Vegetation problems in building water works]. Praha: ČSAV, 258 pp (in Czech).

Jeřábková, L., A. Krása, V. Zavadil, B. Mikátová & R. Rozínek (2017): Červený seznam obojživelníků a plazů České republiky [The Red List of amphibians and reptiles of the Czech Republic]. *Příroda*, (Praha) 34: 83–106 (in Czech, with an abstract in English).

Kaliontzopoulou, A., Brito, J. C., Carretero, M.A., Larbes, S., Harris D. J. (2008): Modelling the partially unknown distribution of wall lizards (*Podarcis*) in North Africa: ecological affinities, potential areas of occurrence, and methodological constraints. *Canadian Journal of Zoology* 86: 992-1001.

- Kolanek, A., Bury, S. (2021): Detectability of elusive reptiles under artificial cover objects is species-and year-specific. *Pol. J. Ecol.* 68(4): 342-347.
- Ložek, V. (1988): Říční fenomén a přehrady [Dams and river phenomenon]. *Vesmír* 67, 318–326.
- Majláth, I., Majláthová, V. (2009): Escape behavior of the green lizard (*Lacerta viridis*) in the Slovak Karst. *Acta ethologica*, 12(2), 99-103.
- Melville, J., & Swain, R. (1997): Spatial separation in two sympatric skinks, *Niveoscincus microlepidotus* and *N. metallicus*, from Tasmania. *Herpetologica*, 126-132.
- Mikátová, B., Roth, P., Vlašín, M. (1995). *Ochrana plazů*. Praha (MXP ČR), 48s.
- Mikátová B., Vlašín M. & Zavadil V., (eds.) (2001): *Atlas rozšíření plazů v České republice*. Atlas of the distribution of reptiles in the Czech Republic, AOPK ČR, Brno, Praha, 258 pp.
- Mikátová, B. (2002): The green Lizard, *Lacerta viridis* (LAURENTI, 1768), in the Czech Republic: Distribution, ecology and conservation aspects. *Mertensiella*, Rheinbach, 13: 138-149.
- Mikátová, B., Jeřábková, L. (2023): *Atlas of the distribution of reptiles in the Czech Republic*. Praha: AOPK ČR, 161 pp (in Czech).
- Moravec, J. (ed.) (2015): *Fauna ČR, Plazi/Reptilia*. Praha: Academia, 532 pp (in Czech).
- Moravec, J. (2019): *Amphibians and reptiles of the Czech Republic [Obojživelníci a plazi České republiky]*. Academia. Praha. 461pp. (in Czech).
- Nistri, A., Corti, C., Vanni, S., Lanza, B. (1997): *Natrix tessellata* (Laurenti, 1768). In: Gasc, J.P. et al. (Ed.) *Atlas of amphibians and reptiles in Europe*. Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris, 494 pp.
- Oraie H., Rahimian H., Rastegar-Pouyani N., Rastegar-Pouyani E., Ficetola G.F., Hosseinian Yousefkhani S.S. & Khosravani A. (2014): Distribution pattern of the snake-eyed lizard, *Ophisops elegans* Ménétriés, 1832 (Squamata: Lacertidae), in Iran. *Zoology in the Middle East* 60: 125-132.
- Petrosyan, V., Osipov, F., Bobrov, V., Dergunova, N., Omelchenko, A., Varshavskiy, A. ... Arakelyan, M. (2020): Species distribution models and niche partitioning among unisexual *Darevskia dahli* and its parental bisexual (*D. portschinskii*, *D. mixta*) rock lizards in the Caucasus. *Mathematics*. 8(8), 1329.
- Phillips, S. J., Dudík, M., Schapire, R.E. (2024): Maxent software for modeling species niches and distributions. http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/. Accessed on: 2024-02-20.
- Pradhan, P. (2016): Strengthening MaxEnt modelling through screening of redundant explanatory Bioclimatic Variables with Variance Inflation Factor analysis. *Researcher*. 8(5): 29-34.

- Pyron, R.A., Burbrink, F.T., Guiher, T.J. (2008): Claims of potential expansion throughout the US by invasive python species are contradicted by ecological niche models. PLoS One, 3(8), e2931.
- Rehák, I. (1992): Distribution, ecology and variability of snakes in Czecho-Slovakia. Pp. 383-388. In Korsós, Z., Kiss, I. (eds) (1992): Proc. Sixth Ord. Gen. Meet. S. E. H., Budapest 1991, 531 pp.
- Rehák, I, Fischer, D., Kratochvíl, L., Rovatsos, M. (2022): Origin and haplotype diversity of the northernmost population of *Podarcis tauricus* (Squamata, Lacertidae): Do lizards respond to climate change and go north? Biodivers. Data J.10: e82156.
- Rybacki, M. (2008): Distribution and status of the smooth snake *Coronella austriaca* (LAURENTI, 1768) in the Pieniny National Park. Pieniny Przyroda i Człowiek. 10. 55-65 (in Polish).
- Sacchi, R., Marchesi, M., Gentilli, A., Pellitteri-Rosa, D., Scali, S., & Borelli, A. (2011): Western green lizards (*Lacerta bilineata*) do not select the composition or structure of the ecotones in Northern Italy. North-western Journal of Zoology, 7(2), 213-221.
- Santos, X., Brito, J.C., Caro, J., Abril, A.J., Lorenzo, M., Sillero, N., Pleguezuelos, J.M. (2009): Habitat suitability, threats and conservation of isolated populations of the smooth snake (*Coronella austriaca*) in the southern Iberian Peninsula. Biol. Conserv. 142(2): 344-352.
- Sillero N. & Carretero M.A. (2013): Modelling the past and future distribution of contracting species. The Iberian lizard *Podarcis carbonelli* (Squamata: Lacertidae) as a case study. Zoologischer Anzeiger. A Journal of Comparative Zoology 252: 289–298.
- Sinervo, B., Mendez-De-La-Cruz, F., Miles, D.B., Heulin, B., Bastiaans, E., Villagrán-Santa Cruz, M., ... Sites, J.W. (2010): Erosion of lizard diversity by climate change and altered thermal niches. Science, 328(5980): 894-899.
- Srinivasulu, A., Srinivasulu, B., Srinivasulu, C. (2021): Ecological niche modelling for the conservation of endemic threatened squamates (lizards and snakes) in the Western Ghats. Glob. Ecol. Conserv. 28, e01700.
- Strödicke, M. (1995): Die Smaragdeidechse, *Lacerta viridis* (Laurenti, 1768) in der Mitte und im Norden der Tschechischen Republik. Herpetozoa 8(1/2): 73–80. (in German).
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. & Cushing, C.E. (1980): The river continuum concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37: 130–137.
- Vlašín, M. (2001): The smooth snake – *Coronella austriaca* Laurenti 1768 [Užovka hladká – *Coronella austriaca* Laurenti 1768]. Pp. 102 – 112 in: Mikátová B., Vlašín, M., Zavadil, V. (2001): Atlas of the distribution of reptiles in the Czech Republic. Praha: AOPK ČR, 258 pp (in Czech).

Vongrej, V., Smolinsky, R., Bulánková, E. & Jandzik, D. (2008): - Extraordinary winter activity of the Green Lizard *Lacerta viridis* (LAURENTI, 1768) in southwestern Slovakia. *Herpetozoa*, Wien, 20 (3/4), 173.

Walsh, R.P.D., Lawler, D.M. (1981): Rainfall seasonality: description, spatial patterns and change through time. *Weather* 36 (7): 201-208.

Ward, J.V. (1998): Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological Conservation* 83: 269–278.

Warren, D.L., Glor, R.E., Turelli, M. (2010): ENM Tools: a toolbox for comparative studies of environmental niche models. *Ecography* 33: 607-611.

Wirga M. & Majtyka T. 2015: Do climatic requirements explain the northern range of european reptiles? Common wall lizard *Podarcis muralis* (Laur.) (Squamata, Lacertidae) as an example. *North-Western Journal of Zoology* 11: 296–303.

Zahradníček, P., Brázdil, R. Štěpánek, P., Trnka, M. (2020): Reflections of global warming in trends of temperature characteristics in the Czech Republic, 1961–2019. *Int. J. Climatol.* 41 (2): 1211-1229.

Seznam příloh

1. Publikace, které jsou součástí disertační práce a podíl autora na jejich finalizaci.
2. Publikace, které nejsou součástí disertační práce a podíl autora na jejich finalizaci.
3. Odborný životopis autora