

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství



**Fakulta agrobiologie,
potravinových a přírodních zdrojů**

**Invazní potenciál užovek ze zájmových chovů na území EU
na základě programu Terrestrial Animal Species
Invasiveness Screening Kit (TAS-ISK)**

Bakalářská práce

Autor práce: Eliška Štěrbová

Studijní program: Chov zájmových zvířat

Vedoucí práce: doc. Mgr. Oldřich Kopecký, Ph.D.

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou bakalářskou práci "Invazní potenciál užovek ze zájmových chovů na území EU na základě programu Terrestrial Animal Species Invasiveness Screening Kit (TAS-ISK)" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího bakalářské práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené bakalářské práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 20.4.2023

Poděkování

Velmi ráda bych touto cestou poděkovala svému vedoucímu práce, panu doc. Mgr. Oldřichu Kopeckému, Ph.D. za jeho čas, ochotu a trpělivost při revizi dat a konzultacích. Dále bych chtěla poděkovat svým spolužákům, přátelům a rodině za podporu nejen při psaní bakalářské práce, ale také během celého studia.

Invazní potenciál užovek ze zájmových chovů na území EU na základě programu Terrestrial Animal Species Invasiveness Screening Kit (TAS-ISK)

Souhrn

Biologické invaze mohou prezentovat mnoho rizik v oblasti ekosystémů či socioekonomických struktur a mívají neopomenutelný negativní dopad na biodiverzitu. Jsou proto nezbytné prostředky, umožňující efektivně předpovědět potenciální dopad invazních druhů – na jejich základě mohou být dále zaváděna ochranná opatření, zaměřená na konkrétní rizikové taxony. Významnou cestou pro introdukci nepůvodních druhů po celém světě se v současné době stal obchod se zájmovými a okrasnými zvířaty, a to zejména v případě plazů, potažmo hadů. Invaze hadů bývají v mnoha případech kryptické; taxon se šíří bez povšimnutí a invazní populace bývá zaregistrována teprve tehdy, když byly napáchány značné škody. Protože užovky patří mezi nejčastěji chované hady a disponují řadou znaků, které by mohly podpořit jejich usazení v nepůvodních areálech, jde o skupinu vhodnou k bližšímu výzkumu. Ze tří čeledí užovek byly vybrány ty druhy, které bývají nejčastěji importovány na území Evropské unie, a tento seznam 72 taxonů byl dále hodnocen pomocí oficiálního modelu pro hodnocení rizik (TAS-ISK). Nástroj TAS-ISK (Terrestrial Animal Species Invasiveness Screening Kit) plynule navazuje na předchozí modely hodnocení invazního potenciálu (např. FISK, AS-ISK) a umožňuje v porovnání s nimi přesnější hodnocení terestrických živočichů. Mezi druhy s nejvyšším potenciálem usazení na území EU byly zařazeny *Lampropeltis californiae* (Blainville, 1835), *Pantherophis guttatus* (Linnaeus, 1766), *Thamnophis marcianus* (Baird & Girard, 1853), *Thamnophis sauritus* (Linnaeus, 1766) a *Thamnophis sirtalis* (Linnaeus, 1758).

Klíčová slova: invazní biologie, invazní druhy, chov plazů, introdukce; Colubridae; Lamprophiidae; Homalopsidae

Potential Invasion Risk of Pet Traded Colubrids in the EU Based on the Terrestrial Animal Species Invasiveness Screening Kit (TAS-ISK)

Summary

Biological invasions can present many risks to ecosystems and socio-economic structures and have an inherent negative impact on biodiversity. It is therefore essential to have the means to effectively predict the potential impact of invasive species, on the basis of which conservation measures can be implemented with specific high-risk taxa in mind. The trade in pet and ornamental animals, particularly reptiles (and, by extension, snakes), has become a prominent pathway for the introduction of non-native species worldwide. Snake invasions tend to be cryptic in many cases; the taxon spreads unnoticed and its invasive population is only registered when considerable damage has been done. Because colubrids and their close relatives are among the most commonly traded snakes and possess a number of traits which could support their establishment in non-native ranges, this taxonomic group is suitable for further study. From the families Colubridae, Lamprophiidae and Homalopsidae, the species most commonly imported into the European Union were identified and this list of 72 taxa was further assessed using the risk assessment model TAS-ISK. The TAS-ISK decision support tool (Terrestrial Animal Species Invasiveness Screening Kit) builds on previously implemented models for assessing invasion potential (e.g., FISK, AS-ISK) and allows for a more accurate assessment of terrestrial animals in comparison. Species with the highest potential of establishment in the EU included *Lampropeltis californiae* (Blainville, 1835), *Pantherophis guttatus* (Linnaeus, 1766), *Thamnophis marcianus* (Baird & Girard, 1853), *Thamnophis sauritus* (Linnaeus, 1766) and *Thamnophis sirtalis* (Linnaeus, 1758).

Keywords: invasion biology; invasive species; pet reptiles; introduction; Colubridae; Lamprophiidae; Homalopsidae

Obsah

1	Úvod	7
2	Cíl práce	8
3	Literární rešerše	9
3.1	Co je to invazní druh?	9
3.1.1	Proces invaze	9
3.1.2	Invazní druhy a biodiverzita	11
3.1.3	Socioekonomické škody	11
3.2	Jaké vlastnosti zvyšují invazibilitu ekosystémů?	12
3.3	Zájmový chov plazů a spojitost s introdukcí nepůvodních druhů	13
3.4	Hodnocení invazního potenciálu	14
3.5	Proč hodnotit užovky?	15
4	Metodika	17
4.1	A priori categorisation	17
4.2	Terrestrial Animal Species Invasiveness Screening Kit (TAS-ISK)	17
5	Výsledky	19
6	Diskuze	20
6.1	Nejrizikovější druhy	21
6.1.1	<i>Lampropeltis californiae</i>	21
6.1.2	<i>Pantherophis guttatus</i>	22
6.1.3	<i>Thamnophis</i> spp.	23
6.2	Význam výsledků z pohledu legislativy	24
7	Závěr	26
8	Literatura	27
9	Samostatné přílohy	I

1 Úvod

Vývoz živočišných i rostlinných taxonů mimo jejich původní areál rozšíření byl součástí lidské kultury již po tisíce let, s nejstaršími doklady o transportu nepůvodních druhů sahajícími až do dob starého Egypta – člověk zakládal zoologické a botanické zahrady, rozvážel hospodářská zvířata, panovníci vlastnili menażerie jako důkazy své moci (Foster 1999). Tyto činnosti byly viděny čistě v pozitivním světle a nebylo předpokládáno, že by s sebou nesly jakékoliv nevýhody (Kraus 2009).

V současné době již vlastnictví exotických zvířat není pouze výhradou zoologických zahrad a panovníků. Zájmový chov exotických plazů prodělal boom na konci dvacátého století (Smith 2006) a nyní jde o byznys vynášející miliardy dolarů po celém světě (Lockwood et al. 2019; Scheffers et al. 2019). Tento nárůst v dostupnosti exotických plazů s sebou však nese zvýšené riziko introdukce nepůvodních druhů do volné přírody (např. záměrným vypuštěním zvířete nepoučeným chovatelem či únikem zvířat z chovu) (van Doorn et al. 2021a). V případě, že člověkem introdukovaný taxon v nepůvodním areálu vytvoří navzdor všem překážkám stabilní, rychle se rozrůstající populaci a projeví se negativním dopadem na místní ekosystém, biologickou diverzitu, cyklus živin nebo socioekonomickou strukturu, stává se jeho populace populací invazní (Richardson et al. 2011).

V oblastech, které jsou invazní biologii více zainteresované (např. Evropa, Severní Amerika, Austrálie), k úspěšnému usazení a šíření invazních druhů vede pouze minimum introdukcí (Kraus 2009). Přesto je invazní potenciál nepůvodních druhů často podceňován (Jarić & Cvijanović 2012) a ač zájem vědců o biologické invaze stoupá, nezdá se, že by míra introdukcí nepůvodních druhů na celosvětovém i evropském měřítku klesala (Hulme et al. 2009). Pro některé skupiny zvířat, jako jsou právě plazi, rostoucí obchod s exotickými živočichy zásadně rozšířil možnosti vstupu do nových areálů a na počátku 21. století bylo jeho přičiněním dosaženo více než 1000 jednotlivých introdukcí herpetofauny po celém světě (Kraus 2015). Plazi v roli invazních druhů mají potenciál zaujmout pozici vrcholových predátorů a lovit původní faunu, což platí zejména v případě hadů (Fisher et al. 2019; Whitney et al. 2021). Dále jsou invazní druhy schopny konkurovat druhům původním, vytlačovat je z jejich ekologických nik (Standfuss et al. 2016) a poškozovat tak původní ekosystémy. Proto si plazi z hlediska invazní biologie stále zaslouží naši zvýšenou pozornost. Invaze způsobené obchodem se zájmovými zvířaty jsou na rozdíl od invazí využívajících jiných vektorů regulovatelné (Publications Office of the European Union 2020; EUR-Lex 2022), je tedy na místě znát nejrizikovější druhy pro jednotlivé části světa a včas implementovat vhodná preventivní opatření.

2 Cíl práce

Primárním cílem práce bylo zhodnotit invazní potenciál zájmově chovaných užovek pro území Evropské unie a určit, které z taxonů importovaných za účelem hobby chovu představují pro místní ekosystémy nejvyšší riziko. Hodnocení probíhalo na základě biologie jednotlivých druhů, jejich ekologie v domácím areálu a s ohledem na klimatickou změnu pomocí programu Terrestrial Animal Species Invasiveness Screening Kit (TAS-ISK).

Sekundárním cílem výzkumu bylo přiblížení problematiky invazní biologie plazů, popis vlastního procesu invaze a shrnutí spojitostí mezi importem okrasných zvířat a introdukcí nepůvodních druhů.

3 Literární rešerše

3.1 Co je to invazní druh?

Definice invazního druhu může být poněkud nejednotná (Davis & Thompson 2000). Jako druh „nepůvodní“ (tzv. „alien species“, „non-native species“ nebo „naturalized species“) můžeme označit takový taxon, který byl lidskou aktivitou rozšířen mimo svůj původní areál, ať už k takovému rozšíření došlo ze strany člověka záměrně, či nikoliv (Richardson et al. 2011; Blackburn et al. 2014). Ne všechny nepůvodní druhy se však v novém areálu úspěšně usadí (Montes et al. 2022), a stejně tak se ne každý nepůvodní druh stane prokazatelně škodlivým pro místní biotop, biodiverzitu, zemědělský nebo jiný průmysl, případně zdraví člověka (Kraus 2009; Montes et al. 2022). Pro účely této práce proto bude pojem „invazní druh“ používán pouze pro takové taxony, které i) byly člověkem uměle rozšířeny mimo svůj původní habitat a ii) mají prokazatelný negativní vliv na prostředí, do kterého byly introdukovány.

Disperzi nepůvodních druhů způsobovanou činností člověka je důležité odlišovat od ostatních vektorů. Důvodem je rychlost takového šíření, která je mnohokrát rychlejší než u kterýchkoliv jiných způsobů šíření (Miller & Holt 1992; Horan et al. 2002; Xu et al. 2006; Crowley et al. 2017). Zároveň díky variabilním způsobům dopravy (jako je doprava lodní nebo letecká) dochází k takové míře přenosu taxonů mezi kontinenty, která by za přirozených podmínek pro mnoho organismů nebyla možná (Miller & Holt 1992; Xu et al. 2006). Z těchto důvodů šíření nepůvodních druhů lidským přičiněním nemůže být srovnáváno s přirozenými vektory a je v zájmu člověka zabývat se prevencí, detekcí a managementem dopadu introdukovaných taxonů na jejich nové prostředí. Nejúčinnějším a nejlevnějším způsobem boje s invazními druhy je prevence samotného vniknutí taxonu do nepůvodního areálu – mezi principy prevence můžeme zařadit vzdělávání veřejnosti o problematice invazních druhů (IUCN Council 2000), blacklisting (zákaz záměrné introdukce) druhů s prokázanou nežádoucí aktivitou jinde (Park 2004), karanténní opatření (Horan et al. 2002) apod. Při selhání preventivních opatření je klíčová pohotová reakce – cílem se stává co nejrychleji detekovat a pokud možno eradikovat nepůvodní populaci (Simberloff et al. 2013). Horan et al. (2002) upozorňuje, že jakmile je invazní taxon usazen, jím napáchané škody jsou již prakticky nevratné – preventivní opatření jsou proto stanovena na základě často nekompletních informací o daných taxonech a jejich potenciálu stát se taxony invazními. Z tohoto důvodu je důležité studium invazního potenciálu organismů a stálé vylepšování nástrojů umožňujících jeho odhad.

3.1.1 Proces invaze

Procesu usazování a expanze introdukovaného taxonu dále říkáme „invaze“. Kraus (2009) dělí průběh invaze do tří fází: transport s navazující vlastní introdukcí, usazení v novém areálu a expanzi invazního taxonu.

Samotnou introdukci nepůvodního taxonu lze rozdělit na neúmyslnou a úmyslnou. Pod introdukci neúmyslnou spadá například využívání člověkem vytvořených struktur jako nových vektorů nebo „černé pasažéry“ nákladní dopravy. Jako příklady druhů využívajících těchto dvou způsobů introdukce mohou posloužit slávička mnohotvárná (*Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771)) a její šíření Evropou (Karatayev et al. 1997) nebo bojga hnědá (*Boiga irregularis*

(Bechstein, 1802)) na ostrově Guam v Tichomoří (Rodda et al. 1992; Rodda & Savidge 2007). K úmyslné introdukci dochází zpravidla proto, že daný taxon poskytuje člověku formu užitku (Kraus 2009). Sem se řadí zemědělské plodiny, hospodářská zvířata, případně taxony vysazovány za účelem bioregulace. Za zmínku zde stojí oleacína růžová (*Euglandina rosea* (Férusac, 1821)), vysazená na ostrovech Francouzské Polynésie s cílem regulace nepůvodní populace oblovek (*Achatina fulica* (Férusac, 1821)) – sama se pak stala invazním druhem s katastrofickým dopadem na původní endemické plže rodu *Partula* Férussac, 1821 (Murray et al. 1987). Do skupiny záměrně introdukovaných invazních druhů dále můžeme zařadit i takové taxony, kterými se zabývá tato práce – taxony rozvážené za cílem zájmového chovu.

Usazení v novém areálu skýtá vytvoření stabilní, rozmnožující se populace. Kolar & Lodge (2001) odhadují, že úspěšnou populaci v novém ekosystému dokáže založit zhruba 10 % introdukovaných taxonů. Tento proces závisí na řadě faktorů, zejména „kompatibilitě“ požadavků introdukovaného taxonu (požadavky na podnebí, potravní zdroje a jiné vlastnosti prostředí) a dalších podmínek v novém areálu (Kraus 2009). Introdukovaný taxon se lépe usadí v takovém prostředí, které má podobné klimatické podmínky, jako jeho původní habitat. Proto je porovnávání klimatických podmínek nedílnou součástí procesu hodnocení invazního potenciálu (Hayes & Barry 2008). Dalším ovlivňujícím faktorem pro úspěšné usazení taxonu je jeho schopnost přizpůsobit se (adaptabilita) – během kolonizace nového prostředí prochází invazní taxon často změnami v oblasti fenotypu, potravních návyků a reprodukce (Fisher et al. 2019). Frekvence a počty, ve kterých je taxon do nepůvodního prostředí vysazen, také hrají zásadní roli. Pokud nejde o druh schopný nepohlavního či partenogenetického rozmnožování, při ojedinelém vypuštění jednoho či dvou zvířat bude šance na úspěšné usazení znatelně nižší, než pokud bude pravidelně vysazováno více skupin na různých místech (Kolar & Lodge 2001; Hayes & Barry 2008; Blackburn et al. 2014). V případě zájmových chovů bývá častým důvodem pro vypuštění zvířete např. dosažení nežádoucí tělesné velikosti. Takové introdukce bývají ojedinelé (malý počet zvířat, jedno místo), ovšem pokud se některý ze zájmově chovaných druhů stane dostatečně populárním a běžně dostupným, může dojít k hromadným introdukcím přičiněním nepoučených chovatelů. K takovým případům patří krajta tmavá (*Python bivittatus* (Kuhl, 1820)) na Floridě (Willson et al. 2011; Whitney et al. 2021) nebo želva nádherná (*Trachemys scripta elegans* (Wied-Neuwied, 1839)), která byla kvůli obchodu s exotickými zvířaty introdukována na všech kontinentech kromě Antarktidy a ostrovů Oceánie (Standfuss et al. 2016).

Expanze neboli šíření taxonu a jeho rychlost se může dramaticky lišit pro různé populace nepůvodních introdukovaných taxonů. Invazní druhy se zpravidla šíří rapidně a v novém areálu utlačují druhy původní (Davis & Thompson 2000; Kraus 2009). V raných fázích expanze se i populace potenciálně škodlivých druhů může jevit jako benigní – pokud však takové populace nejsou včas regulovány, jejich šíření se rychle vymyká kontrole a způsobené škody začínají být nenapravitelné (Kraus & Campbell 2002). Expanze invazního druhu bude rychlejší, pokud se v nepůvodním areálu usadilo více oddělených populací na několika lokalitách; z toho vyplývá, že efektivní strategií proti šíření nežádoucího taxonu nemusí vždy být zaměření veškerých prostředků na jedinou (největší) populaci, ale likvidace menších odnoží celkové populace a zamezení průniku do nových lokalit (Moody & Mack 1988). Hybridizace s nativními druhy expanzi invazního druhu podporuje – tento jev lze pozorovat na případu jelena evropského (*Cervus elaphus* Linnaeus, 1758) a jelena siky (*Cervus nippon* Temminck, 1838),

introdukovaného na území Evropy (Lowe & Gardiger 1975). Zajímavým faktorem ovlivňujícím expanzi jsou parazitózy – zatímco přenos parazitárních onemocnění mezi invazním a jemu příbuzným nativním druhem může šíření druhu nepůvodního zpomalovat (Kraus 2009), stejně tak může způsobovat škody na nativních populacích, pokud spolu s primárním invazním taxonem byly kointrodukovány nové parazitózy rizikové pro domácí organismy (Demkowska-Kutrzepa et al. 2018).

3.1.2 Invazní druhy a biodiverzita

Přestože iniciální introdukce nového druhu dočasně lokální druhovou diverzitu zvyšuje, usazení invazního taxonu může mít za konečný výsledek její snížení (a to až na úroveň snížení biodiverzity globální, pokud se problém dostatečně rozroste) (Sax & Gaines 2003).

Biodiverzitu ovlivňují různé procesy v závislosti na velikosti posuzované oblasti (Sax & Gaines 2003). Pokud se zaměříme na herpetofaunu, prvním a nejvýraznějším dopadem invazních druhů na nativní biotop je predace původních živočichů, jako je tomu v případě *Boiga irregularis* (Savidge 1988), *Python bivittatus* (Taillie et al. 2021) nebo korálovky *Lampropeltis californiae* (Friebohle et al. 2020). Tento proces je nejlépe pozorovatelný na ostrovech, kde nepůvodní predátoři decimují nativní endemické taxony (Simberloff et al. 2013) – za zmínku zde stojí právě *Boiga irregularis*, jejíž invazní populace na ostrově Guam jsou velmi dobře prostudovány. Tento druh hada ve svém nepůvodním areálu zásadně narušil populace místních ptáků, netopýrů a ještěřů; 10 nativních druhů ptáků je přičiněním *B. irregularis* považováno za vyhynulé v přírodě (Savidge 1987; Rodda & Savidge 2007). Dalším rizikem v oblasti narušení potravního řetězce invazní herpetofaunou je ohrožování nativních predátorů introdukcí nových obranných mechanismů (Ujvari & Madsen 2009) nebo potravní kompetice s původními druhy (Taillie et al. 2021).

Introdukce exotických nepůvodních druhů na tomto principu urychluje snižování lokální druhové diverzity a podporuje homogenizaci globálního druhového zastoupení (Clavero & Garcia-Berthou 2005). Na základě veškerých těchto poznatků lze tvrdit, že introdukce nepůvodních druhů, jejich kolonizace nových areálů a následné působení ekologických škod vede ke snižování celkové globální biodiverzity.

3.1.3 Socioekonomické škody

Škody působené invazními druhy nejsou pouze na úrovni ekologické, ale také na úrovni socioekonomické, kdy dochází k ovlivňování lidského životního prostředí (Madzivanzira et al. 2022) a masivním finančním i materiálním ztrátám (Rodda & Savidge 2007). Ze zásadních negativních dopadů v této oblasti lze uvést škody na městské infrastruktuře, zemědělství či lidském zdraví.

Invazní populace, vyskytující se v blízkosti měst, často páchají škody na elektrických vedeních. *Boiga irregularis* je na Guamu zodpovědná za přímá poškození transformátorů či generátorů, narušení normálního chodu měst (např. z důvodu nefunkčního dopravního osvětlení), výdaje na opakované nouzové zprovoznění rozvodu, případně ztráty produktivity obyvatel v době výpadku sítě. K těmto výpadkům dochází v průměru každý druhý den a náklady na opravy jsou odhadovány na více než 1,5 miliardy dolarů ročně (Rodda & Savidge 2007). Kolonie mníšků šedých (*Myiopsitta monachus* (Boddaert, 1783)) v severní Americe, stavějící hnízda na vedeních, rozvodnách a dalších stavbách, působí problémy s dostupností

energie a zvyšují náklady na provoz a údržbu (Newman et al. 2011). V ojedinělých případech byly výpadky elektriny připisovány také rosničkám kubánským (*Osteopilus septentrionalis* (Duméril & Bibron, 1841)), které vyhledávají úkryt v transformátorech na Floridě, nicméně vyčíslení nákladů v této konkrétní situaci není k dispozici (Kraus 2009).

Mnoho nepůvodních druhů, obratlovců i bezobratlých, dále škodí na zemědělských plodinách (Miller & Holt 1992; Newman et al. 2011), v oblasti rybolovu (Madzivanzira et al. 2022), nebo může dojít k predaci domácích zvířat, například drůbeže (Rodda & Savidge 2007). Je tak ovlivněn nejen příjem zasažených komunit, ale také zdroj potravin. Nejvyšší ztráty způsobené invazními škůdci hrozí zemědělským velmocím, tj. Čína, USA, Indie nebo Brazílie (Paini et al. 2016). Ekonomický význam škůdce však dále závisí na faktorech jako je hodnota ohrožené komodity a dostupnost vhodných ochranných prostředků (Perrings 2007). Relativně nejzranitelnější jsou tedy země rozvojové, například subsaharské státy Afriky (Paini et al. 2016; Madzivanzira et al. 2022).

V neposlední řadě také můžeme mluvit o negativním dopadu na zdraví člověka, pokud dojde ke kointrodukcí nemoci a parazitóz (Miller & Holt 1992; Kraus 2009), nebo u introdukcí jedovatých druhů. Na Guamu jsou nejčastější obětí envenomace *Boigou irregularis* kojenci a k pokousání dochází zpravidla v noci během spánku dítěte (Fritts et al. 1994). Zatímco pro dospělého člověka není uštknutí *Boigou irregularis* nebezpečné, děti se zdají být vůči jejímu jedu náchylnější; nejméně 10 kojenců bylo po pokousání v průběhu léčby závislých na dýchacích či jiných podpůrných přístrojích (Rodda & Savidge 2007). Některé zdroje uvádějí, že přibližně 150 kousnutí bojgou každoročně vyžaduje ošetření na pohotovosti (Kraus 2009). Ekonomické náklady na taková ošetření jsou ovšem zanedbatelné ve srovnání s psychickou újmou rodičů, spojenou s možnou ztrátou dítěte (Rodda & Savidge 2007).

Socioekonomické dopady většiny invazních druhů nejsou detailně zdokumentovány a zaslouží si další pozornost (Madzivanzira et al. 2022; Cuthbert et al. 2022). Po vyčíslení se škody způsobené invazními druhy mohou vyšplhat na desítky milionů dolarů na jeden druh na rok, s nejvyššími náklady vynaloženými v oblasti Severní Ameriky a Oceánie (Cuthbert et al. 2022).

3.2 Jaké vlastnosti zvyšují invazibilitu ekosystémů?

Invazibilita je definována jako soubor vlastností stanoviště či společenství, které určují jeho zranitelnost vůči invazi nepůvodního druhu (Lonsdale 1999) – tento pojem byl dříve brán jako deterministický, přičemž jednotlivé ekosystémy byly buď považovány za invazibilní či nikoliv. V současné době je spíše trendem na invazibilitu pohlížet jako na spektrum pravděpodobností. Stupeň invazibility konkrétního areálu se tedy může časem změnit, například v důsledku změny biotických či abiotických faktorů stanoviště, které mají vliv na usazení a šíření nepůvodních druhů. V ideálním případě je invazibilita měřena jako míra přežití cizích taxonů zavlečených do daného areálu s ohledem na ztráty způsobené konkurencí s taxony původními, predací a dalšími faktory (Richardson et al. 2011). Invazibilita ekosystému se dále může měnit v závislosti na taxonomické skupině. Jednotlivá stanoviště se mohou lišit svou náchylností vůči invazi konkrétního taxonu v závislosti na „kompatibilitě“ jejich podmínek s nároky nepůvodního taxonu a na individuální úrovni zde hrají roli klimatické podmínky stanoviště, potravní zdroje a další (viz také kapitola 3.1.1).

Mnoho invazních populací bývá zakládáno v příměstských oblastech a areálech jinak narušených člověkem, odkud se později šíří do přírodních biotopů (Kraus 2009). Dostupnost podobných areálů tedy zjevně podporuje usazování nepůvodních druhů. Pokud vezmeme v potaz, že populace nepůvodních druhů mohou procházet tzv. „lag-fází“, ve které se i populace potenciálně nebezpečných taxonů mohou jevit jako neškodné (viz kapitola 3.1.1), je pravděpodobné, že v budoucích letech budeme moci pozorovat disperzi nových invazních druhů z urbanizovaných areálů do přírody – z aktuálních případů je tento scénář možný např. v případě užovky tenkoocasé (*Orthriophis taeniurus* (Cope, 1861)) v Belgii, jejíž usazení bylo vědci potvrzeno roku 2021 a její primárním areálem rozšíření byly oblasti v okolí železničních stanic (van Doorn et al. 2021a).

Ostrovy se zdají být náchylnější k invazi nepůvodních druhů, a to zejména v případě, kdy jde o introdukci nového predátora, schopného rychlého využití neobsazených ekologických nik (Rodda et al. 1992; Fisher et al. 2019). V případě invaze *Boigy irregularis* je předpokladem, že Guam byl k jejímu usazení obzvláště citlivý kvůli svému mírnému klimatu a hojnosti vhodné kořisti; dále zde chyběli predátoři, kteří by nepůvodnímu hadu konkurovali, a malá rozloha ostrova umožnila užovce rychlé rozšíření po celé jeho ploše (Rodda et al. 1992).

Zajímavým předmětem studia invazibility je stát Florida, ležící na stejnojmenném poloostrově v USA. Zdejší klimatické podmínky jsou převážně subtropické (a tedy vhodné pro řadu teplomilných nepůvodních taxonů), místní přístavy umožňují snadný vstup nepůvodním druhům (legální i nelegální, záměrný ze strany člověka i neúmyslný), prosperující obchod se zájmovými zvířaty pracuje se širokou škálou exotických taxonů a umístění v oblasti často čelící ničivým hurikánům může vést k vypuštění zvířat ze zájmových chovů v důsledku nehody (Engeman et al. 2011; Willson et al. 2011). Expanze takto introdukovaných druhů je pak podpořena nízkou konkurencí ze strany nativní bioty a Florida se ve výsledku všech těchto faktorů stala jedním ze států nejvíce zatížených invazními populacemi herpetofauny na území Spojených států (Engeman et al. 2011).

Výše uvedené příklady potvrzují, že neodmyslitelným aspektem invazibility areálu jsou jeho klimatické podmínky, potažmo jeho geografické umístění. Aktivita člověka a stanoviště touto aktivitou pozměněná invazibilitu prostředí zvyšují, není však potvrzeno, zda u všech taxonů, usazených na těchto stanovištích, dojde k rozšíření do přírodních biotopů a pokud ano, jakou rychlostí (Kraus 2009; van Doorn et al. 2021a). Dále není zcela jasné, do jaké míry bývá invaze herpetofauny způsobena obsazováním nevyužitých ekologických nik v porovnání s kompeticí o využívané zdroje a vytlačování původní bioty – tyto mezery v informacích způsobují, že nelze s naprostou přesností určit, proč jsou některé oblasti náchylnější k invazi nových druhů oproti jiným (Kraus 2009).

3.3 Zájmový chov plazů a spojitost s introdukcí nepůvodních druhů

Exotické taxony prodávány za účelem zájmového chovu jsou podle Stringham et al. (2018) takové taxony, které jsou dováženy ze svých původních lokalit či pěstovány v lidské péči, aniž by byly považovány za domestikované. Trh s exotickými okrasnými zvířaty a rostlinami se vytrvale rozrůstá, byla mu proto v uplynulých letech věnována pozornost nejen jako riziku pro ohrožené druhy, ale také jako významnému vektoru pro introdukce invazních druhů (Keller & Lodge 2007; Scheffers et al. 2019). Je odhadováno, že drtivá většina veškerých

invazních druhů obratlovců byla rozšířena právě důsledkem tohoto obchodu (Saul et al. 2017). Pro některé skupiny, jako jsou obojživelníci nebo plazi, je obchod s exotickými zvířaty významným vektorem, produkujícím nejvyšší počty úspěšně usazených invazních druhů po celém světě (Kraus 2009; McFadden et al. 2017).

Trh s exotickou herpetofaunou má obrovské výnosy – pouze v USA tvoří roční zisky cca 1,4 miliardy dolarů, s přírůstkem o výši 90 tis. dolarů za každý nový taxon (Lockwood et al. 2019). V případě plazů se procentuální zastoupení invazních druhů v seznamech těch, se kterými je běžně obchodováno, pohybují okolo 10 %, s lokálními nárůsty až na 13,7 % v USA (Gippet & Bertelsmeier 2021). Na území Evropské unie bylo v letech 1996-2012 dle Robinson et al. (2015) dovezeno 18,8 milionu plazů (jedinců) evidovaných na seznamu CITES. Vezmeme-li v potaz, že legální trh se zvířaty s evidencí CITES tvoří pouze zlomek celkových světových importů (Bush et al. 2014), můžeme předpokládat, že skutečné stavy dovezených plazů budou ještě vyšší. Trh s exotickými zvířaty nejen šíří druhy, které jsou ve vybraných oblastech prokazatelně invazní, ale také může podporovat disperzi takových taxonů, které zatím v nepůvodních areálech usazeny nejsou, ale mají vysoký potenciál stát se invazními (Gippet & Bertelsmeier 2021). Například Austrálie se potýká s rizikem invaze užovky *Pantherophis guttatus* (McFadden et al. 2017), která by se na toto území přirozenými cestami s nejvyšší pravděpodobností nedostala. V Belgii bylo v minulých letech dokumentováno dvacet čtyři nepůvodních druhů hadů, z toho 82 % pocházelo ze zájmových chovů (buď šlo o zvířata záměrně vypuštěná, nebo nedopatřením ztracená) (van Doorn et al. 2021a). Přesto bylo k roku 2020 v rámci Evropské unie zakázáno obchodovat pouze se třiceti druhy živočichů, z toho dvacet dva obratlovců a jediným druhem plaza, kterým byla *Trachemys scripta* se všemi svými poddruhy (Publications Office of the European Union 2020).

3.4 Hodnocení invazního potenciálu

Sledování invazního potenciálu a stanovení rizika, které jednotlivé nepůvodní taxony mohou pro svůj nový areál představovat, se stalo důležitým faktorem v procesu managementu invazních druhů. Vlastní hodnocení bývá prvním krokem k určení potenciálně rizikových taxonů pro danou oblast; další postup zahrnuje bližší analýzu nejrizikovějších druhů a jejich pravděpodobného ekologického či socioekonomického dopadu (Copp et al. 2016). Hlavní překážkou pro hodnocení je nekompletnost dostupných dat. Hodnotitel je pak nucen využívat empirických poznatků, které mohou být často neúplné či nepřesné (Sikder et al. 2006). Při každém hodnocení je proto důležité vyčíslení míry jistoty (Sikder et al. 2006; Blackburn et al. 2014). Míra jistoty bývá kategorizována do několika stupňů od velmi vysoké či vysoké po nízkou, které se mohou lišit dle daného modelu hodnocení. Protože klimatické podmínky hrají výraznou roli v usazení invazního druhu, kritérium klimatu by v hodnocení invazního potenciálu dle Vilizzi et al. (2022) nesmělo být opomenuto.

V současné době je klíčovou součástí analýzy invazního potenciálu využití elektronických podpůrných nástrojů a programů (tzv. „decision-support tools“) (Vilizzi et al. 2022). Model Weed Risk Assesment (WRA) zaveden Pheloung et al. (1999), zaměřen na hodnocení invazního potenciálu nepůvodních rostlin, se stal klíčovým pro vývoj modelů zamýšlených pro analýzu nepůvodních živočišných taxonů (Copp et al. 2016). Výběr taxonů

ke zhodnocení se odvíjí od cílů analýzy. Seznam může být stavěn na základě společných mezidruhových znaků svědčících o zvýšeném riziku invaze (Vilizzi et al. 2021), popularitě taxonu na trhu a míře jeho importu/exportu, či jiných relevantních kritériích.

Podle předlohy WRA byl později vyvinut nástroj Fish Invasiveness Screening Kit (FISK) a jeho sesterské modely, zaměřené na hodnocení invazního potenciálu ryb, obojživelníků a akvatických bezobratlých živočichů. Tyto modely byly úspěšně využívány do jejich nahrazení programem Aquatic Species Invasiveness Screening Kit (AS-ISK), jehož atributy umožňovaly využití jediného nástroje pro analýzu široké řady taxonů. Protože nástroj AS-ISK je zaměřen na hodnocení vodních živočichů, byl navržen komplementární model Terrestrial Animal Species Invasiveness Screening Kit (TAS-ISK), jenž umožňuje přesnější analýzu suchozemských živočišných taxonů (Vilizzi et al. 2022).

3.5 Proč hodnotit užovky?

Jsou tři primární důvody, proč se v rámci invazní biologie zabývat právě užovkami: jejich úspěšnost a adaptabilita, vysoká míra prevalence v zájmových chovech a konkurenceschopnost.

Užovky jsou úspěšné v pestré škále biotopů díky své přizpůsobivosti různým ekologickým nikám a schopnosti lovit rozmanitou potravu. Jsou adaptované na život v pouštních oblastech, lesích, travnatých porostech, vodním prostředí, dokonce i v oblastech ovlivněných člověkem (např. zemědělské plochy, zahrady) (Pyron & Burbrink 2009; Frost et al. 2015). Tolerance široké škály teplot a vlhkosti jim umožňuje obývat značný rozsah klimatických podmínek; mezi adaptace na chladná podnebí patří například viviparita, kterou se některé druhy užovek vyznačují (Seigel et al. 2000; Shine 2004). Jejich potrava zahrnuje množství obratlovců od drobných savců přes jiné plazy až po ryby, ale také bezobratlé živočichy a vejce (De Queiroz et al. 2002; DeGregorio et al. 2016) – dokážou tedy přizpůsobit své potravní chování podle dostupnosti kořisti. Kromě toho jsou užovky schopné rychlé reprodukce a některé druhy kladou více snášek za rok (Ford & Karges 1987). Využívají různorodé obranné strategie (unikátní unikové chování (Socha 2011), mimikry, thanatóza čili stavění se mrtvými (Fuentes Magallón et al. 2021) a další), díky kterým mohou být méně zranitelné vůči predátorům.

V zájmových chovech jsou užovky oblíbené z mnoha důvodů; za zmínku stojí jejich dostupnost na chovatelských burzách a prodejnách (jejich přirozené široké rozšíření znamená, že užovky bývají snadno k získání téměř po celém světě), rozmanitost a cenová dostupnost. Jen čeleď Colubridae sama o sobě zahrnuje na 2000 druhů a jejich poddruhů (Thornton 2014; Integrated Taxonomic Information System 2017), které se pohybují na širokém spektru velikostí, barevných variant a chování. Díky cenové dostupnosti jsou atraktivní pro začínající chovatele. Obecně jsou považovány za skupinu hadů s nenáročnými požadavky na chov a mnoho užovek úspěšně rozmnožuje v lidské péči. Patří sem některé z nejhojněji chovaných druhů hadů vůbec, jako je užovka červená (*Pantherophis guttatus*) nebo korálovky (*Lampropeltis* spp.) (Rossi & Rossi 2000).

Mnohé druhy užovek jsou oportunističtí predátoři a pokud jsou zavlečeny do nepůvodních areálů, loví zde nativní faunu, včetně živočichů ohrožených a chráněných (Savidge 1988; Piquet & López-Darias 2021). To může vést ke značnému poklesu počtů této domácí fauny, v některých případech až do takové míry, kdy je taxon lovený nepůvodním

hadem dotlačen na pokraj vyhynutí. Tento jev může být obzvláště nebezpečný v případech, kdy je invazní populace užovek založena na ostrovech a ohrožuje zdejší endemity (Savidge 1987; Simberloff et al. 2013; Piquet & López-Darias 2021). Kromě přímého dopadu na vlastní populace původní fauny mohou mít i dopad nepřímý na ty součásti ekosystému, které jsou na lovených taxonech závislé; např. v případě konzumace důležitých roznašečů rostlinných semen. Takováto situace nastala na Kanárských ostrovech, kde invazní korálovka *Lampropeltis californiae* decimuje populace původních veleještěrek *Gallotia stehlini* (Schenkel, 1901); rod *Gallotia* Boulenger, 1916 je přitom skupinou herbivorních ještěrů, hrajících klíčovou roli v disperzi semen místních rostlin (Fisher et al. 2019). V neposlední řadě mají některé užovky potenciál soupeřit s původními druhy hadů o zdroje, jako je potrava či úkryt, což opět může vést k vytlačování a snižování počtů původních druhů (viz kapitola 6.1.3). Invaze užovek může probíhat krypticky – taxon se v nepůvodním areálu šíří skrytě a bývá zaznamenán až tehdy, kdy jím byly napáchány značné škody na místním ekosystému, např. v podobě redukce populace původních druhů nebo hybridizace (Dubey et al. 2017).

4 Metodika

V listopadu 2021 až únoru 2022 bylo hodnoceno 72 druhů hadů z čeledi Homalopsidae (2 druhy), Lamprophiidae (14 druhů) a Colubridae (56 druhů). Vybrané druhy byly shromážděny z databázi celní správy České republiky a získaný seznam byl následně rozšířen dle informací dostupných on-line od chovatelů a prodejců zájmových zvířat (zejména na území České republiky). Finální seznam taxonů byl hodnocen systémem „a priori categorisation“ dle Vilizzi et al. (2021) a programem Terrestrial Animal Species Invasiveness Screening Kit (TAS-ISK) od společnosti CEFAS (Centre for Environment Fisheries and Aquaculture Science). Zatímco hodnocení a priori categorisation není omezeno na konkrétní území (pracuje také s poznatky mimo Evropskou unii), hodnocení programem TAS-ISK bylo omezeno pouze na území EU a toto omezení ovlivnilo konečné výsledky této části výzkumu.

4.1 A priori categorisation

Do tabulky a priori categorisation bylo ke každému druhu zahrnuto následující: taxonomické zařazení a uvedení taxonomické autority; stupeň ohrožení dle oficiálních stránek IUCN Red List; míra rizika invaze dle Global Biodiversity Information Facility (GBIF) – druhy s prokázaným rozšířením mimo svůj původní areál byly označeny jako rizikové („threat“), druhy bez prokázaného rozšíření v nepůvodním areálu byly označeny jako bezrizikové („no threat“), případně „not evaluated“ pro druhy s nekompletními informacemi; výsledky z portálů Centre for Agriculture and Bioscience International Invasive Species Compendium (CABI ISC) a Global Invasive Species Database (GISD) – pokud byl druh na těchto seznamech dohledán, byl kategorizován jako rizikový; výsledky z portálu Invasive and Exotic Species of North America (IESNA) – pokud byl druh na těchto seznamech dohledán, byl kategorizován jako rizikový (s výjimkou korálovky *Lampropeltis triangulum* (Lacépède, 1789), která je v databázi uvedena pouze pro účely porovnání s jinými, prokazatelně invazními druhy (Invasive and Exotic Species of North America 2018)).

Dodatečně byla provedena literární rešerše přes Google Scholar. Pokud byl nalezen alespoň jeden zdroj, demonstrující rozšíření druhu mimo jeho původní areál, byl tento zdroj do tabulky zahrnut. Pokud v rámci této literární rešerše nebyl nalezen zdroj, který by daný taxon demonstroval jako usazený jinde, byl taxon v tomto sloupcu označen jako bezrizikový. Konečným výstupem tabulky a priori categorisation je kategorizace druhu jako invazní („invasive“) nebo neinvazní („non-invasive“) na základě souhrnu výsledků ze všech použitých portálů. Pokud byl taxon alespoň jedním z použitých zdrojů označen jako rizikový, jeho konečným výsledkem byla kategorie „invasive“.

4.2 Terrestrial Animal Species Invasiveness Screening Kit (TAS-ISK)

Program TAS-ISK navázal na nástroj Aquatic Species Invasiveness Screening Kit (AS-ISK), který byl implementován roku 2016 a určen pro hodnocení invazního potenciálu primárně vodních organismů (Copp et al. 2016). Při vytváření jednotlivých hodnocení pro každý individuální taxon byly v programu vyplněny základní informace o taxonu: vědecký a český

název, jméno a příjmení hodnotitele. Všechny taxony spadaly do kategorie „plazi“ a jako oblast hodnocení rizika byla vždy vybrána EU.

Vlastní analýza invazního potenciálu v programu TAS-ISK byla postavena na 55 otázkách z kategorií biogeografie/historie (3 podkategorie, 13 otázek), biologie/ekologie (5 podkategorií, 36 otázek) a klimatická změna (6 otázek). Otázky z prvních dvou kategorií tvoří tzv. Basic Risk Assessment (BRA), zatímco otázky z kategorie klimatická změna tvoří část Climate Change Assessment (CCA). Odpověď na každou otázku byla podložena literárním zdrojem a doplněna o míru jistoty na škále „nízká → střední → vysoká → velmi vysoká“. Nízkou až střední mírou jistoty byly označeny takové odpovědi, které byly podloženy méně spolehlivým zdrojem, např. pokud daná informace nebyla pro konkrétní taxon dohledatelná a musel být použit odhad na základě informací o blízké příbuzných druzích. Otázky o klimatické změně byly zodpovězeny s pomocí aktualizované Köppenovy klasifikace podnebí dle Peel et al. (2007) a programu Climatch v1.0. Climatch je nástroj umožňující porovnání údajů z klimatických stanic v původním areálu taxonu a klimatických stanic v oblasti hodnocení rizika (v tomto případě EU) a je dostupný jako webová aplikace (Bureau of Rural Sciences 2008).

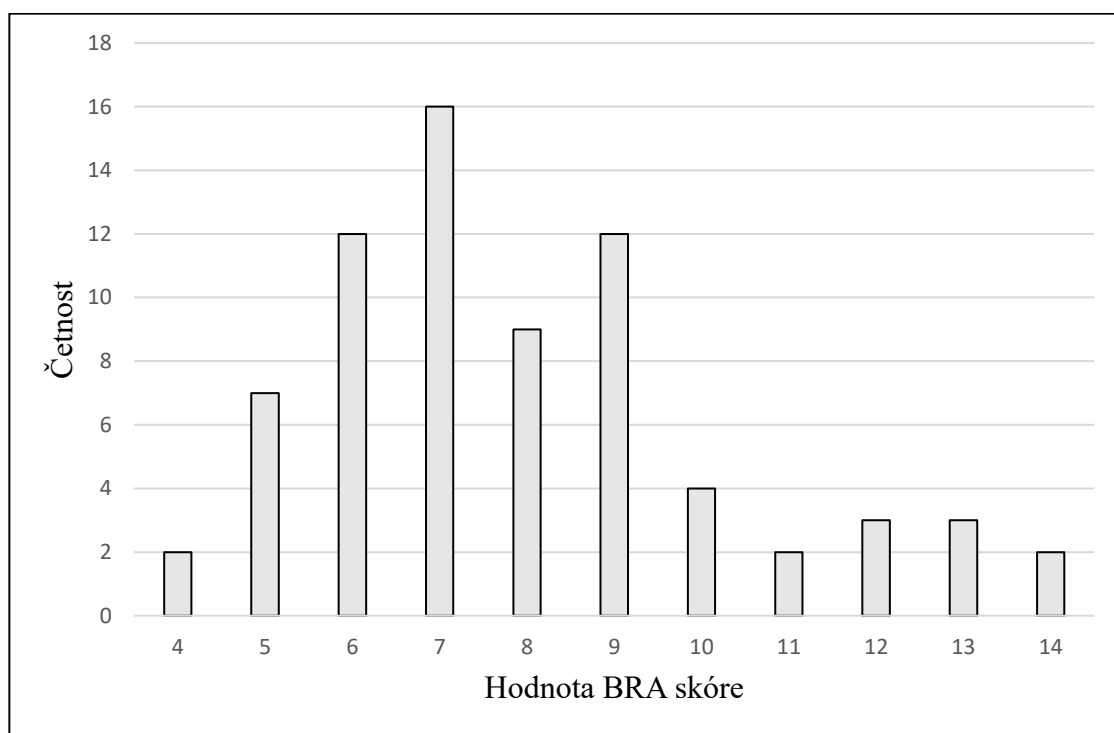
Výsledné skóre bylo uváděno buď pouze ve formátu BRA, nebo ve formátu BRA+CCA, jenž přičítá body z kategorie otázek o klimatických změnách. BRA skóre tedy vyjadřovala akutní riziko negativního dopadu druhu, zatímco BRA+CCA skóre vyjadřují změnu tohoto rizika v budoucích letech v závislosti na předpokládané změně klimatu. Veškerá skóre BRA i BRA+CCA byla následně spolu s odpovídajícími vědeckými názvy taxonů a jejich čeledí shrnuta do samostatné tabulky MS Excel™. Pomocí funkcí dostupných v tomto programu (MEDIAN, CORREL) byla vypočítaná mediánová hodnota souboru BRA a korelační koeficient souborů BRA a BRA+CCA. Otázky týkající se klimatické změny byly zodpovězeny na základě odhadu (viz výše) a skóre BRA+CCA má tedy pro všechny druhy nižší míru jistoty (v průměru 61,31 %). Pro výběr nejrizikovějších druhů bylo proto upřednostněno BRA skóre (průměrná míra jistoty 65,71 %), týkající se aktuálních klimatických podmínek.

5 Výsledky

Nejnižších hodnot v rámci této práce dosahovaly užovka ostronosá (*Gonyosoma oxycephala* (Boie, 1827)) a bojga zlatá (*Chrysopelea ornata* (Shaw, 1802)) s BRA skóre 4, zatímco nejvyšších hodnot dosáhly korálovka kalifornská (*Lampropeltis californiae*) a užovka kostkovaná (*Thamnophis marcianus*) s BRA skóre 14. Mediánovou hodnotou BRA skóre pro vybraný seznam taxonů bylo 7 a korelační koeficient obou souborů skóre zaokrouhlený na tři desetinná místa byl roven +0,715. Mezi oběma soubory tedy existuje pozitivní korelace s těsnou závislostí. Pouze 5 ze 72 taxonů dosáhlo BRA skóre 13 a více, viz Tab.1 – dle postupu Kopeckého et al. (2019) u těchto taxonů můžeme říci, že v oblasti EU představují největší riziko jako potenciální invazní druhy. Kompletní přehled výsledků všech hodnocených taxonů je k nahlédnutí v kapitole samostatných příloh (Tab.2).

Tab.1: Přehled taxonů užovek s nejvyšším invazním potenciálem na území EU dle programu TAS-ISK, včetně jejich zařazení dle a priori categorisation.

Čeď	Vědecký název taxonu	A priori category	BRA	BRA+CCA
Colubridae	<i>Lampropeltis californiae</i>	Invasive	14	14
Colubridae	<i>Thamnophis marcianus</i>	Non-invasive	14	14
Colubridae	<i>Pantherophis guttatus</i>	Invasive	13	13
Colubridae	<i>Thamnophis sauritus</i>	Non-invasive	13	13
Colubridae	<i>Thamnophis sirtalis</i>	Non-invasive	13	13



Obr.1: Grafické znázornění četností jednotlivých BRA skóre v rámci hodnocené skupiny taxonů.

6 Diskuze

Postup, který byl využit pro hodnocení rizikovosti druhů, byl založen na vzájemně hierarchicky navazujících krocích. Prvním krokem bylo vlastní sestavení vhodného seznamu druhů, který by odpovídal aktuálnímu stavu importů na území EU, a tudíž byly vyselektovány takové druhy, u nichž se vyskytuje větší riziko introdukce do místní volné přírody. U všech hodnocených čeledí byl předpokládán spíše přímý ekologický dopad na nepůvodní ekosystém (zejména v podobě konkurence či predace), oproti dopadu nepřímému, např. v podobě změny habitatu (Goodenough 2010). Vybrané taxony byly dále a priori kategorizovány na „invazní“ a „neinvazní“ na celosvětové úrovni, a tyto výsledky byly nakonec porovnány s konečným BRA skóre v programu TAS-ISK, které bylo již konkrétně zaměřeno na potenciální dopad na ekosystémy EU. Tento přístup umožnil hodnocení invazního potenciálu na základě více kritérií, čímž byla usnadněna případná korekce dat. Přesto se zde naskytlo několik limitujících faktorů. Protože hodnocení a priori categorisation bylo orientováno na invazní populace vybraných druhů po celém světě (a bylo tedy méně specifické), došlo k situacím, kdy druh a priori označen „invasive“ nebyl po zhodnocení TAS-ISK zařazen na seznam nejrizikovějších taxonů a naopak. Označení „invasive“ dále mohly získat i takové druhy, u kterých šlo o ojedinělá pozorování v nepůvodním areálu, nikoliv však o založení skutečné invazní populace s negativním dopadem na místní ekosystém – např. v případě užovky brazilské (*Spilotes pullatus* (Linnaeus, 1758)) a jejího výskytu na území Belgie (van Doorn et al. 2021b). Při porovnávání výsledků tedy musel být brán v potaz kontext, ve kterém byla data získána. Skóre získané nástrojem TAS-ISK je navíc relativní a může se pro konkrétní druh změnit v závislosti na způsobu hodnocení (Vilizzi et al. 2022), proto bylo důležité počítat s touto proměnlivostí dat jako s faktorem ovlivňujícím míru jistoty získaných výsledků. Velkou nevýhodou bylo hodnocení celého seznamu jedinou osobou – Vilizzi et al. (2022) doporučuje více hodnotitelů pro snadnější korekci dat. Posledním limitujícím faktorem výzkumu byl vlastní způsob klasifikace míry jistoty, kdy byla důležitá pouze nejistota ovlivněná kvalitou vlastních dat, nikoliv nejistota způsobená proměnlivostí časovou a prostorovou. Jelikož všechna data použitá v této studii pocházejí z let 2021-2022, s přirozeným vývojem informací budoucích let bude jejich relevance klesat.

Nízkou mírou jistoty odpovědí na otázky ohledně klimatické změny byla snížena celková míra jistoty skóre BRA+CCA. Přestože tyto hodnoty byly vyhodnoceny jako méně spolehlivé při vlastním výběru rizikových druhů (viz kapitola 4.2), jejich průměrný nárůst oproti skóre BRA (vyjádřený také spočteným korelačním koeficientem) lze použít jako ukazatel faktu, že proces globálního oteplování zvyšuje riziko usazení nepůvodních užovek jako taxonomického celku na území EU.

Postup této studie přímo navazuje na dříve implementované metody hodnocení invazního potenciálu. Oproti metodě Blackburn et al. (2014) například nabízí možnost odhadu rizika i u takových taxonů, které v současnosti nejsou rozšířeny mimo svůj původní areál. V porovnání s jeho sesterskými programy je TAS-ISK jedním z prvních podpůrných nástrojů specificky zaměřených na hodnocení suchozemských živočichů (Vilizzi et al. 2022) a umožňuje tak nahlédnout na dříve hodnocené taxony z nové perspektivy.

Zdroje pracující s podobnými metodami, např. Kopecký et al. (2019), uvádí pro stejné druhy hadů odlišná skóre, nicméně tato hodnocení využívala jiných podpůrných nástrojů (AS-ISK, RAM) a hrají zde roli také vnější faktory proměnlivosti zmíněné výše. AS-ISK byl navíc

původně vyvinut pro hodnocení vodních druhů (viz kapitola 3.4), proto se některé otázky týkají vlastností úzce souvisejících se životem ve vodním prostředí. Ve studii Kopeckého et al. (2019), která se zabývala suchozemskými druhy, na tyto otázky musela být použita odpověď „neaplikovatelné“. Přesto se mezi těmito výsledky a výsledky této studie našly podobnosti, například druhy *Thamnophis sirtalis* a *Thamnophis marcianus* byly v obou pracích vyhodnoceny jako rizikové, s BRA skóre 13 (Kopecký et al. 2019) a 13-14 (tato práce).

S ohledem na veškeré výše zmíněné podmínky a postup jiných odborných zdrojů, používajících obdobné podpůrné nástroje, tato studie předkládá seznam druhů, představujících nejvyšší riziko pro ekosystémy EU jako potenciální invazní druhy v současných klimatických podmínkách. Z jejich bližší charakteristiky jsou patrné společné charakteristiky těchto taxonů: všechny náleží do čeledi Colubridae, jde o predátory s převážně generalistickými potravními návyky a jejich původní rozšíření zahrnuje Severní a část Střední Ameriky. Dva z těchto druhů (*Lampropeltis californiae* a *Pantherophis guttatus*) byly a priori kategorizovány jako invazní a zároveň v programu TAS-ISK získaly vysoké BRA skóre – lze je tedy označit za druhy obzvláště nebezpečné. Následující kapitoly všechny vybrané taxony, jejich skóre a význam těchto výsledků rozebírají blíže.

6.1 Nejrizikovější druhy

6.1.1 *Lampropeltis californiae*

L. californiae (syn. *L. getula californiae*, česky korálovka kalifornská) je středně velký škrtič, jehož nativní habitat sahá od Oregonu přes západní pobřeží USA až po Baja Sur a pokrývá tak širokou škálu domovských okrsků napříč Spojenými státy americkými a Mexikem (Pyron & Burbrink 2009). Jde o generalistického predátora s denní aktivitou, jehož kořisti mohou být malí savci, plazi včetně jiných hadů, ptáci, obojživelníci, případně i vejce (Wiseman et al. 2019). Pro svoji odolnost a relativní nenáročnost v chovu, atraktivní vzhled a ochotu přijímat různorodou potravu se tento had stal velmi populárním na celosvětovém trhu s exotickými zvířaty.

Taxon je již v současné době na území EU přítomen – nepůvodní populace *L. californiae* byla poprvé zaznamenána na ostrově Gran Canaria (Kanárské ostrovy) roku 1998 a do roku 2007 zde byly hlášeny stovky pozorování. Invaze byla pravděpodobně zapříčiněna únikem či úmyslným vypuštěním zvířat odchovaných v lidské péči (Cabrera-Pérez et al. 2012). Gran Canaria nemá vlastní nativní druhy hadů, proto zde *L. californiae* nečelí výrazné konkurenci – běžně zde přežívají i její albinotické formy a invazní populace působí závažné škody na místní endemické fauně (Cabrera-Pérez et al. 2012).

Z výše uvedených informací vyplývá, že *L. californiae* je typickým příkladem invazního nepůvodního druhu: byl mimo svůj původní areál rozšířen člověkem, jako generalista se v novém prostředí snadno usadil a v současné době působí škody na domácím ekosystému Kanárských ostrovů. Přítomností tohoto invazního predátora byly závažně zredukovány populace místních endemických plazů – veleještěrky druhu *Gallotia stehlini* byly v důsledku predace korálovkou dohnány až k lokální extinkci (Piquet & López-Darias 2021). Taxon byl v hodnocení a priori kategorisation jednoznačně zařazen do kategorie „invasive“ na základě výsledků z databáze GBIF (GBIF Secretariat 2022a), CABI ISC (Cottrell 2022) a doplňkové

rešerše přes Google Scholar. Vysokou hodnotu BRA skóre při hodnocení nástrojem TAS-ISK pak ovlivnily zejména přizpůsobivé potravní nároky druhu, rizikovost invazní populace pro místní ekosystém, schopnost rychlého šíření a klimatická podobnost hodnocené oblasti a nativního habitatu. Nejvyšší riziko jako potenciální invazní druh *L. californiae* představuje zejména pro oblast Středomoří. Taxon přirozeně podstupuje anuální období inaktivity a je schopen hibernace, díky čemuž dokáže přežít poklesy teplot během zimy (Wiseman et al. 2019) – není proto vyloučena ani možnost založení nepůvodní populace taxonu v severnějších částech EU.

Problematika *L. californiae* je Evropskou Unií aktivně probírána. Roku 2022 byl druh zařazen na seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii („unijní seznam“) a v době vzniku této práce je na území EU zakázán soukromý chov a prodej všech poddruhů *L. getula* včetně *L. g. californiae* (EUR-Lex 2022). Eradikace nepůvodních populací na Gran Canaria je v současné době v řešení. Podobně jako i jiných invazních populací hadů se zdá slibná likvidace korálovek pomocí acetaminofenových (paracetamolových) pastí (Friebohle et al. 2020); jiným návrhem jsou pasti pachové, využívající např. pachy preferované kořisti nebo sexuálních feromonů korálovek (Piquet & López-Darias 2021).

6.1.2 *Pantherophis guttatus*

Česky užovka červená, syn. *Elaphe guttata*. Podobně jako v případě *L. californiae* jde o středně velkého škrtiče, původem tentokrát z jihovýchodu USA – původní areál druhu sahá od Floridy na jihu po New Jersey na severu, přičemž severní populace jsou znatelně více fragmentovány oproti jižním (Bird et al. 2015). Délka od špičky nosu po kloaku se u dospělých jedinců pohybuje okolo 100 cm (Bird et al. 2015). Kořisti *P. guttatus* bývají zejména drobní savci, ale také ptáci a příležitostně jejich vejce (Greenwald & Kanter 1979; DeGregorio et al. 2016).

Na území EU není chov ani prodej *P. guttatus* v době vzniku této práce nijak regulován. Opět jde o druh těšící se značné oblíbenosti se strany chovatelů zájmových zvířat – *P. guttatus* v lidské péči ochotně přijímá potravu, nemá problémy s reprodukcí, nemá vysoké nároky na mikroklima a letitými odchovy v zajetí bylo podchyceno mnoho různorodých barevných mutací (McFadden et al. 2017). Tento taxon je k vidění na prakticky každé teraristické burze a bývá často doporučován jako druh vhodný pro začátečníky. Bohužel tato popularita a snadná dostupnost může podpořit nežádoucí šíření druhu do jeho nepůvodních areálů.

Označení „invasive“ v a priori categorisation *P. guttatus* získal na základě výsledků z databází GBIF (GBIF Secretariat 2022b), CABI ISC (Krysko 2022), GISD (Global Invasive Species Database 2023), i doplňkové rešerše přes Google Scholar. Hodnota konečného BRA skóre byla ovlivněna (podobně jako u předchozího taxonu) popularitou druhu na trhu, generalistickými potravními návyky (Global Invasive Species Database 2023), a mírou klimatické shody nativního habitatu a hodnocené oblasti.

V současné době jsou známy invazní populace tohoto druhu v oblasti Karibiku a ojedinělá pozorování z Jižní Ameriky, kde byl taxon introdukovan pravděpodobně prostřednictvím obchodu se zájmovými zvířaty a jako „černý pasažér“ v zásilkách dovážených rostlin – tyto populace jsou nyní v časném stadiu invaze a jejich negativní dopad na nativní ekosystém není zatím znám v plném rozsahu (Fonseca et al. 2014; Krysko 2022; Global

Invasive Species Database 2023). Dle GBIF Secretariat (2022b) byl *P. guttatus* introdukovan také ve Španělsku, Belgii a Polsku, ovšem data dostupná přes databázi CABI ISC (Krysko 2022) doplňují, že nepůvodní populace tohoto druhu z Evropy vymizely cirka okolo roku 2001. Během rešerše přes Google Scholar a další portály nebyly dohledány aktuální zdroje, které by dokládaly přítomnost *P. guttatus* na území EU – můžeme proto tvrdit, že v současné době se zde taxon nevyskytuje. Nutno ovšem podotknout, že v případě introdukce představuje *P. guttatus* největší riziko jako potenciální invazní druh právě pro Španělsko, oblast Středomoří a pro svoji schopnost hibernace (Bird et al. 2015) stejně jako *L. californiae* i pro některé severněji položené státy EU.

6.1.3 *Thamnophis* spp.

Rod *Thamnophis* Fitzinger, 1843 je jeden z nejrozšířenějších severoamerických rodů užovek, obsahující asi 30 druhů s jejich poddruhy (Seigel et al. 2000; De Queiroz et al. 2002). Jde o malé až středně velké hady s rozšířením po celé Severní Americe včetně některých částí Kanady (Fitch 1981; Bell et al. 2007), s jižními populacemi zasahujícími až na území Mexika (Fitch 1981; Ford & Karges 1987). Jednotlivé druhy jsou charakteristické vysokou diverzitou v oblasti obsazených ekologických nik (převažuje terestrický a semiakvatický způsob života) a v oblasti potravy – najdeme zde druhy zaměřené na lov bezobratlých, obojživelníků a ryb, ale také generalisty živící se navíc plazy, ptáky a drobnými savci (De Queiroz et al. 2002). Užovky rodu *Thamnophis* jsou viviparní, samice tedy rodí živá mláďata (Ford & Karges 1987; Seigel et al. 2000), což je efektivní strategií zejména v chladnějších klimatických podmínkách (Shine 2004). Další adaptací rodu na chladné podnebí je typická hromadná hibernace; některé druhy migrují na vhodná zimoviště až na vzdálenosti více než 17 kilometrů a tráví zde zhruba 9 měsíců, přičemž vlastní hibernace může trvat až 7 měsíců (Aleksiuk 1976).

Thamnophis marcianus, *T. sauritus* a *T. sirtalis* tvoří zajímavou skupinu druhů s vysokým BRA skóre, kterého dosáhly zejména díky těmto společným vlastnostem. Navzdory jejich vysoké přizpůsobivosti však ani jeden z těchto taxonů nebyl úspěšně usazen mimo svůj původní areál (GBIF Secretariat 2022c–e). Na území EU bylo v případě *T. sirtalis* zaznamenáno několik ojedinělých pozorování v Rakousku, Německu, a Švédsku (důsledkem obchodu se zájmovými zvířaty, případně pravděpodobného záměrného vypuštění), nikdy však nedošlo k založení invazní populace (Kraus 2009).

Z výše uvedených důvodů byly všechny tři taxony a priori zařazeny do kategorie „non-invasive“. Jejich vysoká BRA skóre byla zapříčiněna zejména vlastnostmi jako jsou viviparita, schopnost migrace za účelem zimování (Aleksiuk 1976), tolerance širokého spektra habitatů včetně těch narušených člověkem (Hammerson 2007a; Chaves et al. 2013; Frost et al. 2015), riziko kompetice s původními druhy hadů v rámci EU a potenciál ohrozit místní chráněnou faunu. Například *T. sauritus* žije semiakvaticky, je aktivní ve dne a specializuje se na lov ryb a obojživelníků (Bell et al. 2007). Tyto vlastnosti by mohly být hrozbou pro nativní obojživelníky EU, z nichž je téměř 23 % ohrožených (Temple & Cox 2009), případně by mohlo docházet ke kompetici s původními druhy hadů, zejména užovek rodu *Natrix* Laurenti, 1768, jejichž ekologie je velmi podobná (Luiselli et al. 2005; Luiselli et al. 2007).

Ve srovnání s ostatními druhy rodu *Thamnophis*, hodnocenými v rámci této práce, se *T. marcianus*, *T. sauritus* a *T. sirtalis* vyznačují vyšším BRA skóre v důsledku své vyšší popularity

mezi zájmovými chovateli, a tedy zvýšeného rizika introdukce (Kraus 2009). *Thamnophis atratus* (Kennicott in Cooper, 1860) a *Thamnophis cyrtopsis* (Kennicott, 1860) také hůře tolerují habitaty narušené aktivitou člověka (Hammerson 2007b; Hammerson 2013), proto bylo jejich výsledné skóre nižší a nestačilo na jejich zařazení do seznamu nejrizikovějších druhů.

6.2 Význam výsledků z pohledu legislativy

Dopady invazního druhu na ekosystém nepůvodního stanoviště mají tendenci narůstat s postupnou expanzí nepůvodní populace, čímž se biologické invaze odlišují od jiných jevů poškozujících životní prostředí (Keller et al. 2011). V případě usazení invazního druhu je tedy neúčinnější obrannou strategií co nejrychlejší eradikace, ovšem z celkového hlediska bývá za nejefektivnější obranu považována prevence samotného vzniku invazních populací (viz kapitola 3.1). Protože nepůvodní druhy jsou schopny ve svém procesu šíření do nových vyhovujících stanovišť překračovat státní hranice (často právě za pomoci člověka), úsilí o prevenci jejich introdukce by mělo, pokud možno, probíhat na mezinárodní úrovni – v současné době, kdy na území EU pokračuje snaha o sjednocování ekonomik členských států, jsou odstraňovány některé překážky (např. hraniční kontroly) zabraňující šíření exotických taxonů (Keller et al. 2011). V kombinaci s různě rozvinutými opatřeními v rámci různých členských států proto dochází k fenoménu, kdy jsou i státy s přísnými preventivními opatřeními nadále ohroženy, protože jejich sousedé nejsou v politice biologických invazí natolik zainteresováni (Perrings et al. 2010; Keller et al. 2011). Z mezinárodních programů EU přijala například Úmluvu o biologické rozmanitosti (Convention on Biological Diversity, dále CBD), která byla do evropské legislativy implementována rozhodnutím Rady 93/626/EHS (EUR-Lex 2020) – jedním z požadavků CBD je prevence zavlékání, šíření a vývozu invazních druhů, neexistuje však mnoho důkazů, že by úmluva přispěla ke zlepšení stavu biologických invazí na celosvětové úrovni (Keller et al. 2011).

Mezi opatření specifická pro EU dále patří například již zmiňovaný unijní seznam – taxony sem zařazené nesmějí být dováženy, převáženy, prodávány ani rozmnožovány na celém území Unie (EUR-Lex 2022); zvířata uvedená na unijním seznamu, která po zákazu distribuce zůstala ve vlastnictví chovatelů, by měla být řádně registrována. Na území České republiky registrace invazního druhu například probíhá přes online formulář, dostupný na webu Ministerstva životního prostředí. Po vyplnění formuláře chovatel obdrží osvědčení s evidenčním číslem, které následně funguje jako doklad o tom, že jde o zvířata držaná v souladu s evropským nařízením (Ministerstvo životního prostředí 2022). Unijní seznam se však vztahuje pouze na již usazené nepůvodní druhy s intenzivním negativním dopadem; na ty taxony, které na území EU usazené nejsou, ale mají vysoký invazní potenciál, legislativa EU nijak necílí.

S ohledem na výsledky této práce je na místě úvaha o implementaci preventivních opatření, která by zamezovala potenciální introdukci *P. guttatus*, *T. marcianus*, *T. sauritus* a *T. sirtalis*. Může jít například o i) zařazení na unijní seznam, a tedy plošný zákaz prodeje a distribuce těchto taxonů; ii) propagaci chovu méně rizikových druhů namísto druhů představujících vysoké riziko; iii) lokální preventivní opatření, která by brala v potaz individuální klimatické podmínky členských států. Veřejnost by měla být vždy důkladně seznámena s významem podobných zákroků, aby bylo v rámci možností zamezeno obcházení

zákona neinformovanými chovateli. Je nutno dodat, že ačkoliv se tato práce zabývá zejména druhy představujícími akutní riziko v současných podmínkách (a tyto druhy by měly mít z hlediska prevence prioritu, jinak jejich dopady mohou být tragické, jako v případě *L. californiae*), je vhodné nezapomínat, že invazní potenciál všech užovek může v závislosti na klimatické změně v budoucích letech vzrůstat.

Je důležité si uvědomit, že současná problematika biologických invazí je z velké části ovlivněna člověkem – vzdělaností chovatelů i široké veřejnosti počínaje a legislativními opatřeními konče. Proto by měl být věnován čas pečlivějšímu vzdělávání společnosti v oblasti biologických invazí a jejich spojitosti se zájmovými chovy, odpovědného vlastnictví exotických zvířat či důležitosti ochrany původních ekosystémů.

7 Závěr

- V rámci práce byl popsán proces biologických invazí, nejčastější způsoby introdukce nepůvodních druhů herpetofauny a dopady těchto introdukovaných taxonů na jejich nepůvodní areál v oblasti ekologické i socioekonomické. Byl vysvětlen význam zkoumání invazního potenciálu hadů, potažmo užovek, jako vysoce adaptabilních živočichů, kteří bývají častým předmětem zavlečení v důsledku transportu za účelem zájmového chovu, a jejichž invaze mohou často probíhat kryptickým způsobem.
- Spojení hodnocení nástrojem TAS-ISK společně s předcházející a priori categorisation umožnilo efektivní porovnání výsledků s ohledem na kontext získaných dat. Byla sestavena databáze získaných skóre, vyjadřujících míru rizika usazení nejčastěji importovaných druhů užovek na území EU a jejich potenciálního dopadu na místní ekosystém. Z této databáze bylo vybráno 5 nejrizikovějších taxonů, byly určeny jejich společné znaky a definovány atributy, které právě z těchto druhů dělaly ty nejnebezpečnější. Těmito atributy byly zejména generalistické potravní návyky, potenciál tolerovat široké spektrum podnebných podmínek na území EU, konkurenceschopnost vůči domácím druhům hadů nebo riziko konzumace místní chráněné herpetofauny.
- Na základě získaných výsledků byly jako nejnebezpečnější druhy vyhodnoceny *Lampropeltis californiae* a *Pantherophis guttatus* spolu s vybranými druhy *Thamnophis* spp. Zatímco *L. californiae* byla legislativou EU řešena, *P. guttatus* a *Thamnophis* spp. nečelily na území Unie žádným omezením v oblasti dovozu, chovu, ani distribuce. Všechny tyto taxony si v budoucích letech zaslouží naši zvýšenou pozornost – v případě *L. californiae* jde o registraci zbývajících zvířat ve vlastnictví chovatelů a efektivní management existující invazní populace na Gran Canaria, zatímco v případě *P. guttatus*, *T. marcianus*, *T. sauritus* a *T. sirtalis* se nabízí diskuze o zavedení preventivních opatření, zabraňujících vzniku invazních populací na území EU. Nesmělo by se zapomínat na kvalitní vzdělávání veřejnosti o spojitostech mezi biologickými invazemi a zájmovými chovy zvířat, jelikož lidský faktor hraje v introdukci nepůvodních druhů neopomenutelnou roli.

8 Literatura

- Aleksiuk M. 1976. Reptilian Hibernation: Evidence of Adaptive Strategies in *Thamnophis sirtalis parietalis*. *Copeia* **1976**(1): 170-178. DOI: 10.2307/1443787.
- Bell SLM, Herman TB, Wassersug RJ. 2007. Ecology of *Thamnophis sauritus* (Eastern Ribbon Snake) at the Northern Limit of its Range. *Northeastern Naturalist* **14**(2): 279-292. DOI: 10.1656/1092-6194(2007)14[279:eotser]2.0.co;2.
- Bird WM, Peak P, Baxley DL. 2015. Natural History and Meristics of an Allopatric Population of Red Cornsnakes, *Pantherophis Guttatus* (Linnaeus, 1766) in Central Kentucky, USA. *Journal of North American Herpetology* **1**: 6-11. DOI: 10.17161/jnah.vi1.11899.
- Blackburn TM, et al. 2014. A Unified Classification of Alien Species Based on the Magnitude of their Environmental Impacts. *PLoS Biology* **12**(5). DOI: 10.1371/journal.pbio.1001850.
- Bureau of Rural Sciences. 2008. Climatch. Bureau of Rural Sciences: Department of Agriculture, Fisheries and Forestry, Canberra, Australia. Available from <https://climatch.cp1.agriculture.gov.au/> (accessed April 2023).
- Bush ER, Baker SE, MacDonald DW. 2014. Global Trade in Exotic Pets 2006-2012. *Conservation Biology* **28**(3): 663-676. DOI: 10.1111/cobi.12240.
- Cabrera-Pérez MÁ, Gallo-Barneto R, Esteve I, Patiño-Martínez C, López-Jurado LF. 2012. The management and control of the California kingsnake in Gran Canaria (Canary Islands): Project LIFE+ Lampropeltis. *Aliens: The Invasive Species Bulletin* **32**: 20-28.
- Clavero M, Garcia-Berthou E. 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology and Evolution* **20**(3): 110. DOI: 10.1016/j.tree.2005.01.003.
- Copp G, Vilizzi L, Tidbury H, Stebbing P, Tarkan AS, Miossec L, Gouilletquer P. 2016. Development of a generic decision-support tool for identifying potentially invasive aquatic taxa: AS-ISK. *Management of Biological Invasions* **7**(4): 343-350. DOI: 10.3391/mbi.2016.7.4.04.
- Cottrell V. 2022. *Lampropeltis californiae* (California kingsnake). CABI Compendium. CABI International. Available from <https://doi.org/10.1079/cabicompendium.120356> (accessed February 2023).
- Crowley SL, Hinchliffe S, McDonald RA. 2017. Conflict in invasive species management. *Frontiers in Ecology and the Environment* **15**(3): 133-141. DOI: 10.1002/fee.1471.
- Cuthbert RN, Diagne C, Haubrock PJ, Turbelin AJ, Courchamp F. 2022. Are the “100 of the world’s worst” invasive species also the costliest?. *Biological Invasions* **24**(7): 1895-1904. DOI: 10.1007/s10530-021-02568-7.
- Davis MA, Thompson K. 2000. Eight ways to be a colonizer; two ways to be an invader: a proposed nomenclature scheme for invasion ecology. *Bulletin of the Ecological Society of America* **81**: 226–230.
- De Queiroz A, Lawson R, Lemos-Espinal JA. 2002. Phylogenetic Relationships of North American Garter Snakes (*Thamnophis*) Based on Four Mitochondrial Genes: How Much DNA Sequence Is Enough? *Molecular Phylogenetics and Evolution* **22**(2): 315-329. DOI: 10.1006/mpev.2001.1074.

- DeGregorio BA, Weatherhead PJ, Sperry JH. 2016. Ecology and Predation Behavior of Corn Snakes (*Pantherophis guttatus*) on Avian Nests. *Herpetological Conservation and Biology* **11**(1): 150-159.
- Demkowska-Kutrzepa M, Studzińska M, Roczeń-Karczmarz M, Tomczuk K, Abbas Z, Różański P. 2018. A review of the helminths co-introduced with *Trachemys scripta elegans* – a threat to European native turtle health. *Amphibia-Reptilia* **39**(2): 177-189. DOI: 10.1163/15685381-17000159.
- Dubey S, Ursenbacher S, Schuerch J, Golay J, Aubert P, Dufresnes C. 2017. A glitch in the *Natrix*: cryptic presence of alien grass snakes in Switzerland. *Herpetology Notes* **10**: 205-208.
- Engeman R, Jacobson E, Avery ML, Meshaka WE. 2011. The aggressive invasion of exotic reptiles in Florida with a focus on prominent species: A review. *Current Zoology* **57**(5): 599-612. DOI: 10.1093/czoolo/57.5.599.
- EUR-Lex. 2020. Summaries of EU Legislation: Convention on Biological Diversity. Publications Office of the European Union. Available from <https://eur-lex.europa.eu/EN/legal-content/summary/convention-on-biological-diversity.html> (accessed March 2023).
- EUR-Lex. 2022. Commission Implementing Regulation (EU) 2022/1203 of 12 July 2022 amending Implementing Regulation (EU) 2016/1141 to update the list of invasive alien species of Union concern. Publications Office of the European Union. Available from <https://eur-lex.europa.eu/> (accessed February 2023).
- Fisher SR, Fisher RN, Alcaraz SE, Gallo-Barneto R, Patino-Martinez C, Jurado LL, Rochester CJ. 2019. Life-history comparisons between the native range and an invasive island population of a colubrid snake. Pages 326-331 in Veitch CR, Clout MN, Martin AR, Russell JC, West CJ, editors. *Island invasives: scaling up to meet the challenge*. International Union for Conservation of Nature, Gland, Switzerland.
- Fitch HS. 1981. *Thamnophis sirtalis* (Linnaeus) Common garter snake. *Catalogue of American Amphibians and Reptiles (CAAR)*: 270.1-270.4. DOI: 10.15781/T2Q814X5W.
- Fonseca É, Marques R, Tinôco M. 2014. New records of *Pantherophis guttatus* (Squamata: Colubridae) in the state of Bahia, an alien species to Brazil. *Salamandra* **50**: 241-244.
- Ford NB, Karges JP. 1987. Reproduction in the Checkered Garter Snake, *Thamnophis marcianus*, from Southern Texas and Northeastern Mexico: Seasonality and Evidence for Multiple Clutches. *The Southwestern Naturalist* **32**(1): 93-101. DOI: 10.2307/3672013.
- Foster KP. 1999. The Earliest Zoos and Gardens. *Scientific American* **281**(1): 64-71.
- Friebohle J, Siers S, Montgomery C. 2020. Acetaminophen as an oral toxicant for invasive California kingsnakes (*Lampropeltis californiae*) on Gran Canaria, Canary Islands, Spain. *Management of Biological Invasions* **11**(1): 122-138. DOI: 10.3391/mbi.2020.11.1.09.
- Fritts TH, McCoid MJ, Haddock RL. 1994. Symptoms and Circumstances Associated with Bites by the Brown Tree Snake (Colubridae: *Boiga irregularis*) on Guam. *Journal of Herpetology* **28**(1): 27-33. DOI: 10.2307/1564676.
- Frost DR, Hammerson GA, Santos-Barrera G. 2015. *Thamnophis sirtalis*. The IUCN Red List of Threatened Species, London, UK. Available from

- <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-2.RLTS.T62240A68308267.en> (accessed March 2023).
- Fuentes Magallón R, Castillo M, Belton E, Zambrano E, Quintero-Arrieta H, Batista A. 2021. Dead snake! A strategy for survival: Thanatosis in some Panamanian snakes with a review of death-feigning in American snakes. *Reptiles & Amphibians* **28**(3): 389-396. DOI: 10.17161/randa.v28i3.15753.
- GBIF Secretariat. 2022a. *Lampropeltis getula* subsp. *californiae* (Blainville, 1835). GBIF Backbone Taxonomy, Copenhagen. Available from <https://doi.org/10.15468/39omei> (accessed February 2023).
- GBIF Secretariat. 2022b. *Pantherophis guttatus* (Linnaeus, 1766). GBIF Backbone Taxonomy, Copenhagen. Available from <https://doi.org/10.15468/39omei> (accessed February 2023).
- GBIF Secretariat. 2022c. *Thamnophis marcianus* (Baird & Girard, 1853). GBIF Backbone Taxonomy, Copenhagen. Available from <https://doi.org/10.15468/39omei> (accessed March 2023).
- GBIF Secretariat. 2022d. *Thamnophis saurita* (Linnaeus, 1766). GBIF Backbone Taxonomy, Copenhagen. Available from <https://doi.org/10.15468/39omei> (accessed March 2023).
- GBIF Secretariat. 2022e. *Thamnophis sirtalis* (Linnaeus, 1758). GBIF Backbone Taxonomy, Copenhagen. Available from <https://doi.org/10.15468/39omei> (accessed March 2023).
- Gippet JMW, Bertelsmeier C. 2021. Invasiveness is linked to greater commercial success in the global pet trade. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **118**(14). DOI: 10.1073/pnas.2016337118.
- Global Invasive Species Database. 2023. Species profile: *Elaphe guttata*. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group (ISSG). Available from <http://www.iucngisd.org/gisd/speciesname/Elaphe+guttata> (accessed February 2023).
- Goodenough A. 2010. Are the ecological impacts of alien species misrepresented? A review of the “native good, alien bad” philosophy. *Community Ecology* **11**(1): 13-21. DOI: 10.1556/comec.11.2010.1.3.
- Greenwald OE, Kanter ME. 1979. The Effects of Temperature and Behavioral Thermoregulation on Digestive Efficiency and Rate in Corn Snakes (*Elaphe guttata guttata*). *Physiological Zoology* **52**(3): 398-408. DOI: 10.1086/physzool.52.3.30155760.
- Hammerson GA. 2007a. *Thamnophis sauritus*. The IUCN Red List of Threatened Species, London, UK. Available from <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2007.RLTS.T63991A12727431.en> (accessed March 2023).
- Hammerson GA. 2007b. *Thamnophis atratus*. The IUCN Red List of Threatened Species, London, UK. Available from <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2007.RLTS.T63970A12732165.en> (accessed March 2023).
- Hammerson GA. 2013. *Thamnophis cyrtopsis*. The IUCN Red List of Threatened Species, London, UK. Available from <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-2.RLTS.T63975A3132338.en> (accessed March 2023).
- Hayes KR, Barry SC. 2008. Are there any consistent predictors of invasion success?. *Biological Invasions* **10**(4): 483-506. DOI: 10.1007/s10530-007-9146-5.

- Horan RD, Perrings C, Lupi F, Bulte EH. 2002. Biological Pollution Prevention Strategies under Ignorance: The Case of Invasive Species. *American Journal of Agricultural Economics* **84**(5): 1303-1310. DOI: 10.1111/1467-8276.00394.
- Hulme PE, Pyšek P, Nentwig W, Vilà M. 2009. Will Threat of Biological Invasions Unite the European Union? *Science* **324**(5923): 40-41. DOI: 10.1126/science.1171111.
- Chaves G, Lamar W, Porras LW, Solórzano A, Sunyer J, Hammerson GA. 2013. *Thamnophis marcianus*. The IUCN Red List of Threatened Species, London, UK. Available from <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-2.RLTS.T198521A2529116.en> (accessed March 2023).
- Integrated Taxonomic Information System. 2017. ITIS – Report: Colubridae. Integrated Taxonomic Information System (ITIS). Available from <https://www.itis.gov/> (accessed April 2023).
- Invasive and Exotic Species of North America. 2018. Milk snake, *Lampropeltis triangulum* (Lacépède, 1789). Center for Invasive Species and Ecosystem Health. Available from <https://www.invasive.org/browse/subinfo.cfm?sub=17976> (accessed April 2023).
- IUCN Council. 2000. Guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species. Prepared by the IUCN/SSC Invasive Species Specialist Group (ISSG) and approved by the 51st Meeting of the IUCN Council, Gland, Switzerland.
- Jarić I, Cvijanović G. 2012. The Tens Rule in Invasion Biology: Measure of a True Impact or Our Lack of Knowledge and Understanding? *Environmental Management* **50**(6): 979-981. DOI: 10.1007/s00267-012-9951-1.
- Karatayev AY, Burlakova LE, Padilla DK. 1997. The effects of *Dreissena polymorpha* (Pallas) invasion on aquatic communities in Eastern Europe. *Journal of Shellfish Research* **16**: 187-203.
- Keller RP, Geist J, Jeschke JM, Kühn I. 2011. Invasive species in Europe: ecology, status and policy. *Environmental Sciences Europe* **23**(1): 23. DOI: 10.1186/2190-4715-23-23.
- Keller RP, Lodge DM. 2007. Species Invasions from Commerce in Live Aquatic Organisms: Problems and Possible Solutions. *BioScience* **57**(5): 428-436. DOI: 10.1641/B570509.
- Kolar CS, Lodge DM. 2001. Progress in invasion biology: predicting invaders. *Trends in Ecology and Evolution* **16**(4): 199-204. DOI: 10.1016/S0169-5347(01)02101-2.
- Kopecký O, Bílková A, Hamatová V, Kňazovická D, Konrádová L, Kunzová B, Slaměňíková J, Slanina O, Šmídová T, Zemancová T. 2019. Potential Invasion Risk of Pet Traded Lizards, Snakes, Crocodiles, and Tuatara in the EU on the Basis of a Risk Assessment Model (RAM) and Aquatic Species Invasiveness Screening Kit (AS-ISK). *Diversity* **11**(9):164. DOI: 10.3390/d11090164.
- Kraus F, Campbell III EW. 2002. Human-mediated Escalation of a Formerly Eradicable Problem: The Invasion of Caribbean Frogs in the Hawaiian Islands. *Biological Invasions* **4**(3): 327-332. DOI: 10.1023/A:1020909205908.
- Kraus F. 2009. Alien Reptiles and Amphibians: A Scientific Compendium and Analysis. Springer Science and Business Media B.V., Dordrecht, Netherlands.
- Kraus F. 2015. Impacts from Invasive Reptiles and Amphibians. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **46**(1): 75-97. DOI: 10.1146/annurev-ecolsys-112414-054450.
- Krysko K. 2022. *Pantherophis guttatus* (corn snake). CABI Compendium. CABI International. Available from 10.1079/cabicompendium.84655 (accessed February 2023).

- Lockwood JL, et al. 2019. When pets become pests: the role of the exotic pet trade in producing invasive vertebrate animals. *Frontiers in Ecology and the Environment* **17**(6): 323-330. DOI: 10.1002/fee.2059.
- Lonsdale M. 1999. Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology* **80**: 1522-1536. DOI: 10.1890/0012-9658(1999)080[1522:GPOPIA]2.0.CO;2.
- Lowe VPW, Gardiger S. 1975. Hybridization between Red deer (*Cervus elaphus*) and Sika deer (*Cervus nippon*) with particular reference to stocks in N.W. England. *Journal of Zoology* **177**(4): 553-566. DOI: 10.1111/j.1469-7998.1975.tb02259.x.
- Luiselli L, Capizzi D, Filippi E, Anibaldi C, Rugiero L, Capula M. 2007. Comparative Diets of Three Populations of an Aquatic Snake (*Natrix tessellata*, Colubridae) from Mediterranean Streams with Different Hydric Regimes. *Copeia* **2**: 426-435. DOI: 10.1643/0045-8511(2007)7[426:CDOTPO]2.0.CO;2.
- Luiselli L, Filippi E, Capula M. 2005. Geographic variation in diet composition of the grass snake (*Natrix natrix*) along the mainland and an island of Italy: The effects of habitat type and interference with potential competitors. *The Herpetological Journal* **15**: 221-230.
- Madzivanzira TC, Weyl OLF, South J. 2022. Ecological and potential socioeconomic impacts of two globally-invasive crayfish. *NeoBiota* **72**: 25-43. DOI: 10.3897/neobiota.72.71868.
- McFadden MS, Topham P, Harlow PS. 2017. A ticking time bomb: Is the illegal pet trade a pathway for the establishment of corn snake (*Elaphe guttata*) populations in Australia?. *Australian Zoologist* **38**: 499–504. DOI: 10.7882/AZ.2017.006
- Miller S, Holt A. 1992. The alien pest species invasion in Hawaii: background study and recommendations for interagency planning. Report prepared for The Nature Conservancy of Hawaii and Natural Resources Defense Council.
- Ministerstvo životního prostředí. 2022. Registrujte domácí mazlíčky, pokud jde o invazní druh: MŽP má k tomu jednoduchý online formulář. Ministerstvo životního prostředí, Praha. Available from https://www.mzp.cz/cz/news_20220425_registrujte_domaci_mazlicky_pokud_jde_o_invazivni_druh (accessed April 2023).
- Montes E, Kraus F, Chergui B, Pleguezuelos JM. 2022. Collapse of the endemic lizard *Podarcis pityusensis* on the island of Ibiza mediated by an invasive snake. *Current Zoology* **68**(3): 295-303. DOI: 10.1093/cz/zoab022.
- Moody ME, Mack RN. 1988. Controlling the Spread of Plant Invasions: The Importance of Nascent Foci. *The Journal of Applied Ecology* **25**(3): 1009-1021. DOI: 10.2307/2403762.
- Murray J, Murray E, Johnson M, Clarke B. 1987. The Extinction of *Partula* on Moorea. *Pacific Science* **42**: 150-153.
- Newman JR, Newman CM, Lindsay JR, Merchant B, Avery ML, Pruett-Jones S. 2011. Monk Parakeets: An Expanding Problem on Power Lines and Other Electrical Utility Structures. Pages 355-363 in Goodrich-Mahoney JW, Abrahamson LP, Ballard JL, Tikalsky SM, editors. *Environment Concerns in Rights-of-Way Management 8th International Symposium*. Elsevier, New York.
- Paini DR, Sheppard AW, Cook DC, De Barro PJ, Worner SP, Thomas MB. 2016. Global threat to agriculture from invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **113**(27): 7575-7579. DOI: 10.1073/pnas.1602205113.

- Park K. 2004. Assessment and Management of Invasive Alien Predators. *Ecology and Society* **9**(2): 12. DOI: 10.5751/ES-01208-090212.
- Peel MC, Finlayson BL, McMahon TA. 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences* **11**(5): 1633-1644. DOI: 10.5194/hess-11-1633-2007.
- Perrings C, Burgiel S, Lonsdale M, Mooney H, Williamson M. 2010. International cooperation in the solution to trade-related invasive species risks. *Annals of the New York Academy of Sciences* **1195**(1): 198-212. DOI: 10.1111/j.1749-6632.2010.05453.x.
- Perrings C. 2007. Pests, pathogens and poverty: Biological invasions and agricultural dependence. Pages 131-165 in Kontoleon A, Pascual U, Swanson T, editors. *Biodiversity Economics: Principles, Methods and Applications*. Cambridge University Press, UK.
- Pheloung PC, Williams PA, Halloy SR. 1999. A weed risk assessment model for use as a biosecurity tool evaluating plant introductions. *Journal of Environmental Management* **57**(4): 239-251. DOI: 10.1006/jema.1999.0297.
- Piquet JC, López-Darias M. 2021. Invasive snake causes massive reduction of all endemic herpetofauna on Gran Canaria. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **288**: 1964. DOI: 10.1098/rspb.2021.1939.
- Publications Office of the European Union. 2020. Invasive Alien Species of Union Concern, Version 2020. European Commission, Directorate-General for Environment. Available from <https://op.europa.eu/> (accessed January 2023).
- Pyron R, Burbrink F. 2009. Systematics Of The Common Kingsnake (*Lampropeltis Getula*; Serpentes: Colubridae) And The Burden Of Heritage In Taxonomy. *Zootaxa* **2241**: 22-32. DOI: 10.5281/zenodo.190597.
- Richardson DM, Pyšek P, Carlton J. 2011. A compendium of essential concepts and terminology in invasion ecology. Pages 409-420 in Richardson DM, editor. *Fifty years of invasion ecology: the legacy of Charles Elton*. John Wiley & Sons Ltd., Oxford.
- Robinson JE, Griffiths RA, St. John FAV, Roberts DL. 2015. Dynamics of the global trade in live reptiles: Shifting trends in production and consequences for sustainability. *Biological Conservation* **184**: 42-50. DOI: 10.1016/j.biocon.2014.12.019.
- Rodda GH, Fritts TH, Conry P. 1992. Origin and population growth of the brown tree snake, *Boiga irregularis*, on Guam. *Pacific Science* **46**: 46-51.
- Rodda GH, Savidge JA. 2007. Biology and Impacts of Pacific Island Invasive Species. 2. *Boiga irregularis*, the Brown Tree Snake (Reptilia: Colubridae). *Pacific Science* **61**(3): 307-324. DOI: 10.2984/1534-6188(2007)61[307:BAIOPI]2.0.CO;2.
- Rossi J, Rossi R. 2000. Husbandry of North American Colubrid Snakes. *Journal of Herpetological Medicine and Surgery* **10**(3): 24-30. DOI: 10.5818/1529-9651-10.3.24.
- Saul WC, et al. 2017. Assessing patterns in introduction pathways of alien species by linking major invasion data bases. *Journal of Applied Ecology* **54**(2): 657-669. DOI: 10.1111/1365-2664.12819.
- Savidge JA. 1987. Extinction of an Island Forest Avifauna by an Introduced Snake. *Ecology* **68**(3): 660-668. DOI: 10.2307/1938471.
- Savidge JA. 1988. Food Habits of *Boiga irregularis*, an Introduced Predator on Guam. *Journal of Herpetology* **22**(3): 275-282. DOI: 10.2307/1564150.

- Sax DF, Gaines SD. 2003. Species diversity: from global decreases to local increases. *Trends in Ecology and Evolution* **18**(11): 561-566. DOI: 10.1016/S0169-5347(03)00224-6.
- Seigel RA, Ford NB, Mahrt LA. 2000. Ecology of an Aquatic Snake (*Thamnophis marciianus*) in a Desert Environment: Implications of Early Timing of Birth and Geographic Variation in Reproduction. *The American Midland Naturalist* **143**(2): 453-462. DOI: 10.1674/0003-0031(2000)143[0453:eoast]2.0.co;2.
- Shine R. 2004. Does Viviparity Evolve in Cold Climate Reptiles Because Pregnant Females Maintain Stable (Not High) Body Temperatures? *Evolution* **58**(8): 1809-1818. DOI: 10.1111/j.0014-3820.2004.tb00463.x.
- Scheffers BR, Oliveira BF, Lamb I, Edwards DP. 2019. Global wildlife trade across the tree of life. *Science* **366**(6461): 71-76. DOI: 10.1126/science.aav5327.
- Sikder IU, Mal-Sarkar S, Mal TK. 2006. Knowledge-Based Risk Assessment Under Uncertainty for Species Invasion. *Risk Analysis* **26**(1): 239-252. DOI: 10.1111/j.1539-6924.2006.00714.x.
- Simberloff D, et al. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology and Evolution* **28**(1): 58-66. DOI: 10.1016/j.tree.2012.07.013.
- Smith M. 2006. Does the Herp Hobby Breed Conservationists? *Turtle and Tortoise Newsletter* **9**: 14-15. DOI: 10.2744/1526-3096(2006)9[2:TNOCCA]2.0.CO;2.
- Socha JJ. 2011. Gliding Flight in *Chrysopelea*: Turning a Snake into a Wing. *Integrative and Comparative Biology* **51**(6): 969-982. DOI: 10.1093/icb/icr092
- Standfuss B, Lipovšek G, Fritz U, Vamberger M. 2016. Threat or fiction: is the pond slider (*Trachemys scripta*) really invasive in Central Europe? A case study from Slovenia. *Conservation Genetics* **17**(3): 557-563. DOI: 10.1007/s10592-015-0805-2.
- Stringham OC, Lockwood JL, Bellard C. 2018. Pet problems: Biological and economic factors that influence the release of alien reptiles and amphibians by pet owners. *Journal of Applied Ecology* **55**(6): 2632-2640. DOI: 10.1111/1365-2664.13237.
- Taillie PJ, Hart KM, Sovie AR, McCleery RA. 2021. Native mammals lack resilience to invasive generalist predator. *Biological Conservation* **261**(1928): 109290. DOI: 10.1016/j.biocon.2021.109290.
- Temple HJ, Cox NA. 2009. European Red List of Amphibians. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Thornton SL. 2014. Snakes. Pages 310-312 in Wexler P, Abdollahi M, De Peyster A, Gad SC, Greim H, Harper S, Moser VC, Ray S, Tarazona J, Wiegand TJ, editors. *Encyclopedia of Toxicology (Third Edition)*. Elsevier Science, Leawood, Kansas.
- Ujvari B, Madsen T. 2009. Increased mortality of naive varanid lizards after the invasion of non-native cane toads (*Bufo marinus*). *Herpetological Conservation and Biology* **4**(2): 248-251.
- van Doorn L, Speybroeck J, Brys R, Halfmaerten D, Neyrinck S, Engelen P, Adriaens T. 2021a. Aesthetic aliens: invasion of the beauty rat snake, *Elaphe taeniura* Cope, 1861 in Belgium, Europe. *BioInvasions Records* **10**(3): 741-754. DOI: 10.3391/bir.2021.10.3.24.
- van Doorn L, Reyserhove L, Speybroeck J, Adriaens T. 2021b. Checklist of alien herpetofauna of Belgium, Version 1.2. Research Institute for Nature and Forest (INBO), Brussels, Belgium. Available from <https://doi.org/10.15468/pnxu4c> (accessed March 2023).

- Vilizzi L, et al. 2021. A global-scale screening of non-native aquatic organisms to identify potentially invasive species under current and future climate conditions. *Science of The Total Environment* **788**: 147868. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.147868.
- Vilizzi L, Hill JE, Piria M, Copp GH. 2022. A protocol for screening potentially invasive non-native species using Weed Risk Assessment-type decision-support tools. *Science of The Total Environment* **832**: 154966. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.154966.
- Whitney NM, White CF, Smith BJ, Cherkiss MS, Mazzotti FJ, Hart KM. 2021. Accelerometry to study fine-scale activity of invasive Burmese pythons (*Python bivittatus*) in the wild. *Animal Biotelemetry* **9**:2. DOI: 10.1186/s40317-020-00227-7.
- Willson JD, Dorcas ME, Snow RW. 2011. Identifying plausible scenarios for the establishment of invasive Burmese pythons (*Python molurus*) in Southern Florida. *Biological Invasions* **13**(7): 1493-1504. DOI: 10.1007/s10530-010-9908-3.
- Wiseman K, Greene H, Koo M, Long D. 2019. Feeding ecology of a generalist predator, the California Kingsnake (*Lampropeltis californiae*): why rare prey matter. *Herpetological Conservation and Biology* **14**(1): 1-30.
- Xu H, Qiang S, Han Z, Guo J, Huang Z, Sun H, He S, Ding H, Wu H, Wan F. 2006. The status and causes of alien species invasion in China. *Biodiversity and Conservation* **15**(9): 2893-2904. DOI: 10.1007/s10531-005-2575-5.

Literatura byla generována pomocí volně dostupného citačního manažeru CitacePRO (<https://www.citacepro.com/info>) a výstupy byly manuálně upraveny podle pravidel citace literatury FAPPZ.

9 Samostatné přílohy

Tab.2: Kompletní přehled výsledků všech hodnocených taxonů na základně a priori categorisation a programu TAS-ISK.

Čeleď	Vědecký název taxonu	A priori category	BRA	BRA+CCA
Colubridae	<i>Ahaetulla nasuta</i>	Non-invasive	9	9
Colubridae	<i>Ahaetulla prasina</i>	Non-invasive	9	9
Colubridae	<i>Arizona elegans</i>	Non-invasive	5	9
Colubridae	<i>Bogertophis subocularis</i>	Non-invasive	7	9
Colubridae	<i>Boiga cyanea</i>	Non-invasive	8	8
Colubridae	<i>Boiga cynodon</i>	Non-invasive	8	10
Colubridae	<i>Boiga dendrophila</i>	Non-invasive	6	6
Colubridae	<i>Coelognathus helena</i>	Non-invasive	8	12
Colubridae	<i>Coelognathus radiatus</i>	Non-invasive	8	12
Colubridae	<i>Coluber constrictor</i>	Non-invasive	12	12
Colubridae	<i>Cyclophiops major</i>	Non-invasive	5	7
Colubridae	<i>Dasypeltis fasciata</i>	Non-invasive	6	10
Colubridae	<i>Dasypeltis medici</i>	Non-invasive	6	10
Colubridae	<i>Dasypeltis scabra</i>	Non-invasive	6	10
Colubridae	<i>Dendrelaphis cyanochloris</i>	Non-invasive	7	7
Colubridae	<i>Dendrelaphis formosus</i>	Non-invasive	8	8
Colubridae	<i>Dinodon flavozonatum</i>	Non-invasive	5	9
Lamprophiidae	<i>Dromicodryas bernieri</i>	Non-invasive	6	8
Colubridae	<i>Elaphe bimaculata</i>	Non-invasive	11	13
Colubridae	<i>Elaphe carinata</i>	Non-invasive	9	11
Colubridae	<i>Elaphe schrenckii</i>	Invasive	7	9
Homalopsidae	<i>Erpeton tentaculatum</i>	Non-invasive	7	9
Colubridae	<i>Euprepiophis mandarinus</i>	Non-invasive	8	12
Colubridae	<i>Gonyosoma oxycephala</i>	Non-invasive	4	6
Colubridae	<i>Heterodon nasicus</i>	Non-invasive	10	10
Homalopsidae	<i>Homalopsis buccata</i>	Non-invasive	6	8
Colubridae	<i>Chrysopelea ornata</i>	Non-invasive	4	4
Colubridae	<i>Lampropeltis alterna</i>	Invasive	8	8
Colubridae	<i>Lampropeltis californiae</i>	Invasive	14	14
Colubridae	<i>Lampropeltis pyromelana</i>	Invasive	9	9
Colubridae	<i>Lampropeltis triangulum</i>	Non-invasive	9	9
Lamprophiidae	<i>Lamprophis/Boaedon fuliginosus</i>	Non-invasive	12	14
Lamprophiidae	<i>Lamprophis/Boaedon lineatus</i>	Non-invasive	9	11
Lamprophiidae	<i>Langaha madagascariensis</i>	Non-invasive	7	7
Lamprophiidae	<i>Leioheterodon geayi</i>	Non-invasive	7	11
Lamprophiidae	<i>Leioheterodon madagascariensis</i>	Non-invasive	7	11
Lamprophiidae	<i>Leioheterodon modestus</i>	Non-invasive	6	10
Lamprophiidae	<i>Liophidium chabaudi</i>	Non-invasive	5	5
Lamprophiidae	<i>Madagascarophis citrinus</i>	Non-invasive	7	11

Lamprophiidae	<i>Madagascarophis colubrinus</i>	Non-invasive	7	11
Colubridae	<i>Nerodia fasciata</i>	Invasive	9	9
Colubridae	<i>Nerodia taxispilota</i>	Non-invasive	12	12
Colubridae	<i>Oligodon formosanus</i>	Non-invasive	7	9
Colubridae	<i>Oligodon chinensis</i>	Non-invasive	7	9
Colubridae	<i>Oocatochus rufodorsatus</i>	Non-invasive	10	12
Colubridae	<i>Ophedryx aestivus</i>	Non-invasive	8	8
Colubridae	<i>Oreocryptophis porphyraceus</i>	Non-invasive	6	6
Colubridae	<i>Orthriophis moellendorffi</i>	Non-invasive	7	9
Colubridae	<i>Orthriophis taeniurus</i>	Invasive	10	12
Colubridae	<i>Pantherophis guttatus</i>	Invasive	13	13
Colubridae	<i>Pantherophis vulpinus</i>	Non-invasive	10	10
Colubridae	<i>Philothamnus semivariegatus</i>	Non-invasive	9	9
Colubridae	<i>Pituophis catenifer</i>	Invasive	11	11
Lamprophiidae	<i>Psammophis mossambicus</i>	Non-invasive	8	10
Lamprophiidae	<i>Psammophylax multisquamis</i>	Non-invasive	5	9
Colubridae	<i>Pseudelaphe flavirufa</i>	Non-invasive	5	11
Colubridae	<i>Rhadinophis frenatum</i>	Non-invasive	5	9
Lamprophiidae	<i>Rhamphiophis rostratus</i>	Non-invasive	6	10
Lamprophiidae	<i>Rhamphiophis rubropunctuatus</i>	Non-invasive	7	11
Colubridae	<i>Rhinocheilus lecontei</i>	Non-invasive	9	9
Colubridae	<i>Rhynchophis boulengeri</i>	Non-invasive	6	8
Colubridae	<i>Spalerosophis diadema</i>	Non-invasive	6	10
Colubridae	<i>Spilotes pullatus</i>	Invasive	7	9
Colubridae	<i>Telescopus beetzi</i>	Non-invasive	9	13
Colubridae	<i>Thamnophis atratus</i>	Non-invasive	9	9
Colubridae	<i>Thamnophis cyrtopsis</i>	Non-invasive	9	9
Colubridae	<i>Thamnophis marcianus</i>	Non-invasive	14	14
Colubridae	<i>Thamnophis sauritus</i>	Non-invasive	13	13
Colubridae	<i>Thamnophis sirtalis</i>	Non-invasive	13	13
Colubridae	<i>Xenodon dorbignyi</i>	Non-invasive	7	7
Colubridae	<i>Xenodon pulcher</i>	Non-invasive	6	6
Colubridae	<i>Xenochrophis/Natrix vittata</i>	Non-invasive	7	9