

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra zoologie a rybářství



**Užovkovití – hodnocení rizika invaze zájmově chovaných
druhů na území Evropské unie**

Diplomová práce

Bc. Anna Dobřemyslová

Obor studia: Zájmové chovy zvířat

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

© 2020 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Užovkovití – hodnocení rizika invaze zájmově chovaných druhů na území Evropské unie" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové 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 diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 1. 4. 2020

Poděkování

Ráda bych zde vyjádřila poděkování vedoucímu mé diplomové práce Mgr. Oldřichu Kopeckému, Ph.D. za cenné rady, trpělivost a ochotu. Také patří velký dík mé rodině a přátelům, kteří mi byli oporou a někdy i útechou, nejen při psaní této práce, ale i během celého mého studia.

Užovkovití – hodnocení rizika invaze zájmově chovaných druhů na území Evropské unie

Souhrn

Nepůvodní druhy mají mnohdy významný dopad na přirozené prostředí. S rozmachem celosvětového obchodu, rozvojem infrastruktury a zájmem v chovatelství exotických zvířat je zavlékání nepůvodních druhů na vzestupu. Je tedy zapotřebí v rámci prevence odhalovat potenciálně invazní druhy. Užovkovití hadi jsou velmi oblíbení živočichové v zájmových chovech. Tato práce hodnotí invazní rizika u 45 druhů hadů čeledi Colubridae, 13 druhů čeledi Lamprophiidae a 2 druhy čeledi Homalopsidae. Tyto druhy byly vybrány cíleně jakožto nejvíce zájmově chované druhy užovkovitých hadů i s přihlédnutím na jejich dostupnost a cenový rozsah. K hodnocení rizika invazivity vybraných druhů bylo použito kvantitativní statistické metody van Wilgen & Richardson (2011). Tato metoda vyhodnocuje potenciál invazního rizika z údajů klimatické shodnosti, příbuznosti, reprodukce a eventuální invazní minulosti. Díky této metodě bylo vyhodnoceno 7 druhů jako potenciálně rizikových; 6 z čeledi Colubridae a 1 z čeledi Lamprophiidae. Největší hodnota rizikovosti pro členské státy Evropské unie a Velké Británie, byla vyhodnocena u severoamerické užovky proužkované *Thamnophis sirtalis* (Linnaeus, 1758). Tento druh byl také vyhodnocen s největší klimatickou shodou mezi podmínkami původního rozšíření a evropskými podmínkami. Dále pak u druhů štíhlovka americká *Coluber constrictor* Linnaeus, 1758, heterodon nosatý *Heterodon nasicus* (Baird & Girard, 1852), *Thamnophis sauritus* (Linnaeus, 1766), vejcožrout africký *Dasypeltis scabra* (Linnaeus, 1758), užovka červená *Pantherophis guttatus* (Linnaeus, 1766) a užovka domácí *Boaedon fuliginosus* (Boie, 1827). Pokud by došlo k úspěšné introdukci těchto druhů dopady na místní organismy, potažmo celý ekosystém mohou být významné. Introdukované užovky mohou představovat nového predátora, konkurenci místním druhům nebo dokonce stát se vektorem nepůvodních patogenů a parazitů.

Klíčová slova: Biologické invaze, užovkovití, invazní potenciál, nepůvodní druhy, hodnocení rizika

Colubrid snakes – evaluation of invasive risk of bred species for European Union area

Summary

Non-native species often have a significant impact on the natural environment. With the expansion of global trade, the development of infrastructure and the interest in breeding exotic animals, the introduction of alien species is on the rise. Potentially invasive species should therefore be identified as a precaution. Colubrid snakes are very popular pet animals. This thesis evaluates invasion risks of 45 species of snakes of Colubridae family, 13 species of Lamprophiidae family and 2 species of Homalopsidae family. These species were selected specifically as the most bred species of colubrid snakes, considering their availability and price range. The quantitative statistical method of van Wilgen and Richardson (2011) was used to assess the risk of invasiveness of selected species. This method evaluates the potential for invasive risk from the data of climatic consistency, kinship, reproduction and eventual invasive past. Thanks to this method, 7 species were assessed as potentially hazardous; 6 from the Colubridae family and 1 from the Lamprophiidae family. The highest risk value for the member States of the European Union and the United Kingdom of Great Britain and Northern Ireland was evaluated among the North American species of the common garter snake *Thamnophis sirtalis* (Linnaeus, 1758). This species was also evaluated with the greatest climate match between the conditions of the native distribution and European conditions. Following species were also ranked as high risk; the eastern racer *Coluber constrictor* Linnaeus, 1758, the western hognose snake *Heterodon nasicus* (Baird & Girard, 1852), the ribbon snake *Thamnophis sauritus* (Linnaeus, 1766), the common egg eater *Dasypeltis scabra* (Linnaeus, 1758), the corn snake *Pantherophis guttatus* (Linnaeus, 1766) and the African house snake *Boaedon fuliginosus* (Boie, 1827). If these species are introduced, the impacts on local organisms, and therefore the whole ecosystem, can be significant. Introduced colubrid snakes can represent a new predator, compete with local species or even become a vector of non-native pathogens and parasites.

Keywords: Biological invasions, colubrid snakes, potential of invasion, non-native species, risk evaluation

Obsah

1	Úvod	1
2	Cíle práce	2
3	Literární rešerše	3
3.1	Invazivita	3
3.1.1	Terminologie	3
3.1.2	Invazní proces	5
3.1.3	Způsoby zavlečení	6
3.2	Situace ve světě a v EU	7
3.2.1	Černé, šedivé a bílé seznamy	9
3.2.2	Databáze nepůvodních druhů	9
3.2.3	Obchod se zájmovými druhy plazů	12
3.3	Kroky v případě introdukce	13
3.3.1	Prevence	13
3.3.2	Legislativní kroky v boji s invazními živočichy	14
3.3.2.1	Legislatura EU	15
3.3.2.2	Legislatura České republiky	15
3.3.3	Monitoring	15
3.3.4	Regulace a eradikace	16
4	Metodika	17
4.1	Hodnocené skupiny vybraných užovkovitých hadů	17
4.2	Klimatická shodnost	19
4.3	Taxonomická příbuznost	20
4.4	Počet introdukcí	20
4.5	Pohlavní dospělost	21
4.6	Počet snůšek za rok	21
4.7	Interpretace výsledků	21
5	Výsledky	22
5.1	Výsledky čeledi Colubridae	22
5.2	Výsledky čeledi Lamprophiidae	24
5.3	Výsledky čeledi Homalopsidae	25
6	Diskuze	26
6.1	Zhodnocení získaných výsledků	26
6.1.1	Zvolená metoda určení invazního potenciálu	26
6.1.2	Zhodnocení výsledků čeledi Colubridae	27
6.1.3	Zhodnocení výsledků čeledi Lamprophiidae	28

6.1.4	Zhodnocení výsledků čeledi Homalopsidae.....	28
6.2	Dopady	29
6.2.1	Korálovka pruhovaná <i>Lampropeltis getula</i>	32
6.2.2	Bojga hnědá <i>Boiga irregularis</i>	32
6.3	Vybrané druhy vyhodnocené jako nejrizikovější.....	33
6.3.1	Užovka proužkovaná <i>Thamnophis sirtalis</i>	33
6.3.2	Štíhlovka americká <i>Coluber constrictor</i>	34
6.3.3	Užovka červená <i>Pantherophis guttatus</i>	34
6.3.4	<i>Thamnophis sauritus</i>	35
6.3.5	Vejcožrout africký <i>Dasypeltis scabra</i>	36
6.3.6	Heterodon nosatý <i>Heterodon nasicus</i>	36
6.3.7	Užovka domácí <i>Boaedon fuliginosus</i>	37
6.4	Reprodukce	38
6.4.1	Viviparie a oviparie	38
6.4.2	Pohlavní dospělost.....	39
6.5	Porovnání s dalšími metodami.....	40
6.6	Klimatická shoda s lokacemi EU a VB	42
7	Závěr	44
8	Literatura.....	45

1 Úvod

Za druhou největší příčinu vymírání druhů jsou často označovány biologické invaze. Vliv invazních druhů je význačný; společně s přímou predací je velmi významným faktorem i přenos patogenů, úbytek stanovišť, potravní konkurence apod. (Pyšková 2018). Invazní druhy živočichů jsou zejména v poslední době díky lidské činnosti zavleány mimo své přirozené prostředí a dostávají se tak do popředí mnoha sfér. Díky rozvíjejícímu se mezinárodnímu obchodu, pokrokům v infrastruktuře a také velkému zájmu mezinárodního obchodu se zájmovými druhy zvířat a chovatelství jsou procesy zavleání velmi urychleny (Křížová 2019). Existuje mnoho strategií managementu invazních druhů, avšak jejich společným jmenovatelem je důraz na prevenci jakožto neekonomičtějšího řešení této problematiky. Je tedy nezbytné zpracovávat hodnocení invazního rizika jednotlivých druhů, zejména v rámci zájmově chovaných zvířat. Včasné odhalení potenciálně nebezpečného druhu může být implementováno do legislativy a přímo tak omezit riziko introdukce. Následná eradikace je finančně, logisticky i plánováním mnohem náročnější krok než prevence a kontrola (Pitt et al. 2005).

Užovkovití hadi se vyskytují kromě Antarktidy po celém světě a díky jejich oblibě v chovech jsou velmi často doporučováni i začínajícím teraristům (Mattison 2014; Moravec et al. 2015). Zájmové druhy jsou přepravovány v obrovském množství mimo své domovské území, dále množeny, a jejich úniky nebo dokonce cílené vypouštění do volné přírody jsou tedy nasnadě. Česká republika figuruje v rámci obchodu se zájmovými druhy plazů jako významný uzel, spojující jak import, tak i export, a tvoří i důležitou základnu chovatelství. Existuje mnoho případů již doložených invazních druhů plazů, potažmo přímo zástupců užovkovitých hadů na území Evropské unie a Velké Británie (Kraus 2009).

2 Cíle práce

Cílem této práce je shrnout dosavadní poznatky často obchodovaných druhů užovek z čeledi Colubridae, Lamprophiidae a Homalopsidae, a na jejich základě vyhodnotit pravděpodobnost jejich etablování ve volné přírodě na území Evropské unie (EU) a Spojeného království Velké Británie a Severního Irska (VB). Odhad invazního rizika jednotlivých druhů je prováděn na základě modelu van Wilgen & Richardson (2011).

3 Literární rešerše

3.1 Invazivita

3.1.1 Terminologie

Invazní ekologie je vědní disciplína zabývající se introdukcí organismů zprostředkovaných člověkem do oblastí mimo jejich původní výskyt (daný přirozenými rozptylovými mechanismy a biogeografickými bariérami). Invazní ekologie se zaměřuje na všechny aspekty související se zavlečenými druhy, jejich schopností etablovat, naturalizovat a napadnout cílovou oblast. Dále také jejich interakce s původními organismy, mimo jiné i zohledňování nákladů a benefitů jejich přítomnosti a hojnosti se zaměřením na lidské hodnoty (Richardson et al. 2004). Pro zjednodušení hovoří literatura většinou o druzích, ve skutečnosti se však jedná o populace, které invadují nové prostředí. Tudíž v rámci jednoho taxonomického druhu může mít v různých podmínkách prostředí různý status (Pyšek 2018).

Literatura používá dvou českých přídavných slov - invazní a invazivní. Označení invazivní je často používáno v medicíně. Pokud je druh označen za invazivní, je jeho existence na novém území přímým ohrožením pro místní biodiverzitu. Naopak přívlastek invazní je používán spíše pro podobný termín jako nepůvodní a rychle se šířící, avšak v některých vědních disciplínách může být invazní druh i druhem původním, ale v dané lokalitě se nevyskytuje běžně celoročně (např. ornitologie-tah ptáků) (Milíkovský & Stýblo 2006). V praxi se tyto termíny invazní a invazivní používají velmi často ve stejném kontextu. Černá (2018) doporučuje užití termínu invazní v kontextu osidlování území větším počtem jedinců určitého druhu, nebo v případech, kdy je druh nepůvodní zavlečený, rychle šíří a vytlačuje druhy původní.

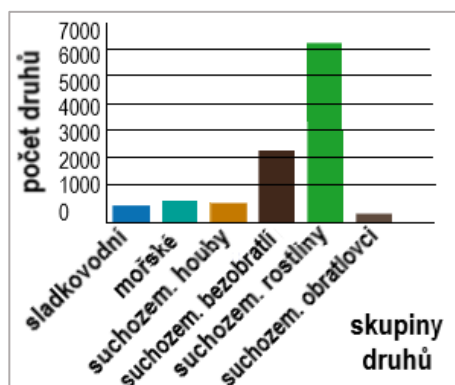
Původní druh (native, indigenous) vznikl na daném území díky přírodnímu výběru, nebo se na něj dostal ze svého původního území bez zásahu člověka (Pyšek 2018). Endemický druh je původní druh vyskytující se pouze v určitých oblastech, ať už jde o velké nebo malé oblasti, a tyto druhy jsou vystaveny zvýšenému riziku vyhynutí. Endemické druhy prosperují pouze za určitých specifických podmínek přirozeně se vyskytujících se na konkrétních stanovištích (Illsley 2018). Druhy původní expanzivní jsou domácí druhy, v přírodě hojné a nijak omezované. Jejich expanze spočívá v osidlování biotopů ovlivněných lidskými aktivitami (AOPK ČR 2014).

Za nepůvodní neboli zavlečený druh (alien, exotic, non-native, non-indigenous) je označován druh, poddruh nebo nižší taxon v jakékoliv podobě schopné přežití (gameta, jedinec), který se dostal mimo svou přirozenou lokalitu v důsledku lidských aktivit, nebo přirozenou cestou na území, kde je nepůvodní (Pyšek 2018). Například § 5 odst. 4 zákona č. 114/1992 Sb. - o ochraně přírody a krajiny pokládá za nepůvodní ten druh rostliny nebo živočicha, který není součástí přirozených společenstev konkrétního regionu. Region ovšem není nijak definován politicky ani správně, jedná se o určité lokality malého měřítka až oblasti přesahující státy. Výskyt nepůvodního druhu je úzce spjat s činností člověka, avšak mezi původní druhy jsou stále pokládány druhy rozšířené člověkem na počátku neolitu (ml. doba kamenná, 8000–5000 př.n.l.). Úmyslné zavlečení nepůvodního druhu do krajiny je možné jen

s povolením orgánu ochrany přírody (Česká národní rada 1992). Přechodně zavlečený druh (casual) přežívá na daném místě jen díky lidské činnosti a jeho rozmnožování mimo původní areál není možné (Pyšek 2018).

Naturalizovaný druh (naturalized-spíše v botanické literatuře) a etablovaný druh (established - spíše v zoologické literatuře) je typem zavlečeného organismu, který se již na daném území úspěšně rozmnožuje a je zcela nezávislý na lidech. Jeho výskyt je trvalý a často se lze setkat i s termínem zdomácnělý (Pyšek 2018). Etablování (establishment, naturalisation) je proces, při kterém začíná zavlečený druh produkovat životaschopné potomstvo a jeho další přežívání v dané lokalitě je velmi pravděpodobné (Milíkovský & Stýblo 2006).

Podskupinu naturalizovaných druhů tvoří invazivní druhy. Definice je často rozličná, některé zdroje pracují s klíčovou myšlenkou, kterou je negativní vliv daného druhu k novému prostředí. Jiné s termínem invazivní pracují jako s druhem nepůvodním, ale rychle se šířícím (Pyšek 2018). Drtivá většina introdukovaných druhů nemá šanci na přežití v neznámém prostředí bez lidského zásahu. Avšak některé druhy se v novém prostředí dokáží etablovat natolik dobře, že zde svou expanzí dokáží velmi negativně ovlivňovat místní biodiverzitu a způsobovat i ekonomické škody. K roku 2016 je odhadováno v Evropě více než 12 000 nepůvodních druhů, z toho zhruba 10 – 15% je invazivních. Tento odhad je napříč všemi taxonomickými skupinami (viz obrázek 1). Jejich rozšíření je všudypřítomné, jak terestrické, tak i vodní (sladkovodní i mořské). Některé invaze jsou natolik zásadní, že může docházet k rozvracení celých ekosystémů, což má samozřejmě za následek potlačení až extinkci druhů původních. Samozřejmě jsou následky i v jiných sférách, a to i v ekonomických, sociálních i dokonce zdravotních. Zachování původních druhů je důležité pro zachování biodiverzity, na úrovni druhů i celých populací (European commission 2016).



Obr. 1. Zastoupení invazivních druhů v Evropě dle taxonomicko-ekologického řazení. Jak je zřejmé, nejvíce je terestrických rostlin, které zaujmají více než polovinu všech invazivních druhů v Evropě (přes 6 500 druhů). Další významnou skupinu tvoří terestriční bezobratlí (zhruba 2 700 druhů). Oproti ostatním druhům jsou invazivní terestriční obratlovci velmi malou skupinou, čítající jen několik stovek druhů (European commission 2016).

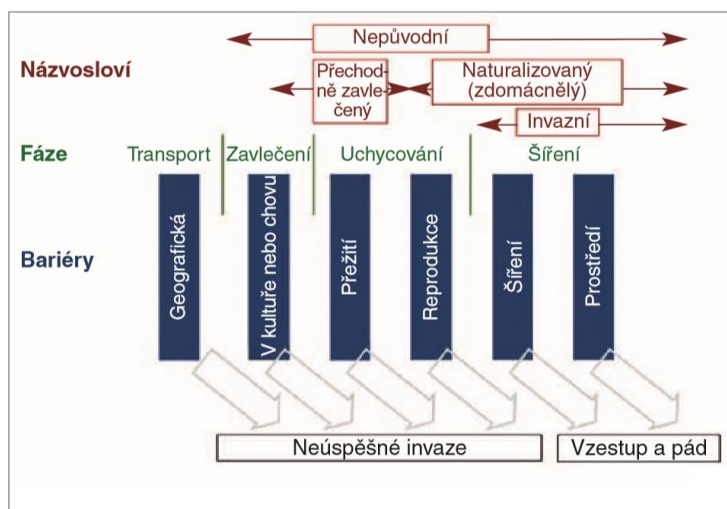
Invadovanost (level of invasion) udává, do jak velké míry je původní systém invadován. Jde tedy o vlastnost daného území, biotopu, stanoviště nebo i společenstva. Tento ukazatel je měřen počtem, pokryvností či jinou charakteristikou nepůvodních druhů. Také je možné invadovanost vyjádřit relativním zastoupením nepůvodních druhů k druhům původním. Avšak

tato charakteristika může být zkreslena; rozdíly v invadovanosti mohou být způsobeny pouze rozdíly v počtu nepůvodních druhů, které se do systému dostanou. K podchycení těchto chyb může být docíleno, vezmou-li se v potaz procesy migrace a extinkce. Mezi dalšími z indikátorů je uváděna invazibilita (invasibility), která charakterizuje náchylnost původního společenstva, biotopu či území k invazi nepůvodními druhy. Její míra je udávána dle úspěšnosti nepůvodních druhů v novém prostředí: čím lépe přežívají, tím větší je náchylnost k invazi, a tedy i vyšší invazibilita. Důležitým cílem invazní ekologie je nalezení platných principů, které jsou platné pro všechny invazní rostliny i živočichy. Teorií, které vysvětlují, proč jsou některé druhy invazní, neinvazní, a naopak proč jsou některé náchylné k invazi, je mnoho. Zajímavou je již Darwinova naturalizační hypotéza, která bere v potaz příbuznost druhů (Pyšek 2018).

3.1.2 Invazní proces

Invazní proces (invasion process) je nejčastěji představován jako série stádií separovaných jednotlivými bariérami, které musí introdukovaný druh překonat, aby se dostal do dalšího stádia (viz obrázek 2). Tyto bariéry jsou socioekonomického, geografického a ekologického rázu (Pyšek 2018). Při každém překročení bariéry vznikají výrazné ztráty, proto jen část z invadující populace je úspěšně etablována v novém prostředí (Blackburn et al. 2011). Úspěšnému překročení jedné fáze do druhé je často připisováno pouze jedné desetiny z nepůvodní populace (interval 5 – 20 %) Tento výpočet je často označován jako pravidlo desetin (tens rule) (Pyšek 2018). Nutno podotknout, že toto pravidlo bylo formulováno pro invazní suchozemské rostliny a u obratlovců mohou být výsledky jiné (Jeschke & Strayer 2005). Kraus (2008) ve své studii předpokládá, že úspěšné překročení jedné fáze do druhé u herpetofauny je mnohem snadnější, než se předpokládalo. Toto bylo i potvrzeno a například žáby a ještěrky byly mnohem úspěšnější, než se očekávalo, obdobně vyšší úspěšnost zaznamenali i hadi.

Jak je zřejmé z obrázku 2, invazní proces se dělí na několik fází; transport, zavlečení, uchycování a šíření. Během fáze transportu musí druh překonávat geografické bariéry, ať již sám nebo díky lidské činnosti. Neúspěch invaze může nastat v kterékoliv fázi invazního procesu. Stav označovaný jako vzestup a pád nastává v některých případech, kdy ve vrcholné fázi invaze dojde k regresi a druh dále přežívá v několika málo početných populacích (Blackburn et al. 2011). Tento stav je často vysvětlován adaptací původních druhů na přítomnost druhů nepůvodních (Pyšek 2018).



Obr. 2. Invasní proces (Pyšek 2018)

3.1.3 Způsoby zavlečení

Způsoby zavlečení (invasion pathways) jsou cesty, kterými došlo k introdukci invazních druhů do nového prostředí. Nejčastěji jsou tyto způsoby primárně rozdělovány, zda k nim došlo záměrně-úmyslně a daný druh byl transportovanou komoditou, nebo zda invazní druh souvisí s transportovanou komoditou. Pro úspěšné invaze některých druhů je způsob zavlečení klíčovým aspektem. Většinou lze říci, že druhy zavlečené úmyslně, naturalizují snadněji než druhy zavlečené neúmyslně (Hulme et al. 2008).

V moderní éře globalizace je využíváno označení „4 T“, které zahrnuje nejčastější způsoby zavlečení nepůvodních rostlin, živočichů i patogenů. Mezi „4 T“ se řadí; obchod (Trade), doprava (Transport), cestování (Travel) a cestovní ruch (Tourism). Zejména v posledních letech se všechna tato odvětví zasloužila o prudký nárůst nových introdukcí díky inovacím ve svém odvětví. Novější a rychlejší způsoby v dopravě umožňují nepůvodním druhům překonávat dříve nepřekonatelné bariéry. Současně globální trh udržuje tok financí a zároveň i zboží. Ve valné většině případů dochází k introdukci nepůvodních organismů skrze kategorie činností, které mají mít ekonomické či jiné cíle;

- úmyslná introdukce pro použití v biologických systémech; zemědělství, lesnictví, rybolov. Také pro účely terénních úprav, rekreační a okrasné účely.
- úmyslná introdukce pro použití v zajetí nebo v uzavřených systémech; zoologické zahrady, botanické zahrady, akvária, akvakultura, zahradnictví, obchod se zájmovými druhy zvířat apod. Z těchto zařízení existuje riziko úniku nebo vypuštění do volné přírody.
- neúmyslná introdukce zahrnující cesty tzv. „4 T“ (Shine et al. 2000).

Nechvalně známý příklad neúmyslné introdukce nepůvodního druhu na nové prostředí spolu s jinou cílovou komoditou jsou africké druhy užovkovitých hadů; štíhlovka alžírská *Coluber Algerius* (Jan, 1863) a skvrnovka kočičí *Telescopus fallax* (Fleischmann, 1831). Tyto

druhy byly převezeny na území ostrova Malta spolu s importem podpalového dřeva během první světové války (Borg 1939).

Pokud jsou nepůvodní druhy přivezeny na nová území, aby byly drženy v zajetí či chovány pro komerční, vědecké či rekreační účely, neexistuje nic jako nulové riziko jejich úniku či vypuštění. Příkladem může být neúmyslná introdukce užovky obojkové pruhované *Natrix natrix persa* (Pallas, 1814), která unikla a úspěšně se etablovala po hostování italského cirkusu na Maltě (Schembri & Lanfranco 1996). Dalším příkladem invazního druhu, který byl introdukován díky obchodu se zájmovými druhy zvířat je krajta tmavá *Python bivittatus* (Kuhl, 1820). Jedná se o poměrně velký druh hada vyskytující se přirozeně v jižní a jihovýchodní Asii. Přibližně v 90. letech došlo k jejímu zavlečení na území Spojených států amerických, konkrétně na území Národního parku Everglades. Introdukce je přisuzována zejména úniku chovaných jedinců ze zajetí, neboť tento druh je oblíbený v zájmových chovech. Existuje velmi mnoho dopadů, které přinesla přítomnost krajty tmavé. Jedná se zejména o predaci, přímou kompetici o zdroje s přirozenými druhy v oblasti Everglades a také je možný přenos chorob na původní druhy. Eradikace je prováděna zejména použitím pastí, ručním odchycem a také je používána rychlá detekce pomocí psů (Pitt et al. 2005). Krajty tmavé jsou výbornými predátory a v novém prostředí jsou jejich častou kořistí původní druhy savců, ptáků, plazů apod. Mezi lety 2003 – 2011 byl zaznamenán drastický úbytek v pozorováních lokálních druhů zvířat v místech s potvrzeným výskytem Krajty tmavé. Konkrétně klesla pozorován mývala severního *Procyon lotor* (Linnaeus, 1758) o 99,3 %, vačice viržinské *Didelphis virginiana* Kerr, 17952 o 98,9 % a rysa červeného *Lynx rufus* (Schreber, 1777) o 87,5 % a zejména absence králíků *Sylvagus spp.* (Dorcas et al. 2012).

3.2 Situace ve světě a v EU

Evropská unie udává roční náklady spojené s invazními druhy na nejméně 12 miliard eur. Jakmile je invazní druh zavlečen do nového prostředí, je zapotřebí značných lidských i finančních zdrojů k nápravě škod a zamezení dalšího šíření. Náklady exponenciálně stoupají, pokud není druh eradikován ihned po jeho zavlečení (European commission 2016).

Na rozdíl od jiných vyspělých států (USA, Kanada, Austrálie apod.) neměla Evropská unie dlouho jednotný systém na boj s invazními druhy, a postup jednotlivých členských států byl rozdílný. To bylo příčinou prohlubování dopadů nepůvodních invazních druhů (AOPK ČR 2014). Evropská unie se zasadila o sjednocení pojetí ochrany proti invazním druhům v nařízení Evropského parlamentu a Rady č. 1143/2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování a šíření invazních nepůvodních druhů. Díky tomuto nařízení probíhá aktualizace legislativy všech členských států a plnění těchto změn, jak prakticky, tak i ve smyslu vyhodnocování a rozšíření invazních druhů, zavádění různých varovných systémů atd. Nařízení obsahuje postup pro tvorbu seznamů invazních nepůvodních druhů, podle kterých je následně vytvářen tzv. unijní seznam (seznam invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na Unii). K dnešnímu dni (13.12.2019) obsahuje unijní seznam 66 druhů (viz tabulka 1). Na druhy uvedené v tomto seznamu se vztahují omezení spojená s jejich využíváním a nakládáním s nimi. Podle charakteru výskytu ukládá praktické uplatnění tohoto nařízení eradikaci neetablovaných druhů,

nebo alespoň izolaci výskytu. V případě již velmi rozšířených druhů je uložena členským státům povinnost zajištění regulace. Vedle těchto závazně právních nařízení se v praxi uplatňuje i řada doporučení a dobrovolných nástrojů. Ty sehrávají důležitou roli zejména v prevenci (Pergl et al. 2018).

Tab. 1. Seznam příkladů invazních nepůvodních druhů s významným dopadem na státy Evropské unie, dle nařízení Rady 1143/2014 Aktuální ke dni 13.10.2019 (AOPK ČR 2014; Pergl et al. 2016; Pergl et al. 2018).

Skupina/druh	Výskyt v ČR	Skupina/druh	Výskyt v ČR
rostliny suchozemské (23)		bezobratlí (8)	
akácie modrolistá (<i>Acacia saligna</i>)		krab čínský (<i>Eriocheir sinensis</i>)	x
<i>Andropogon virginicus</i>		ploštěnka novozélandská (<i>Arthurdendylus triangulatus</i>)	
batora chilská (<i>Gunnera tinctoria</i>)		rak červený (<i>Procambarus clarkii</i>)	
bolševník perský (<i>Heracleum persicum</i>)		rak mramorovaný (<i>Procambarus virginialis</i>)	x
bolševník Sosnovského (<i>Heracleum sosnowkyi</i>)		rak pruhovaný (<i>Orconectes limosus</i>)	x
bolševník velkolepý (<i>Heracleum mantegazzianum</i>)	x	rak <i>Orconectes virilis</i>	
dochan setý (<i>Pennisetum setaceum</i>)		rak signální (<i>Pacifastus leniusculus</i>)	x
<i>Ehrharta calycina</i>		sršeň asijská (<i>Vespa velutina nigrithorax</i>)	
chmel japonský (<i>Humulus scandens</i>)		ryby (4)	
klejicha hedvábná (<i>Asclepias syriaca</i>)	x	hlavačkovec Glenův (<i>Percottus glenii</i>)	
kortaderie <i>Cortaderia jubata</i>		plotos proužkatý (<i>Plotosus lineatus</i>)	
kožokvět lojonosný (<i>Triadica sebifera</i>)		slunečnice pestrá (<i>Lepomis gibbosus</i>)	x
lespedézie hedvábitá (<i>Lespedeza cuneate</i>)		střevlička východní (<i>Pseudorasbora parva</i>)	x
<i>Lygodium japonicum</i>		obojživelníci (1)	
<i>Microstegium vimineum</i>		skokan volský (<i>Lithobates catesbeianus</i>)	
naditec jehnědokvětý (<i>Prosopis juliflora</i>)		plazi (1)	
netýkavka žlaznatá (<i>Impatiens glandulifera</i>)	x	želva nádherná (<i>Trachemy scripta</i>)	x
pajasan žlaznatý (<i>Ailanthus altissima</i>)	x	ptáci (5)	
pomišenka nepitolistá (<i>Baccaris halimifolia</i>)		husice nilská (<i>Alopochen aegyptica</i>)	x
puerarie laločnatá (<i>Pueraria montana var. lobata</i>)		ibis posvátný (<i>Threskiornis aethiopicus</i>)	
rdesno <i>Percaria perfoliata</i>		kachnice kaštanová (<i>Oxyura jamaicensis</i>)	
sambaba obecná (<i>Parthenium hysterophorus</i>)		majna obecná (<i>Acridotheres tristis</i>)	
srdcovnice <i>Cardiospermum grandiflorum</i>		vrána domácí (<i>Corvus splendens</i>)	
rostliny vodní (13)		savci (11)	
<i>Gymnocoronis spilanthoides</i>		burunduk páskovaný (<i>Tamias sibiricus</i>)	
chebule karolínská (<i>Cabomba caroliniana</i>)		muntžak malý (<i>Muntiacus reevesii</i>)	
lysichiton americký (<i>Lysichiton americanus</i>)		mýval severní (<i>Procyon lotor</i>)	x
nepukalka obtížná (<i>Salvinia molesta</i>)		nosál červený (<i>Nasua nasua</i>)	
plevuňka <i>Alternanthera philoxeroides</i>		nutrie říční (<i>Myocastor coypus</i>)	x
pupečník pryskyřníkovitý (<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>)		ondatra pižmová (<i>Ondatra zibethicus</i>)	x
spirálovka větší (<i>Lagarosiphon major</i>)		promyka malá (<i>Herpestes javanicus</i>)	
stolístek různolistý (<i>Myriophyllum heterophyllum</i>)		psík mývalovitý (<i>Nyctereutes procyonoides</i>)	x
stolístek vodní (<i>Myriophyllum aquaticum</i>)		veverka liščí (<i>Sciurus niger</i>)	
tokozelka vodní hyacint (<i>Eichhornia crassipes</i>)	x	veverka Pallasova (<i>Callosciurus erythraeus</i>)	
vodní mor americký (<i>Elodea nuttallii</i>)	x	veverka popelavá (<i>Sciurus carolinensis</i>)	
zakucelka <i>Ludwigia peploides</i>			
zakucelka velkokvětá (<i>Ludwigia grandiflora</i>)			

Institute chovající výše zmíněné druhy, které byly identifikovány jako invazní, by měly být zvláště opatrné při jejich chovu. Ba dokonce znemožnit jejich reprodukci a nechat je uhynout, nebo přirozeně dožít, čímž zaniknou všechny populace chované v rámci Evropské unie. Samozřejmě je nezbytné dodržovat ostatní právní předpisy, zejména ty v oblasti týráni zvířat. Evropské nařízení obsahuje článek č. 8, který definuje povolení k chovu těchto druhů. Tato výjimka je možná ze dvou důvodů, a to ochrany a výzkumu (avšak nikoli vzdělávání) (Pluháček 2018).

3.2.1 Černé, šedivé a bílé seznamy

Tzv. černé, šedivé a bílé seznamy, které klasifikují nepůvodní druhy na území jednotlivých států dle jejich potencionálního dopadu na přírodní prostředí i člověka. Černý seznam zahrnuje druhy se středním až vysokým dopadem, dále je dělen do tří podjednotek (černý seznam 1 až 3), dle významnosti dopadu nepůvodních druhů na přírodní prostředí a socioekonomiku. Šedý seznam obsahuje druhy, které jsou ve volné přírodě tolerovány, neboť jejich vliv je malý, avšak jejich eradikace je doporučena, neboť ani malý vliv není nezanedbatelný. Kromě černého a šedého seznamu existuje i seznam bílý, který označuje druhy neškodné. Poslední významný seznam je známý jako varovný seznam, jehož úkolem je dohlížet na druhy, u kterých je očekávatelný velký dopad, avšak ve volné přírodě na daném území dosud nejsou přítomné. Hrozba jejich zavlečení přichází ze sousedních regionů, nebo se na území vyskytují, avšak jen kulturně. Tabulka 2 klasifikuje nepůvodní druhy na území České republiky i s příklady druhů (Pergl et al. 2016; Pergl et al. 2018).

Tab. 2. Černý, šedý a varovný seznam s konkrétními příklady, dopadem, doporučeným managementem a doporučenými omezeními (Pergl et al. 2016; Pergl et al. 2018).

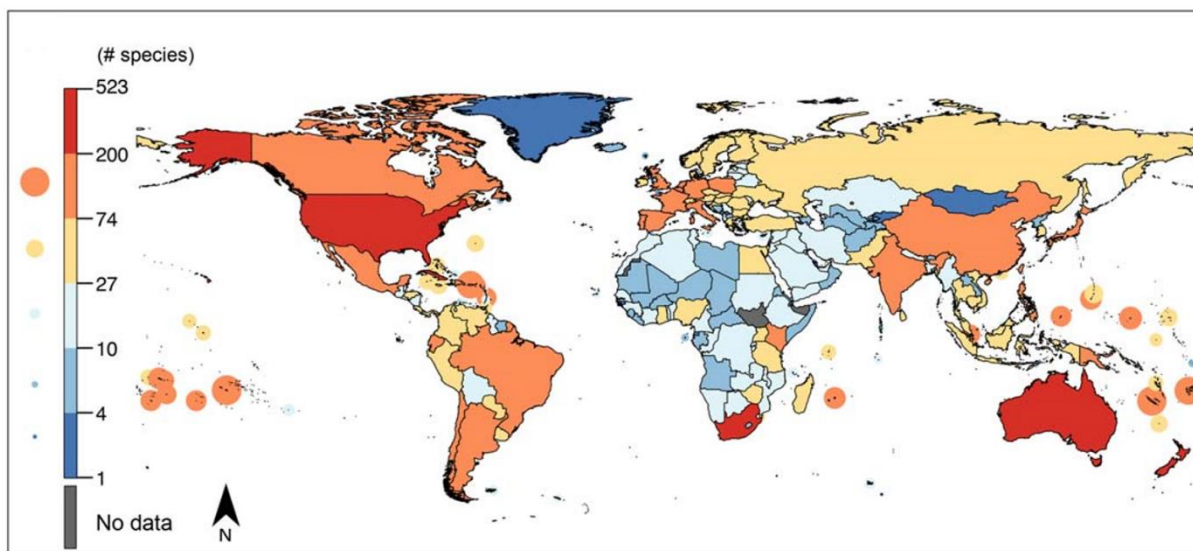
Kategorie seznamu	Impakt	Doporučený management	Doporučená omezení	Příklad druhů
Černý seznam 1	vysoký dopad na přírodu a socioekonomiku	kompletní eradikace nebo potlačování	zákaz vypouštění/vysazování a nakládání s druhy	mýval severní, norek americký
Černý seznam 2	střední až vysoký dopad na přírodu	stratifikovaný přístup (regulace v místech nepříznivých dopadů)	legislativní omezení obchodu, regulace úmyslného vypouštění a vysazování	jelen sika, muflon, amur bílý, pstruh duhový
Černý seznam 3	střední až vysoký dopad na přírodu	stratifikovaný přístup (regulace v místech nepříznivých dopadů)	regulace úmyslného vypouštění a vysazování	plzák španělský, slunéčko východní, ondatra pižmová, karas stříbrný
Šedý seznam	v současné době malý dopad	tolerance mimo stanovišť cenných pro ochranu přírody	plánování managementu	sumeček americký, krab čínský
Varovný seznam	vysoký až minimální dopad	princip předběžné opatrnosti	–	lipan bajkalský

3.2.2 Databáze nepůvodních druhů

Existuje mnoho databází zaměřujících se na nepůvodní a invazivní druhy. Z nejvýznamnějších jsou to například CABI ISC (Centre of Agriculture and Biosciences International, the Invasive Species Compendium, 2016), NOBANIS (the North European and Baltic Network for Invasive Species, 2016), GISD (Global Invasive Species Database, 2016), EASIN (European Alien Species Information Network, 2016) a DASIE (Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe, 2016). GISD a CABI ISC poskytují informace o nepůvodních druzích celosvětově, zejména o jejich novém prostředí, přirozeném prostředí a způsobech jejich introdukce (Ricciardi et al. 2000). Lowe et al. (2000) identifikoval z poskytnutých dat od GISD a CABI ISC nejvíce rozšířené invazní druhy z 243 zemí. V téměř polovině z udaných zemí (42 %, 103 zemí) byl nalezen členovec perlovec zhoubný *Icerya purchasi* Maskell, 1879. Ze třídy savců se mezi pěti nejvýznamnějšími invazními druhy umístila na prvním místě krysa obecná *Rattus rattus* (Linnaeus, 1758), která se objevuje v 56 zemích (23 %). S odstupem pouhých dvou států (54 států, 22 %) je druhým nejinvaznějším druhem kočka domácí *Felis catus* Linnaeus, 1758. Myš domácí *Mus musculus* Linnaeus, 1758

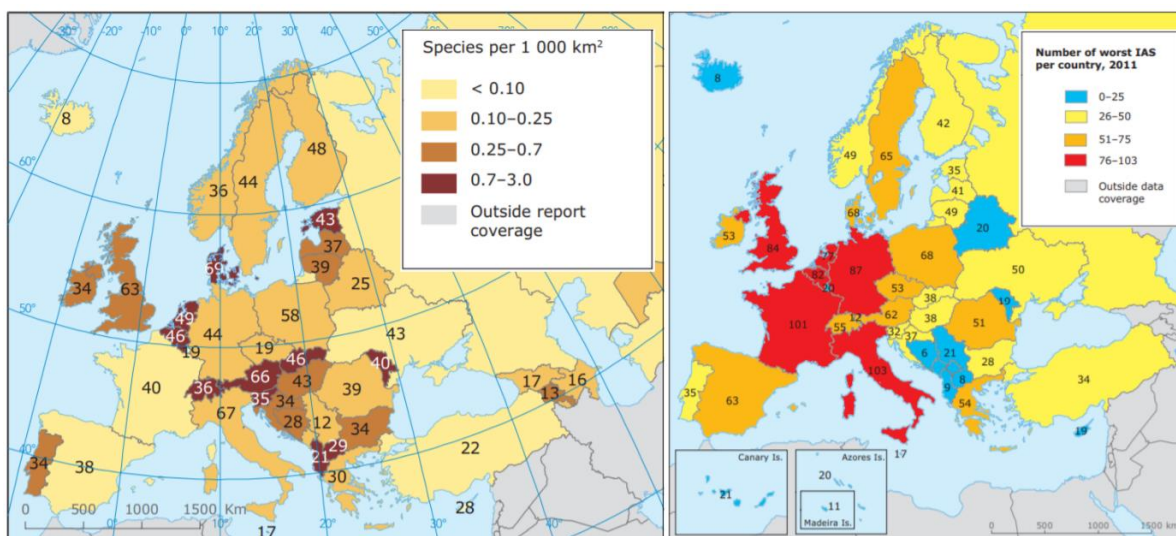
je zavlečena do 36 států (15 %). Dva poslední druhy se stejným zastoupením (13 %, 32 států) jsou nutrie říční *Myocastor coypus* Molina, 1782 a krysa ostrovní *Rattus exulans* (Peale, 1848). Je zřejmé, že řád hlodavců je nepochybně nejvíce invazní skupinou savců s největším rozšířením.

Vedle zánikání přírodních stanovišť jsou za druhou největší příčinou vymírání druhů; rostlin i živočichů, označovány biologické invaze. Mezi obratlovci, kteří jsou nejvíce ohroženi vyhynutím díky invazním druhům, jsou nejvíce v ohrožení ptáci a savci, v menší míře i obojživelníci a plazi. U více než sta druhů rostlin a živočichů je jedním z faktorů extinkce invaze nepůvodních druhů (Bellard et al. 2016). Na obrázku č. 3 je patrné celosvětové rozšíření nepůvodních invazních druhů v jednotlivých státech (data použita z GISD a CABI ISC). Je zřejmé, že ekonomicky vyspělé země (USA, Kanada, Evropa) a s nimi spojené industrializované oblasti (např. JAR, Čína, Indie aj.) jsou obecně mnohem více zasaženy invazními druhy (Turbelin et al. 2017).



Obr. 3. Zastoupení nepůvodních invazních druhů v jednotlivých státech. Červená označuje nejvyšší počty invazních druhů, modrá naopak nejnižší (Turbelin et al. 2017).

Databáze DAISIE sestavovala seznam 100 nejhorších invazních druhů pro území Evropské unie. Jedná se o skvělý nástroj určený k osvětě široké veřejnosti, politiků a dalších zúčastněných stran. K vytvoření tohoto seznamu je používán „obecný systém hodnocení dopadu“ GISS (Generic Impact Scoring System), který hodnotí 486 nepůvodních druhů etablovaných v členských státech Evropské unie. Finální seznam obsahuje 149 (Nentwig et al. 2017). Bohužel databáze DASIE ukončila svoji existenci a již nadále není dostupná. Ovšem jako důležité médium pro zkoumání biologických invazí by nebylo správné ji v této práci neuvést.



Obr. 4. Mapy zobrazující jednotlivé členské státy Evropské unie v rámci databáze DAISIE. Levá část obrázku 4 zobrazuje hustotu zastoupených invazních druhů ze seznamu 149 nejhorších druhů ku rozloze jednotlivých států (k 1000 km²). Na pravé polovině obrázku 4 jsou vyobrazeny konkrétní počty druhů ze seznamu 149 nejhorších invazních druhů. Čím více je barva blízká rudé, tím je situace v daném státu vážnější (Rabitsch & Genovesi 2012).

Z obrázku 4 je patrné, že například státy Beneluxu jsou velmi postiženy. Zároveň tak Rakousko a Slovensko a další. Větší státy jako například Španělsko mají mnoho invazních druhů na svém území (101 druhů ze 149 vybraných), avšak díky rozloze státu není hustota jejich rozšíření tak markantní jako například v případě Estonska (43 druhů ze 149 vybraných), kde je situace obrácená. Česká republika eviduje na svém území 53 z vybraného seznamu a jejich hustotou ku rozloze je na tom obdobně jako například Irsko (34 druhů ze 149 vybraných) (Rabitsch & Genovesi 2012).

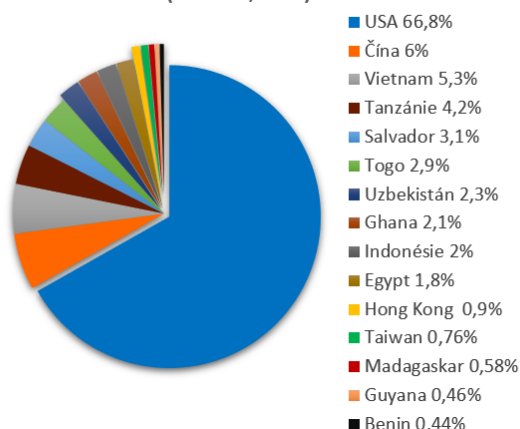
Nejvíce jsou invazemi a s nimi spojenou extinkcí postiženy ostrovy. Dle rozsáhlé studie Bellard et al. 2016 připadá nejvíce vyhynulých druhů díky zavlečení nepůvodních organismů na Oceánii. Zavlečení placentálové dodnes páchají v Austrálii obrovské škody, jak ekologické, tak ekonomické. Takovéto ostrovní ekosystémy se vyvíjely bez zásahu okolí po dlouhá staletí až tisíciletí. Původní obyvatelé jsou proti nově příchozím predátorům mnohdy bezbranní, chybějí jim evoluční obranné mechanismy a samozřejmě na ostrovech není před nimi úniku. Pokud nejde o přímou hrozbu ve formě predace, je další z potenciálních nebezpečí skryto v přenosu pro původní ekosystém neznámého patogenu. Příkladem může být mikroskopická houba *Batrachochytrium dendrobatidis* Longcore, Pessier & D.K. Nichols (1999) a *Batrachochytrium salamandrivorans* Martel A., Blooi M., Bossuyt F., Pasmans F. (2013). Nejpravděpodobnější teorií, proč je tento patogen celosvětově rozšířen je, přenos prostřednictvím zavlečených nakažených obojživelníků. Těmito houbami jsou dnes ohroženy stovky druhů obojživelníků a u mnoha z nich již byly důvodem vyhynutí. Dalším příkladem může být zavlečení ptačí malárie spolu s invazními komáry během námořních výprav spojených s kolonizací (Pyšková 2018).

3.2.3 Obchod se zájmovými druhy plazů

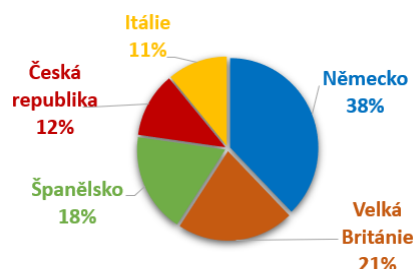
Roční obchod se zvířaty je globální byznys s mnoha miliardovým obratem a tisíce zvířat jsou ročně přepravovány, aby uspokojili poptávku. Není vždy legální, v roce 2008 byl černý trh se zvířaty klasifikován jako čtvrtá nejvýnosnější trestná činnost, hned za obchodem s drogami, zbraněmi a lidmi. Plazi jsou hned po ptácích druhým nejvíce obchodovaným artiklem (Auliya et al. 2016).

V oblasti obchodování se zvířaty uvedla Evropská Unie pro období 2004 - 2014 import 20 788 747 živých plazů na své území. Jednalo se o zvířata na seznamu CITES i mimo něj. Největším odběratelem bylo Německo (6 101 040 zvířat), následováno Velkou Británií (3 469 109), Španělskem (2 912 171), Českou republikou (1 899 420) a Itálií (1 780 546). Největšími vývozci výše zmíněných živých plazů do Evropské Unie byly následující státy; Spojené státy Americké (13 083 406), Čína (1 181 561), Vietnam (1 038 065), Tanzánie (835 423), Salvador (611 643), Togo (570 475), Uzbekistán (451 691), Ghana (428 983), Indonésie (407 214), Egypt (351 176), Hong Kong (176 986), Taiwan (148 804), Madagaskar (113 626), Guyana (90 964) a Benin (87 333). Viz obrázek 5 (Auliya et al. 2016). Z těchto patnácti států je deset označováno za *biodiversity hotspot* (Vietnam, Tanzánie, Salvador, Togo, Ghana, Indonésie, Hong Kong, Taiwan, Madagaskar a Benin) (Myers et al. 2000).

Státy s největším importem živých plazů v období 2004 - 2014 (Eurostat, 2015)



EU státy s největším importem živých plazů v období 2004 - 2014 (Eurostat, 2015)



Obr. 5. Státy s největším importem a exportem živých plazů v období 2004 - 2014 (Auliya et al. 2016).

Celosvětově je chov zájmových druhů plazů jedním z prostředků pro introdukci nepůvodních druhů do volné přírody. Jak je patrné z obrázku 5, Česká republika je významným dovozcem živých plazů. Jedná se také o důležitý transportní uzel (Auliya et al. 2016; Kopecký et al. 2016).

Stringham & Lockwood (2018) hledali ve své práci spojitost biologických a ekonomických faktorů na úmyslné vypouštění nepůvodní herpetofauny na území Spojených států amerických. Výsledkem jejich práce bylo zjištění, že druhy s větší pravděpodobností vypouštění jsou importovány ve větším množství a s relativně nízkou pořizovací cenou, a zároveň se jedná o druhy s velkou hmotností v dospělosti. Poměrně velká zvířata importovaná

ve velkém množství mají přibližně třikrát větší pravděpodobnost vypuštění než velká zvířata importovaná v malém množství. Zároveň relativně dlouhověká zvířata mají větší šanci na vypuštění do volné přírody. Van Wilgen et al. (2010) také vyzdvihli velikost těla plazů jako jeden z aspektů zvyšujících pravděpodobnost úmyslného vypuštění do volné přírody.

Vliv mezinárodního obchodu se zájmově chovanými druhy plazů je znám zejména na příkladu invazního druhu želvy nádherné *Trachemys scripta* (Thunberg in Schoepff, 1792). Želva nádherná je původním druhem jihovýchodní části severní Ameriky. Jedná se o sladkovodní želvu preferující pomalu tekoucí řeky a stojaté vody. Patří mezi velmi oblíbené druhy chované v zajetí, zejména pro svůj vzhled a relativní snadnost chovu. V Evropě je velmi často k nalezení v parcích, kam byla vypuštěna do volné přírody lidmi. V podmínkách střední a severní Evropy lokální populace želvy nádherné ve volné přírodě umírají po pár letech života v důsledku silných zim. Avšak s proměnou klimatu a oteplováním je postupné přežívání volně žijících jedinců nasnadě (Pergl et al. 2006). Mikátová & Šandera (2015) zaznamenali první úspěšné rozmnožování želv nádherných na našem území. V podmínkách České republiky představuje želva nádherná konkurenci domácí želvě bahenní *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758). Dokáže výrazně ničit okolní vegetaci, a dokonce i vybírat hnízda vodních ptáků. Přírodními nepřáteli jsou uváděni nanejvýše lišky, volavky, případně i potkani (Pergl et al. 2006). Obchod se zájmovými druhy zvířat vyprodukoval masivní množství zvířat určených pro export ze Spojených států amerických. Během let 1989 až 1997 bylo registrováno 52 milionů jedinců určených pro zahraniční trh (Telecky 2001). Vypuštění zvířat do volné přírody bylo dokumentováno v Evropě (Warwick 1991), jižní Africe (Newberry 1984), Jižní Americe (Cadi et al. 2004) a Asii (Warwick 1991; Moll 1995). V České republice se první zprávy o želvách nádherných ve volné přírodě objevují v okolí nezamrzajících nádrží na Ostravsku, avšak během 80. let minulého století je jejich výskyt takřka celorepublikový, zejména díky nezodpovědným chovatelům (AOPK ČR 2014).

3.3 Kroky v případě introdukce

Invazní plazi jsou celosvětovým problémem, který způsobuje velmi rozmanitou škálu problémů, které nelze snadno předvídat v předstihu. Více jsou ohroženy ostrovní systémy než vnitrozemí pevninských oblastí. Počet introdukovaných živočichů bude pravděpodobně i nadále stoupat, protože mnoho invazních cest nepodléhá přísné karanténě, nebo dokonce i jakékoliv kontrole. Bohužel v současnosti existuje jen málo účinných systémů kontroly zavlečených invazních druhů a náklady na jejich kontrolu jsou většinou velmi vysoké, jakmile dojde k jejich rozšíření. Ačkoli se jedná o politicky velmi náročné úsilí, nejnepříjemnějším přístupem se jeví prevence, ve formě výzkumu a osvěty. Management invazních druhů je obecně rozdělen na dvě složky; prevence a kontrola. Důležitá je také koordinace a kooperace napříč státy, a i v rámci lokálních státních orgánů. Kompletní eradikace již etablovaných invazních druhů obratlovců je velmi vzácná (Pitt et al. 2005).

3.3.1 Prevence

Klást důraz na prevenci je v případě biologických invazí neekonomičtější a nejvhodnější přístup. Zamezit zavlečení je finančně efektivnější než případná eradikace a další

postupy v řešení již zavlečených druhů. Prevence také v tomto směru představuje menší vliv na životní prostředí (Křížová 2019). Prvním krokem prevence je identifikace možných problémových druhů. Sestavování vhodných metodických přístupů k hodnocení případného úspěchu introdukce. Bohužel aktuálně je velmi obtížná přesná předpověď invazivity jednotlivých druhů (Jeschke & Strayer 2006). Po identifikaci problémových druhů je možné přikročit k dalším opatřením na poli legislativy. Případný zákaz obchodu, dovozu, chovu, držení, přepravy apod. Také je nezbytné ošetřit případné výjimky z důvodů vzdělávání či výzkumu. Včasná identifikace problematického invazního druhu je také významným krokem při vyvíjení nevhodnějších nástrojů pro řešení daného problému.

Důležitým krokem je i osvěta široké veřejnosti. Na téma invazní ekologie je několikrát ročně pořádáno několik konferencí. Pro širší obecnost bylo vydáno mnoho pořadů ať už televizních či rozhlasových, informujících o závažnosti invazních druhů. Každoročně také vychází množství článků v hobby magazínech. Na mnoho nepůvodních organismů je v několika ohledech pohlíženo přívětivě. Jedná se zejména o okrasné rostliny, nebo v případě herpetofauny o atraktivní živočichy v domácích chovech (Pergl et al. 2006).

3.3.2 Legislativní kroky v boji s invazními živočichy

Problematika všech invazních druhů není záležitostí jednotlivých států, ale celých společností. Bohužel v současnosti jsou jednotlivé složky tohoto systému roztrženy. Je tedy zapotřebí unifikace právních postupů a zavedení jednotných definic. Velkou propast aktuálně tvoří nejednotnost definic a pojmů, se kterými právní a řídicí orgány pracují. Špatné uchopení definic může změnit i kompletní stanoviska a metodiku k dosažení společných cílů. Sjednocující zástitu nad Evropskou unií mohou představovat jednotlivé dohody, jako je například tzv. Bernská úmluva a Úmluva o biologické rozmanitosti (CBD).

Úmluva o ochraně evropských planě rostoucích rostlin, volně žijících živočichů a přírodních stanovišť (ang. Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats) známá jako Bernská úmluva, je uznávaná v přibližně padesáti státech, nejen na území EU. Tato úmluva vyžaduje striktní kontrolu introdukcí nepůvodních druhů na území států (článek 11.2.b) a ve spolupráci s IUCN/ISSG (IUCN Invasive Species Specialist Group) spojují experty na danou problematiku. Hlavními body Bernské úmluvy je chránit volně žijící živočichy, klást důraz na ochranu ohrožených druhů a prosazovat vzájemnou spolupráci mezi státy. V České republice vešla v platnost Bernská úmluva v roce 1998 (Genovesi & Shine 2004).

Úmluva o biologické rozmanitosti (Convention on Biological Diversity - CBD) zastává v problematice invazních druhů podobné cíle jako Bernská úmluva. Tato problematika je naléhavá a je nutné se invazními organismy zabývat ihned od počátku. Nezbytná je prevence a kontrola zavedených systémů zabráňující introdukci. CBD stanovuje priority, formuluje pokyny, shromažďuje informace a pomáhá koordinovat mezinárodní akce týkající se invazních druhů. Česká republika přijala CBD v platnost v roce 1993 (Shine 2007).

3.3.2.1 Legislativa EU

Jak bylo na několika místech výše popsáno, problematika zavlečení nových invazních druhů je úzce vázána na lidskou aktivitu. Proto je nezbytné zavést taková právní opatření, která by efektivně řešila nastalou situaci a v ideálním případě by jí zcela předcházela. Pro případ úspěšné introdukce nepůvodního druhu na nové území existuje na úrovni evropské legislativy několik právních předpisů.

Směrnice Rady 92/43/EHS o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin doplňuje již výše představenou Bernskou úmluvu. Hlavní myšlenkou této směrnice, jak její název napovídá, ochrana původních stanovišť, a tudíž i místní biodiverzity. Pokud by hrozilo ohrožení původní biodiverzity, mohou členské státy na základě této směrnice zakazovat vypouštění i vysazování nepůvodní fauny a flóry.

Nařízení Komise č. 349/2003 o pozastavení dovozu exemplářů určitých druhů volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin do Společenství. Toto nařízení významně ovlivňuje dovoz vybraných druhů na území státu. Díky tomuto nařízení je zakázán dovoz želvy nádherné *Trachemys scripta elegans* (Wied-Neuwied. 1839). Z užovkovitých hadů není na tomto seznamu uveden žádný zástupce. Na seznamu se objevují vybraní zástupci čeledi hroznýšovitých Boidae, čeledi korálovcovitých Elapidae a čeledi krajt Pythonidae.

3.3.2.2 Legislativa České republiky

V rámci národní legislativy funguje několik právních úprav v oblasti invazních druhů, přičemž mnoho z nich navazuje na právními předpisy EU. V současné době nejsou invazní druhy živočichů i rostlin jednoznačně zahrnuty v právních předpisech. Oporu lze nalézt v následujících předpisech. Stěžejní je zákon č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny. V tomto zákoně je nepůvodním druhům věnován §5 odst. 4. Dle něj je omezeno rozšiřování geograficky nepůvodních druhů do krajiny, pouze s povolením orgánu ochrany přírody. Samozřejmě přísnější opatření platí pro zvláště chráněná území (národní parky, chráněné krajinné oblasti atd.) (Pergl et al. 2018).

Nejnověji přijatým rozšířením zákona č. 114/1992 Sb., které se přímo týká invazních druhů je novela přijatá ze dne 6.1.2020. Byla připravována několik let a byla předložena Ministerstvem životního prostředí ČR. Spolu s již s několikrát zmiňovaným nařízením Rady č. 1143/2014 tvoří účinný nástroj v přijímání konkrétních opatření, potřebných k prevenci zavlečení invazních druhů a také k regulaci již známých invazních druhů. Novela také převádí několik pravomocí Agentury ochrany přírody a krajiny (AOPK) ve spolupráci s několika dalšími organizacemi. Mimo jiné je vyzdvížena nutnost osvěty široké veřejnosti a zároveň její zapojení v boji s nepůvodními druhy.

3.3.3 Monitoring

Monitoring je nedílnou součástí jakéhokoliv stádia managementu invazních druhů. Kromě samotného monitorování přítomnosti daného druhu na jednotlivých území, je příhodné

monitorovat i efektivitu použité strategie. Například sledovat úspěšnost zavedených metod eradikace či zda-li jsou legislativní opatření stabilně dodržována. Monitoring také slouží k evaulaci použitých metod a případě podněcuje jejich přeměnu.

3.3.4 Regulace a eradikace

Dle Bomford & O'Brien (1995) existuje pro úspěšnou eradikaci populace nepůvodního druhu několik podmínek. Primární je řádné plánování, management a přesné stanovení cílů. Cílem by mělo být kompletní odstranění cílové populace nepůvodního druhu. Důležité je eradikovat populaci rychleji, než je její reprodukční zdatnost. Nedílnou součástí je také prevence zamezující re-invazi. Nejjednodušeji se eradikace provádí na izolovaných populacích, nejlépe tedy na izolovaných ostrovech. Dále je úspěšnější eradikace u druhů s malou reprodukční schopností. Je nutné mít na paměti, že strategie použité při eradikaci mají vliv i na necílové populace.

4 Metodika

V roce 2011 publikovala Nicola J. van Wilgen spolu s Davidem M. Richardsonem novou kvantitativní metodu predikce šancí na etablování u herpetofauny. Cílem byla předpověď invazivity pro konkrétní druhy, a tedy i včasná kontrola a případná prevence jejich zavlečení do nepůvodního prostředí. Hlavní myšlenkou byl předpoklad, že u druhů s krátkým juvenilním stádiem a druhů fylogeneticky příbuznější s druhy ve zkoumaných oblastech je mnohem větší šance na etablování, než u druhů s dlouhou dobou dosažení pohlavní dospělosti a u druhů fylogeneticky vzdálených. Dalším důležitým aspektem je podobnost původního prostředí se studovaným nepůvodním prostředím pro daný druh. Bohužel kritickým bodem této metody je nutnost dobré prostudovanosti daného druhu (van Wilgen & Richardson 2011).

Aplikaci metody van Wilgen & Richardson uskutečnili italští vědci Masin et al. (2014). Jejich práce identifikovala velmi často obchodované druhy sladkovodních želv a stanovovala u nich odhady invazivity pro země Evropské Unie. Impulsem pro tuto práci je již výše popsáná problematika invazního druhu želvy nádherné *Trachemys scripta elegans*. Tento druh byl introdukován na území EU díky chovatelům, tudíž i obchodu s exotickými druhy zvířat (Masin et al. 2014). Právě obchod s exotickými druhy plazů hraje důležitou roli v introdukci nepůvodních druhů do nového prostředí. Tato zvířata se dostávají do volné přírody únikem z chovného zařízení, nebo ještě častěji vědomým vypouštěním jejich chovateli (Kraus 2008; van Wilgen et al. 2010).

Pro tuto práci byla použita metoda odhadu invazivity podle van Wilgen & Richardson, konkrétně ROUTE 2.

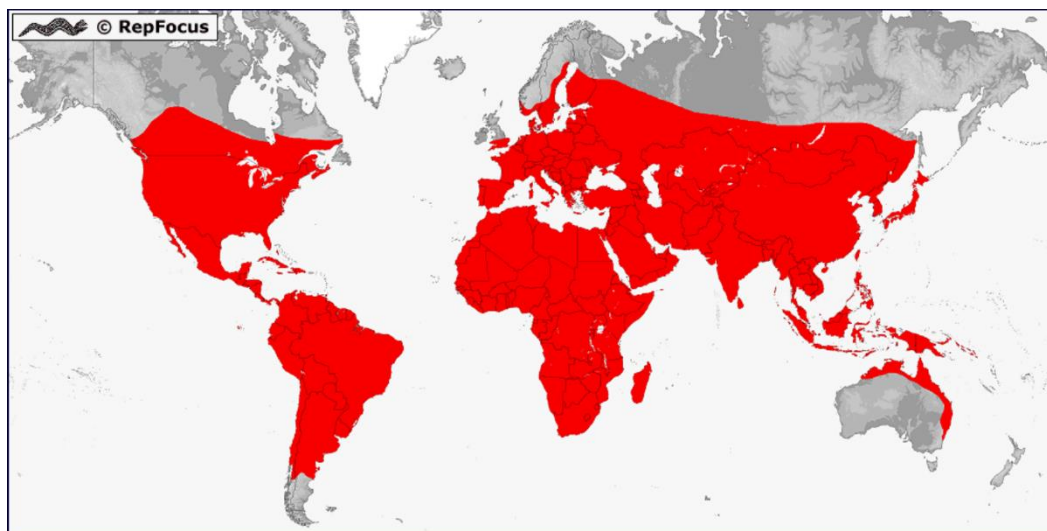
4.1 Hodnocené skupiny vybraných užovkovitých hadů

Dle Reptile database.org je ke dni 21.12.2019 známo 11 136 druhů plazů a z toho 3 808 druhů hadů. Užovkovití hadi, čeleď Colubridae, jsou nejrozsáhlejší čeledí s počtem 1968 druhů. Čeleď Homalopsidae, která byla donedávna řazena k čeledi užovkovitých, aktuálně čítá 53 druhů hadů. Obdobně byla od čeledi užovkovitých vyčleněna i čeleď Lamprophiidae, zastřešující 82 druhů.

Ze všech druhů plazů je pouze 8 % regulováno Úmluvou o mezinárodním obchodu s ohroženými druhy volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin (CITES). Oproti tomu Červený seznam IUCN operuje až se 45 % druhů, přičemž z toho je považováno 1 390 druhů ohroženo jako biologicky cenné zdroje. Z těchto zvířat je přibližně 355 druhů pokládáno za chovatelsky nebo sběratelsky velmi cenné. Mezi těmito cennými druhy je jen zhruba polovina na seznamech CITES.

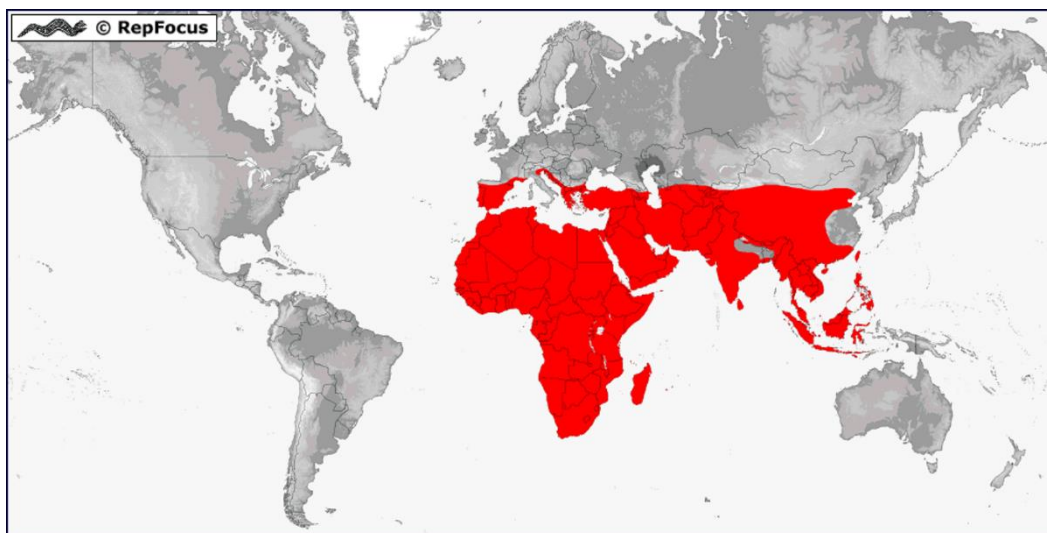
Nejrozsáhlejší čeleď Colubridae je velmi rozmanitá a její zástupci jsou k nalezení na všech kontinentech kromě Antarktidy (viz obrázek 6). Obývají nejrozličnější biotopy a vysoká je i míra jejich adaptací na daná prostředí. Některé druhy jsou výhradně pozemní, naopak jiné striktně akvatické (Moravec et al. 2015). Velká rozmanitost je i v účincích jedu, některé druhy jedovaté nejsou, naopak některé jsou proslaveny smrtelným účinkem jedu i pro člověka (Kůrka

& Pflieger 1984). U všech užovek došlo v průběhu evoluce k redukci pravé plíce a k vývoji mnoho dalších společných znaků. Mnoho druhů užovek je atraktivních pro chov v zajetí, pro relativní nenáročnost chovu, přitažlivé zbarvení a poměrně nízkou pořizovací cenu (Zwach 2013; Moravec et al. 2015).



Obr. 6. Mapa rozšíření čeledi Colubridae (Midtgaard 2019).

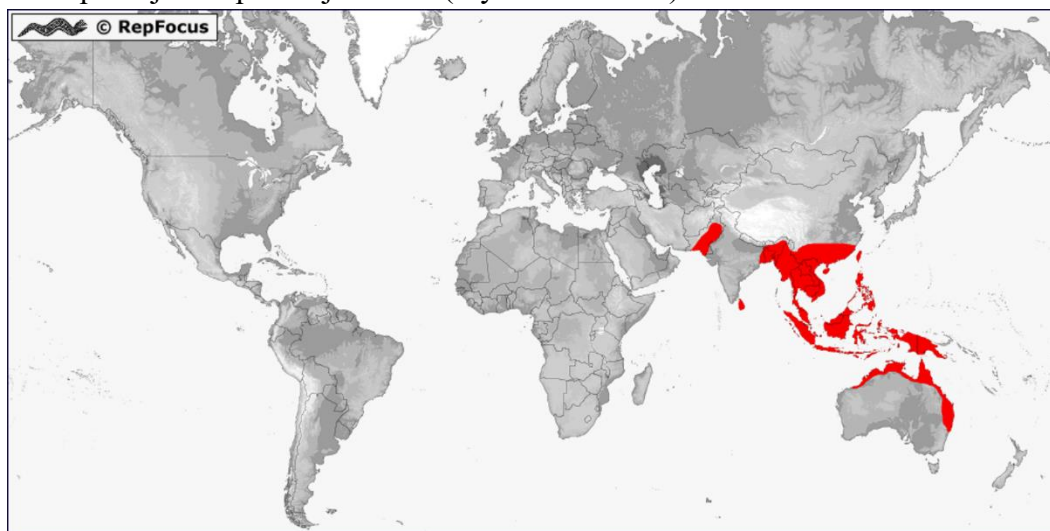
Zástupci čeledi Lamprophiidae se vyskytuje zejména v Africe, avšak některé druhy svým výskytem zasahují i do jihovýchodní Asie a jižní Evropy a Indomalajské oblasti (viz obrázek č. 7). Hadi z této čeledi si osvojili mnoho rozdílných způsobů života, od druhů striktně pozemních druhů, přes podzemní a arboreálních až po semiakvatické druhy (Portillo et al. 2019).



Obr. 7. Mapa rozšíření čeledi Lamprophiidae

Do čeledi Homalopsidae jsou řazeni hadi vyskytující se zejména v Indomalajské zoogeografické oblasti (viz obrázek 8), část z nich obývá také území severní části Australské zoogeografické oblasti. Jsou známí zejména vodním způsobem života a svou morfologií; silným, masitým tělem a všichni jsou mírně jedovatí. V této skupině se vyskytuje mnoho

jedinečných druhů, například vodnářka krabožravá *Fordonia leucobalia* (Schlegel, 1837), která svou kořist porcuje a nepožírá ji vcelku (Jayne et al. 2002).



Obr. 8. Mapa rozšíření čeledi Homalopsidae

4.2 Klimatická shodnost

Pro vyplnění otázky č. 2 v ROUTE 2 bylo zapotřebí určit klimatickou shodnost u vybraných druhů. Pro její odhad bylo nejprve nutné získat mapy původního výskytu u všech vybraných druhů. Mapy byly získány zejména z dat IUCN Red list of threatened species, případně z dalších relevantních zdrojů. Pro všechny zadané druhy byly nalezeny mapy výskytu.

Po nalezení přirozeného rozšíření daných druhů byly tyto oblasti vybrány v programu Climatch a porovnány s vybraným územím Evropské Unie zahrnující i Spojené království Velké Británie a Severního Irska. Program Climatch (dostupný z: <https://climatch.cpl.agriculture.gov.au/climatch.jsp>) v sobě zahrnuje data z klimatických stanic po celém světě, konkrétně 9 457 stanic a byl vyvinut za podpory Australské vlády k porovnávání klimatických podmínek a následnému posouzení šance biologické invaze. Program Climatch konkrétně obsahuje data pro 16 teplotních a srážkových parametrů. Přehled vybraných stanic EU spolu s VB čítá přesně 1143 klimatických stanic.

Výstupem programu Climatch byla mapa a tabulka s odpovídajícími hodnotami, které ukázaly, v jaké míře jsou klimatické údaje shodné či rozdílné pro zadané druhy. Výsledkem je tabulka s hodnotami 0 - 10, přičemž hodnota 0 udává nulovou shodu mezi zadanými stanicemi, naopak hodnota 10 ukazuje na takřka totožné klimatické podmínky; všech 16 parametrů je velmi podobných. Dle Bomfordové (2010) má daný druh šanci na přežití, pokud se výsledek programu Climatch pohybuje na škále od 6 do 10. Určení klimatické shody v této práci bylo provedeno s přihlédnutím k faktu, že stanice, které byly přiřazeny k hodnotě 10, mají mnohem větší váhu, než stanice přidělené k hodnotě 6. Výpočet byl následovný (viz tabulka 3): počet stanic uvedený u hodnoty 6 byl vynásoben číslem 1; počet stanic u hodnoty 7 byl vynásoben dvěma atd. (Tab. 3). Všechny tyto výsledné násobky byly sečteny a vyděleny celkovým počtem vybraných stanic na území EU a VB (1143). Pokud byla výsledná hodnota větší než 1, byl tento

výsledek vkládán do statistické metody van Wilgen & Richardson ROUTE 2 jako maximálně 1.

Tab. 3. Přepočtení pro získání výsledné hodnoty klimatické shodnosti.

Klimatická shoda z programu Climatch	Násobky u daných hodnot pro přepočtení
6	1
7	2
8	3
9	4
10	5

4.3 Taxonomická příbuznost

V rámci otázky č. 5 byla sledována taxonomická příbuznost zadaných druhů s druhy přirozenými pro území EU a VB. Tato otázka vycházela z předpokladu, že u druhů taxonomicky příbuznějších s druhy přirozeně se vyskytujícími na území EU a VB je šance na úspěšnou introdukci větší než u druhů taxonomicky vzdálenějších. Hodnota byla stanovena následovně, dle tabulky 4.

Tab. 4. Stanovení hodnoty taxonomické příbuznosti.

Příbuznost v rámci taxonu	Odpovídající hodnota pro ROUTE 2, otázka č. 5
Rod	9
Podčeleď	8
Čeleď	7
Nadčeleď	6
Infrařád	5
Podřád	4
Řád	3
Podtřída	2
Třída	1

4.4 Počet introdukcí

Otázka č. 6 má stěžejnější význam pro celkový výsledek. Jedná se o přihlídnutí, k již prokázaným introdukcím daného druhu do jiných oblastí. Pro každý druh byly stanoveny a pro finální výpočet použity dvě hodnoty, tudíž výsledkem použité metody jsou dva výsledky. Pokud daný druh nemá žádný záznam o introdukci na nepůvodní místo, byly oba výsledky stejné.

- První výpočet automaticky kalkuluje s nulovou introdukční minulostí (pro správnost odhadu). Zaprvé proto, že si nemůžeme být jisti správností potvrzené introdukce. Zadruhé z toho důvodu, že k záznamu o introdukci mohlo dojít až po vydání databáze, ze které se tato hodnota čerpala, nebo bez jejího povšimnutí.
- Stanovení druhé hodnoty bylo zjišťováno pomocí databáze Kraus Herp Database (2009), která obsahuje velmi podrobný seznam všech introdukcí obojživelníků a plazů. Přepočtu druhé hodnoty při zaznamenaných introdukcích odpovídá tabulka 5.

Tab. 5. Stanovení hodnoty počtu introdukcí.

Počet zaznamenaných introdukcí dle Kraus Herp Database (2009)	Odpovídající hodnota pro ROUTE 2, otázka č. 6
0	0
1	1
2 – 9	2
10 a více	3

4.5 Pohlavní dospělost

Dle van Wilgen a Richardson je dosažení pohlavní dospělosti důležitým faktorem pro úspěšné etablování v novém prostředí. Druhy, kterým trvá delší dobu dosáhnout pohlavní dospělosti, jsou teoreticky méně úspěšné než druhy s rychlým vývojem. Získaná hodnota v měsících byla zadávána do ROUTE 2 otázky č. 7. Pokud nebylo možné získat pro konkrétní druh relevantní informace, byly tyto informace získány od nejpříbuznějšího druhu. Důležitým aspektem pro tuto otázku je znalost pohlavní dospělosti v přirozených podmínkách, nikoli v zajetí.

4.6 Počet snůšek za rok

ROUTE 2 otázka č. 8 zohledňovala fertilitu daných druhů v přirozených podmínkách. U druhů, které jsou schopny produkovat více snůšek během jednoho roku, je větší pravděpodobnost invazivity.

4.7 Interpretace výsledků

Po dosažení všech potřebných informací do použité metody ROUTE 2 je nezbytné interpretovat výslednou hodnotu. Obrázek 9 je doporučené intervalové zařazení výsledků dle van Wilgen & Richardson pro zkoumané druhy hadů.

1 < score < 3	3 < score < 4	4 < score < 7	7 < score < 8	8 < score <= 10
L - NÍZKÉ	M - STŘEDNÍ	H - VYSOKÉ	VH - VELMI VYSOKÉ	E - EXTREMNĚ VYSOKÉ
100 % SELHALO	10-30% ETABLOVÁNO	31-50% ETABLOVÁNO	51-70% ETABLOVÁNO	71-100 % ETABLOVÁNO

Obr. 9. Doporučená interpretace výsledků dle van Wilgen a Richadson ROUTE 2.

5 Výsledky

5.1 Výsledky čeledi Colubridae

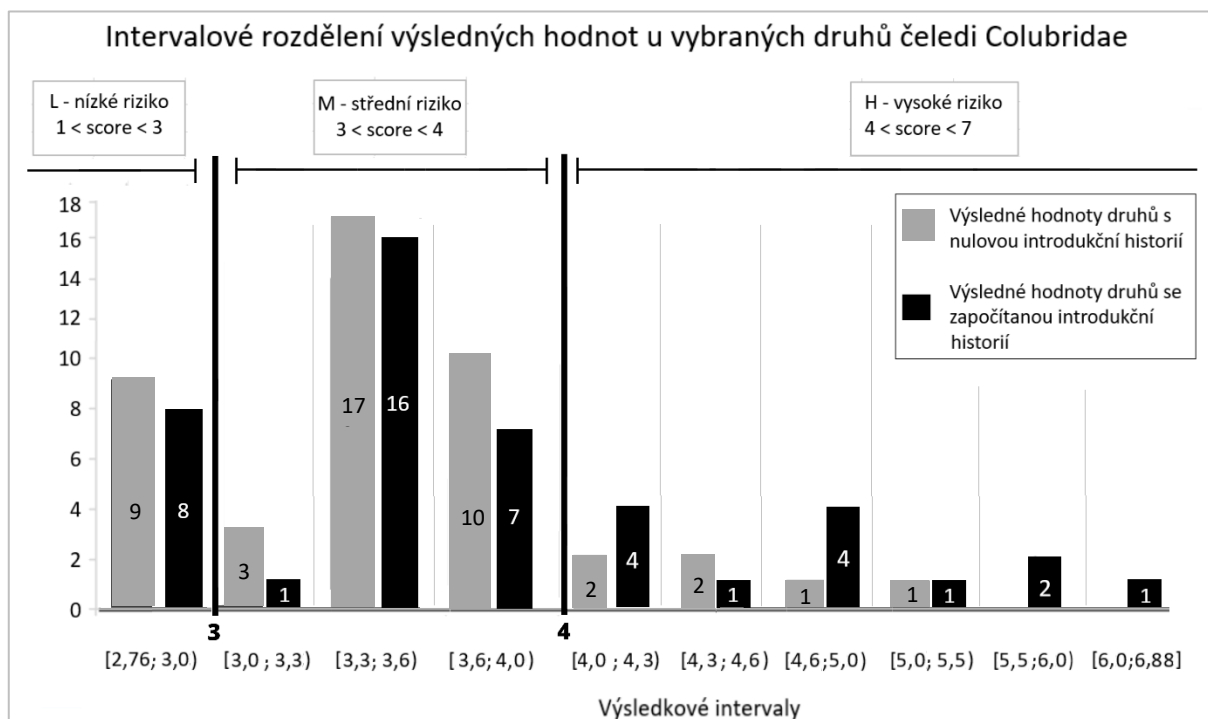
V příložené tabulce č. 6 jsou výsledky získané metodou popsanou v kapitole 4 Metodika pro vybrané druhy čeledi Colubridae. Bylo vybráno 45 druhů zájmově chovaných druhů.

Tab. 6. Výsledky hodnocení vybraných druhů čeledi Colubridae dle metody van Wilgen & Richardson ROUTE 2. Spolu s hodnotou klimatické shodnosti odvozené pomocí programu Climatch. Vysvětlivky: L – low / nízké riziko, M – moderate / střední riziko, H – high / vysoké riziko. Introdukce zohledňují testovací skupinu s nulovými zaznamenanými pokusy druhu o introdukci na nepůvodní území. Druhá skupina odpovídá evidovaným introdukcím dle Kraus Herp Database (2009). Pokud daný druh nemá žádný záznam o introdukci na nepůvodní místo, jsou oba výsledky stejné a v sloupci introdukce dle Kraus Herp Database je jen písmenné označení.

Vybrané druhy čeledi Colubridae	Introdukce		Klimatická shodnost
	0	dle Kraus Herp Database	
<i>Ahaetulla nasuta</i>	2,94 L	L	0
<i>Ahaetulla prasina</i>	2,94 L	L	0
<i>Boiga cynodon</i>	2,94 L	L	0
<i>Boiga dendrophila</i>	2,94 L	L	0
<i>Coelognathus helena</i>	3,66 M	M	0
<i>Coelognathus radiatus</i>	3,66 M	M	0
<i>Coluber constrictor</i>	4,92 H	5,92 H	0,97
<i>Cyclophiops major</i>	3,48 M	M	0,027
<i>Dasypeltis fasciata</i>	3,48 M	M	0,005
<i>Dasypeltis medici</i>	3,48 M	M	0,007
<i>Dasypeltis scabra</i>	4,76 H	H	0,71
<i>Dendrelaphis cyanochloris</i>	3,3 M	M	0
<i>Dendrelaphis formosus</i>	3,3 M	M	0
<i>Dinodon flavozonatum</i>	3,48 M	M	0,04
<i>Elaphe bimaculata</i>	3,66 M	M	0,041
<i>Elaphe carinata</i>	3,66 M	4,06 H	0,002
<i>Euprepiophis mandarinus</i>	2,94 L	L	0,05
<i>Gonyosoma oxycephala</i>	2,76 L	L	0
<i>Heterodon nasicus</i>	4,38 H	4,78 H	0,729
<i>Chrysopelea ornata</i>	2,94 L	L	0
<i>Lampropeltis alterna</i>	3,12 M	4,12 H	0,035
<i>Lampropeltis getula</i>	3,3 M	4,74 H	0,318
<i>Lampropeltis pyromelana</i>	3,12 M	4,72 H	0,008
<i>Lampropeltis triangulum</i>	3,66 M	4,66 H	0
<i>Nerodia taxispilota</i>	2,94 L	3,34 M	0,255
<i>Oligodon formosanus</i>	3,48 M	M	0,036
<i>Oligodon chinensis</i>	3,48 M	M	0,036
<i>Oocatochus rufodorsatus</i>	3,48 M	M	0,075
<i>Opheodrys aestivus</i>	3,84 M	4,24 H	0,396

<i>Oreocryptophis porphyracea</i>	3,48 M	M	0,002
<i>Orthriophis moellendorffi</i>	2,76 L	L	0
<i>Orthriophis taeniurus</i>	3,66 M	M	0
<i>Pantherophis guttatus</i>	4,02 H	5,62 H	0,399
<i>Pantherophis vulpinus</i>	3,48 M	M	0,325
<i>Philothamnus semivariiegatus</i>	3,12 M	M	0,197
<i>Pseudelaphe flavirufa</i>	3,48 M	M	0,002
<i>Rhadinophis frenatum</i>	3,48 M	M	0,002
<i>Rhinocheilus lecontei</i>	3,84 M	M	0,371
<i>Rhynchophis boulengeri</i>	3,66 M	M	0
<i>Spalerosophis diadema</i>	3,84 M	4,24 H	0,327
<i>Telescopus beetzi</i>	3,48 M	M	0,181
<i>Thamnophis marcianus</i>	3,3 M	M	0,144
<i>Thamnophis sauritus</i>	4,02 H	5,02 H	0,463
<i>Thamnophis sirtalis</i>	5,28 H	6,88 H	1
<i>Xenochrophis vittus</i>	3,48 M	3,88 M	0

Obrázek 10 graficky znázorňuje výsledek vybraných druhů. Přibližně 66,6 % z druhů bylo vyhodnoceno se středním rizikem introdukce na území EU a VB. Jedná se o výsledky s nulovým předpokladem introdukcí v minulosti. Pouze 6 druhů (13,3 %) bylo vyhodnoceno jako rizikové. U 9 druhů (20 %) bylo vyhodnoceno minimální riziko. Žádný ze zkoumaných druhů nebyl vyhodnocen jako velmi vysoce nebo extrémně rizikový.



Obr. 10. Intervalové rozdělení výsledných získaných hodnot dle van Wilgen a Richardson ROUTE 2 pro vybrané druhy z čeledi Colubridae. Interval $1 < \text{score} < 3$ odpovídá výslednému označení L – nízké riziko. Interval $3 < \text{score} < 4$ odpovídá označení M – střední riziko. Interval $4 < \text{score} < 7$ odpovídá označení H – vysoké riziko. Interval $7 < \text{score} < 8$ odpovídá označení VH – velmi vysokého rizika. Poslední Interval $8 < \text{score} < \dots$ odpovídá označení EH – extrémně vysoké riziko. Poslední dva intervaly nebyly v této práci dosaženy.

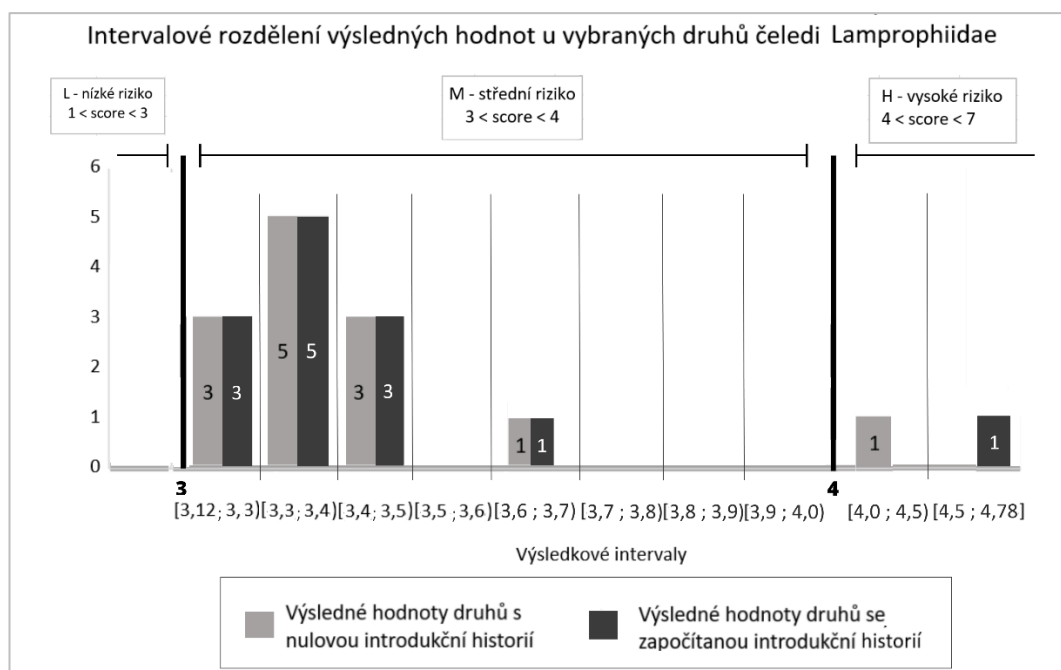
5.2 Výsledky čeledi Lamprophiidae

Tabulka 7 sumarizuje výsledky získané u vybraných druhů z čeledi Lamprophiidae. Bylo vybráno 13 zástupců této čeledi.

Tab. 7. Výsledky hodnocení vybraných druhů čeledi Lamprophiidae dle metody van Wilgen a Richardson ROUTE 2. Spolu s hodnotou klimatické shodnosti odvozené pomocí programu Climatch. Vysvětlivky: L – low / nízké riziko, M – moderate / střední riziko, H – high / vysoké riziko. Introdukce zohledňují testovací skupinu s nulovými zaznamenanými pokusy druhu o introdukci na nepůvodní území. Druhá skupina odpovídá evidovaným introdukcím dle Kraus Herp Database (2009). Pokud daný druh nemá žádný záznam o introdukci na nepůvodní místo, jsou oba výsledky stejné a v sloupci introdukce dle Kraus Herp Database je jen písmenné označení.

Vybrané druhy čeledi Lamprophiidae	Introdukce		Klimatická shodnost
	0	dle Kraus Herp Database	
<i>Boaedon fuliginosus</i>	4,38 H	4,78 H	0,623
<i>Dromicodryas bernieri</i>	3,12 M	M	0
<i>Langaha madagascariensis</i>	3,3 M	M	0
<i>Leioheterodon geayi</i>	3,3 M	M	0
<i>Leioheterodon madagascariensis</i>	3,3 M	M	0
<i>Leioheterodon modestus</i>	3,3 M	M	0
<i>Liophidium chabaudi</i>	3,3 M	M	0
<i>Madagascarophis citrinus</i>	3,12 M	M	0
<i>Madagascarophis colubrinus</i>	3,12 M	M	0
<i>Psammophis mossambicus</i>	3,66 M	M	0,095
<i>Psammophylax multisquamis</i>	3,48 M	M	0,007
<i>Rhamphiophis rostratus</i>	3,48 M	M	0,144
<i>Rhamphiophis rubropunctatus</i>	3,48 M	M	0,045

Z vybraných druhů bylo 12 (92,3 %) vyhodnoceno se středním rizikem introdukce na území EU a VB (viz obrázek 11). Jedná se o výsledky s nulovým předpokladem introdukcí v minulosti. Pouze 1 druh (7,7 %) byl vyhodnocen jako vysoce rizikový. U žádného z druhů nebylo vyhodnoceno minimální, nízké ani extrémní riziko.



Obr. 11. Intervalové rozdělení výsledných získaných hodnot dle van Wilgen a Richardson ROUTE 2 pro vybrané druhy z čeledi Colubridae. Interval $1 < \text{score} < 3$ odpovídá výslednému označení L – nízké riziko. Interval $3 < \text{score} < 4$ odpovídá označení M – střední riziko. Interval $4 < \text{score} < 7$ odpovídá označení H – vysoké riziko. Interval $7 < \text{score} < 8$ odpovídá označení VH – velmi vysokého rizika. Poslední Interval $8 < \text{score} <$ odpovídá označení EH – extrémně vysoké riziko. Interval pro nízké riziko, velmi vysoké a extrémně vysoké riziko nebyl v této práci dosažen.

5.3 Výsledky čeledi Homalopsidae

Tabulka 8 vykazuje výsledná data získaná u dvou vybraných druhů z čeledi Homalopsidae. Oba druhy byly vyhodnoceny jako minimální riziko pro introdukci se stejnou výslednou hodnotou 2,94. Klimatická shoda byla takřka nulová, pouze u druhu vodnářky pruhované *Homalopsis buccata* (Linnaeus, 1758) tato hodnota činila 0,01.

Tab. 8. Výsledky hodnocení vybraných druhů čeledi Homalopsidae dle metody van Wilgen a Richardson ROUTE 2. Spolu s hodnotou klimatické shodnosti odvozené pomocí programu Climatch. Vysvětlivky: L – low / nízké riziko, M – moderate / střední riziko, H – high / vysoké riziko. Introdukce zohledňují testovací skupinu s nulovými zaznamenanými pokusy druhu o introdukci na nepůvodní území. Druhá skupina odpovídá evidovaným introdukcím dle Kraus Herp Database (2009). Pokud daný druh nemá žádný záznam o introdukci na nepůvodní místo, jsou oba výsledky stejné a v sloupci introdukce dle Kraus Herp Database je jen písmenné označení.

Vybrané druhy čeledi Homalopsidae	Introdukce		Klimatická shodnost
	0	Dle Kraus Herp Database	
<i>Erpeton tentaculatum</i>	2,94 L	L	0
<i>Homalopsis buccata</i>	2,94 L	L	0,01

6 Diskuze

6.1 Zhodnocení získaných výsledků

Výběr konkrétních druhů hadů pro praktickou část této práce se řídil několika pravidly. Svým původním výskytem nesměly zasahovat na území Evropy. Závislá území mimo evropský kontinent nebyla do této práce zahrnuta (např. Francouzská Polynésie apod.) a bylo s nimi nakládáno jako s územím mimo EU. Zvířata s původním evropským výskytem by v případě introdukce do evropského, byť pro ně nového prostředí, měla jistou výhodu při etablování. Naznačené vodítko pro výběr kopíruje kritéria navržená v dřívějších studiích (Kopecký et al. 2016, Kopecký et al. 2019). Dovoz živých zvířat a jejich produktů na území České republiky je podmíněn jejich registrací u celní správy České republiky. Z poskytnutých dat celní správy ČR byl vytvořen v roce 2016 seznam druhů dále konzultovaný s pěti předními českými velkoobchody se zájmovými druhy zvířat a také s tuzemskými chovateli, s přihlédnutím k jejich pořizovací ceně a dostupnosti na trhu (Kopecký et al. 2019). Ze zadaných druhů v této práci není ani jeden uveden v žádné příloze CITES.

Ze zadaných 60 druhů je 45 druhů z čeledi Colubridae, 13 z čeledi Lamprophiidae a 2 z čeledi Homalopsidae. Vybraní zástupci čeledi Lamprophiidae se původně vyskytují pouze v Africe a většina z nich pouze na Madagaskaru. Vybraní zástupci čeledi Homalopsidae se vyskytují výhradně v Asii a vybraní zástupci čeledi Colubridae se vyskytují majoritně v Asii, Africe a severní a střední Americe. Jediný ze zadaných druhů z čeledi Colubridae, užovka diadémová *Spalerosophis diadema* (Schlegel, 1837), zasahuje svým výskytem do Afriky i Asie. Žádný ze zadaných druhů se svým původním výskytem nenachází v jižní Americe ani v Austrálii.

6.1.1 Zvolená metoda určení invazního potenciálu

Velký problém při tvorbě této diplomové práce vyvstal při získávání dat u zadaných druhů. Zejména se jedná o zjišťování pohlavní dospělosti užovek. Tento údaj je nejčastěji v literatuře uváděn nikoli v požadovaném časovém intervalu (měsících), ale v délce těla jedince, při které pohlavní dospělosti nastává. U problematičtějších druhů užovek, u kterých bylo neskutečně těžké zjistit období pohlavní dospělosti, bylo také vesměs rovněž obtížné zjistit následující otázku týkající se počtu snůšek během jednoho roku. V odborné literatuře byl v drtivé většině případů uváděn tento údaj odvozený z pozorování zvířat v umělých odchovech, nikoli v přirozených podmínkách. Zvířata v umělých podmínkách se množí mnohonásobně častěji než zvířata ve volné přírodě. Také pohlavní dospělost u nich nastupuje velice záhy, zejména v závislosti na krmení v chovu. Metoda van Wilgen & Richardson nezohledňuje počet vajec ve snůšce ani přibližnou délku života daných zvířat.

Údaje o pohlavní dospělosti a počtu snůšek během jednoho roku velmi lehce manipulovali s výsledkem použité metody. Pro správné vyhodnocení rizika invaze je tedy nezbytná dobrá prostudovanost jednotlivých druhů.

6.1.2 Zhodnocení výsledků čeledi Colubridae

Nejvyšší hodnoty mezi druhy této čeledi bylo dosaženo u užovky proužkované *Thamnophis sirtalis* (Linnaeus, 1758) 5,28 a to při zadání nulové hodnoty u minulých introdukcí. V případě zapracování historických pokusů o introdukci, vychází u tohoto druhu hodnota 6,88, tedy při těsné hranici s označením velmi vysokého rizika introdukce. Minimum bylo vyhodnoceno u druhů užovky ostronosé *Gonyosoma oxycephala* (Boie, 1827) a užovky čínské *Orthriophis moellendorffi* (Boettger, 1886). Oba druhy se shodným výsledkem 2,76, tedy extrémně nízká pravděpodobnost introdukce. Ani u jednoho z těchto druhů nebylo v minulosti zaznamenán žádný pokus o introdukci mimo jejich původní rozšíření.

Průměrná výsledná hodnota u vybraných druhů z čeledi Colubridae je 3,52. Celkem u 14 druhů byly zaznamenány, ať úspěšné či neúspěšné, pokusy o introdukci mimo jejich původní rozšíření. Jak je patrné z obrázku 10 (kapitola 5.1 Výsledky), valná většina druhů 66,6 %, byla vyhodnocena se středním rizikem introdukce na území EU a VB. Jedná se o výsledky bez evidované minulosti. Střednímu riziku také odpovídá průměrné skóre.

S označením vysokého rizika v obou zkoumaných skupinách – ať s testovací nulovou introdukční minulostí, nebo se zohledněnou historií - bylo vyhodnoceno 6 druhů; užovka proužkovaná *Thamnophis sirtalis*, vejcožrout africký *Dasypeltis scabra* (Linnaeus, 1758), štíhlovka americká *Coluber constrictor* Linnaeus, 1758, heterodon nosatý *Heterodon nasicus* (Baird & Girard, 1852), *Thamnophis sauritus* (Linnaeus, 1766), užovka červená *Pantherophis guttatus* (Linnaeus, 1766)

Vejcožrout africký *Dasypeltis scabra* je jediný z vysoce rizikově vyhodnocených druhů, který je rozšířen na Africkém kontinentu s několika izolovanými populacemi na Arabském poloostrově. Zbýlé vysoce rizikové druhy svým rozšířením pokrývají území Severní Ameriky. Průměrná klimatická shodnost u těchto druhů se pohybuje okolo hodnoty 0,711. Minimální klimatická podobnost byla vyhodnocena u druhu užovky červené *Pantherophis guttatus* s výslednou hodnotou 0,399. Podrobněji se těmto vysoce rizikovým druhům věnují následující kapitoly.

Sedm druhů bylo vyhodnoceno jako středně rizikových v testovací skupině, a při následném zohlednění jejich minulosti na poli introdukcí mimo jejich původní rozšíření jako vysoce rizikové. Jedná se o jeden ryze asijský druh užovky královské *Elaphe carinata* (Günther, 1864). Další druh je již výše zmíněný druh užovky diadémové *Spalerothis diadema*, která se jako jediná z vybraného seznamu druhů v této práci vyskytuje jak v Asii, tak v Africe. Zbývajících pět druhů se vyskytuje v severní a střední Americe. Z těchto zbývajících druhů jsou 4 zástupci rodu *Lampropeltis* Fitzinger, 1843; korálovka šedá *Lampropeltis alterna* (Brown, 1901), korálovka královská *Lampropeltis pyromelana* (Cope, 1867), korálovka sedlatá *Lampropeltis triangulum* (Lacépède, 1789) a korálovka pruhovaná *Lampropeltis getula* (Linnaeus, 1766). Poslední je druh užovky zelené *Opheodrys aestivus* (Linnaeus, 1766). Průměrná klimatická shoda u těchto druhů je poměrně nízká; 0,155, přičemž nejnižší hodnota 0 byla vyhodnocena u korálovky sedlaté *Lampropeltis triangulum* a nejvyšší hodnota 0,396 u užovky zelené *Opheodrys aestivus*.

S minimálním rizikem bylo vyhodnoceno 9 druhů. 8 z těchto druhů získalo v hodnotě klimatické shody skóre maximálně 0,05. Jediný z druhů s minimálním rizikem byl evidován v rámci Kraus Herp Database. Konkrétně se jedná o druh užovky chřestýší *Nerodia taxispilota* (Holbrook, 1838). Po zohlednění minulosti v rámci introdukcí byl druh následně zařazen s hodnotou 3,34 mezi středně rizikové druhy. Historicky byl tento druh nalezen na nepůvodním území západoamerického státu Colorado, díky obchodu se zájmovými druhy zvířat (Livo et al. 1998). Druh užovky chřestýší *Nerodia taxispilota* byl také jediný z druhů vyhodnocených s minimálním rizikem, který se vyskytuje mimo Asii. Konkrétně tento druh je endemický pro jihovýchodní část USA.

V předcházející literární rešerši byl již uveden tzv. Unijní seznam (viz kapitola 3.2), jakožto významný nástroj identifikace invazních druhů na území Evropské unie. Unijní seznam vznikl v roce 2016 díky nařízení Rady č. 1143/2014 o prevenci a regulaci zavlékání či vysazování nepůvodních druhů. Jak je patrné k dnešnímu dni (14.11.2019), není na seznamu uveden žádný zástupce z čeledi Colubridae, Lamprophiidae ani Homalopsidae. Z výsledků získaných použitou metodou van Wilgen a Richardson v této práci, by mohlo být případně zařazení druhů vyhodnocených jako extrémní riziko na Varovný seznam. Žádný z vybraných hadů nebyl vyhodnocen jako extrémně rizikový druh, avšak bylo by vhodné i nadále monitorovat situaci a případně použít i jiné metody hodnotící rizika invazivity.

6.1.3 Zhodnocení výsledků čeledi Lamprophiidae

Z tabulky 7 (kapitola 5.2 Výsledky čeledi Lamprophiidae) je na první pohled jasné, že majoritní část vybraných druhů z čeledi Lamprophiidae byla vyhodnocena jako středně riziková. Průměrná hodnota dle použité metody ROUTE 2 v testovací skupině s nulovou hodnotou evidovaných historických introdukcí činí přibližně 3,411. Je zajímavé, že průměrná hodnota je velmi podobná průměrné hodnotě u čeledi Colubridae (3,516) a naopak.

Pouze jediný druh užovky domácí *Boaedon fuliginosus* (Boie, 1827) byl vyhodnocen jako vysoce rizikový. U tohoto druhu bylo také v rámci sledované čeledi dosaženo maximální hodnoty 4,38. Tento druh je také jediný s evidovaným historickým pokusem o introdukci. Při zohlednění této informace hodnota rizikovosti stoupla na 4,78. U tohoto druhu byla také nejvyšší hodnota klimatické shody; 0,623.

Minimum 3,12 bylo vyhodnoceno simultánně u 3 druhů. Dva zástupci z rodu *Madagascarophis* Mertens, 1952; užovka citrónová *Madagascarophis citrinus* (Schlegel, 1837) a *Madagascarophis colubrinus* (Schlegel, 1837). Jako poslední z druhů s dosaženým minimem dle ROUTE 2 byl vyhodnocen druh *Dromicodryas bernieri* (Duméril, Bibron & Duméril, 1854). Všechny tyto druhy získaly v hodnotě klimatické shody 0. Zároveň se jedná o druhy endemické pro Madagaskar.

6.1.4 Zhodnocení výsledků čeledi Homalopsidae

Všechny vybrané druhy čeledi Homalopsidae byly vyhodnoceny jako minimálně rizikové. Jak je popsáno v tabulce č. 8 nejnižší hodnota 2,94 byla totožná u obou dvou druhů. Druhy vodnářka pruhovaná *Homalopsis buccata* i vodnářka tykadlová *Erpeton tentaculum*

Lacépède, 1800 jsou akvatické druhy s rozšířením v Indomalajské zoogeografické oblasti. Průměrná klimatická shoda je takřka nulová.

6.2 Dopady

Nepůvodní herpetofauna s sebou do nového prostředí přináší mnoho rozmanitých ekologických a evolučních dopadů. Kraus (2015) ve své práci stanovil 7 ekologických, behaviorálních a genetických mechanismů, které působí napříč zavlečenými druhy na původní prostředí. Jedná se o predaci (predation), herbivorii (herbivory), intoxikaci (poisoning), kompetici (competition), přenos patogenů a parazitů (transmission diseases or parasites), trofickou dotaci (trophic subsidy) a hybridizaci (hybridization). Ekologické dopady obvykle vyplývají z trofických narušení, přičemž mohou být přímé nebo nepřímé, a dále mohou působit shora-dolů (top-down) či zdola-nahoru (bottom-up). Evoluční dopady jsou nejčastěji výsledkem hybridizace, ale mohou zahrnovat také četné změny v původních organismech plynoucí ze selekce způsobené vlivem nepůvodních organismů. Pozorované dopady se mohou pohybovat od mírných po velké a v některých případech až masivní (extinkce). Jeden invazivní druh může vyvolat dopady zahrnující několik výše zmíněných mechanismů, nebo dokonce všechny.

Ekologické mechanismy se mohou projevit v několika směrech. Mezi mechanismy působící shora-dolů (top-down) jsou nejčastěji jmenovány predace, herbivorie a přenos patogenů a parazitů. Predace původních druhů je velmi dobře známým a prostudovaným jevem, jehož nejvýraznějším výsledkem je pokles původních populací. Nejvíce dopadů je plyne z přímé predace na kořisti, avšak může způsobit mnoho dalších ekosystémových efektů. Predace také samozřejmě vytváří velmi silný selekční tlak, který může vyvolat upřednostňování vybraných znaků-potažmo nových obranných mechanismů (Kiesecker & Blaustein 1997; Griffiths et al. 1998; Moore 2004).

Evoluční morfologické, fyziologické a behaviorální změny mohou nastat u původních druhů velmi rychle, a to díky selekčnímu tlaku invazních žab (Kiesecker & Blaustein 1997), ještěřů (Stuart et al. 2014) i hadů (Moore 2004). Samozřejmě evolučním změnám mohou podléhat druhy invazivní, jakožto důsledek selekce nového prostředí (Shine 2012).

Přenos patogenů a parazitů je velmi dobře zdokumentovaný proces zejména u invazních obojživelníků, méně u plazů. Kilburn et al. (2011) ve své práci označili plazy za možný rezervoár a přenašeče chytridyomykózy *Batrachochytrium dendrobatidis* na území Panamy. Přítomnost *B. dendrobatidis* byla potvrzena u několika druhů anolisů, ale také u užovkovitých hadů; *Pliocercus euryzonus* Cope, 1862, imantodes velkohlavý *Imantodes cenchoa* (Linnaeus, 1758) a *Nothopsis rugosus* Cope, 1871. U drtivé většiny plazů chovaných v zajetí se předpokládá přítomnost mnoha patogenů. Zejména jsou plazi bráni jako rezervoár bakterií *Salmonella* spp. Salmonelóza asociovaná s plazy je spojena především s výskytem onemocnění u dětí, které se dostaly do přímého kontaktu se želvami, ale také skrze kontakt s exotickými druhy plazů chovaných v zajetí (Sauter et al. 2013). Nejméně 38 potenciálně zoonotických kmenů *Salmonella* spp. bylo izolováno z na pohled zdravých plazů (Johnson-Delaney 1996). Mezi dalšími významnými patogeny plazů jsou *Leptospira* spp., *Chlamydia* spp., *Mycobacteria*

spp., atd. Dále mohou být plazi zdrojem parazitárních onemocnění, například kryptosporidióza, nakažení jazyčnatkami (*Armillifer spp.*), apod. (Chomel 2015). Rataj et al. (2011) prováděli v období mezi lety 2000-2005 studii exotické plazy dovezené na území Slovinska a jejich ektoparazity a endoparazity. Z 55 hadů studovaných v této studii bylo 26 z nich (47 %) infikováno endoparazity. U mnoha z nich bylo přítomno dva a více parazitů najednou. Nejčastějším parazitem byla hlístice *Kalicephalus spp.*, která byla přítomna u 21 % ze studovaných hadů, napříč šesti různými druhy.

Navzdory pomalému rozvoji znalostí veterinárních aspektů u herpetofauny, je mnoho chovatelů zájmových druhů plazů neochotných utrácet za veterinární péči. Proto mnohá onemocnění nejsou léčena a patogeny plazů mohou zůstat několik let neznámé. Další problematikou je dodržování karantény, avšak mnoho onemocnění může probíhat asymptomaticky. Příkladem může sloužit zákaz dovozu a obchodu tří druhů afrických želv na území Spojených států Amerických. Jedná se o tyto druhy: želva pardálí *Stigmochelys pardalis* (Bell, 1828), želva ostruhatá *Centrochelys sulcata* (Miller, 1779), želva kloubnatá *Kinixys belliana* Gray, 1831. Tyto druhy s sebou přenášejí několik druhů klíšťat, které slouží jako vektory bakterie *Ehrlichia ruminantium*, způsobující onemocnění přežvýkavců. Tato nemoc způsobila decimaci hospodářských zvířat a zároveň i obrovskou mortalitu u divokých přežvýkavců (Reed 2005).

Do kategorie dopadů označovaných za působících zdola-nahoru (bottom-up) patří kompetice, intoxikace a trofická dotace. Poslední jmenovaná působí pouze nepřímo, oproti tomu kompetice a intoxikace jsou možná přímo i nepřímo. Kompetice může probíhat v několika směrech; o živiny, útočiště, partnery apod. Dopadem kompetice mohou být změny v chování až přímý pokles populací (Kraus 2015). Interference v kompetici je velmi běžný jev, který může být, jak pasivní, tak i aktivní. Pasivní se projevuje například u původního evropského druhu želvy bahenní *Emys orbicularis*, která se vyhýbá slunění, pokud je přítomná invazivní želva nádherná *Trachemys scripta*. V důsledku toho je snížen přísun sluneční energie, jejíž nedostatek se může projevit zhoršeným trávením a také v růstovém potenciálu (Cadi & Joly 2004).

Intoxikace je u zástupců invazní herpetofauny zdokumentována pouze u ropuchy obrovské *Rhinella marina* a dopady jsou primárně známe jen ze zasažené Austrálie, neboť původní živočichové během evoluce nepřišli do kontaktu s tímto invazním druhem. Mnoho populací predátorů zaznamenalo výrazný pokles z důvodů požívání jedovatých ropuch obrovských. Predátoři, se však dokáží velmi rychle naučit vyhýbat se nové jedovaté kořisti (Webb et al. 2012).

Navzdory výrazné převaze negativních dopadů nepůvodní herpetofauny na nové prostředí je dokumentován i dopad pozitivní, avšak v rámci této problematiky je použití slova pozitivní více než spekulativní. Zavlečení nepůvodní ropuchy obrovské *Rhinella marina* (Linnaeus, 1758) na území Austrálie je jedním ze symbolů důležitosti problematiky invazních druhů. Tato toxická žába je příčinou výrazného populačního úbytku varana žlutoskvrnného *Varanus panoptes* Storr, 1980. Tento varan je významný predátor hnízd známých karetek novoguinejských *Carettochelys insculpta* Ramsay, 1886. Díky úbytku přirozeného predátora stoupla populace ohrožených karetek novoguinejských (Doody et al. 2006). Díky intoxikaci

ropuchou obrovskou klesla populace hned několika druhů predatorních varanů, což mělo za následek také růst populace užovkovitého hada stromovce zeleného *Dendrelaphis punctulatus* (Gray, 1826). Studie sledující vliv ropuchy obrovské na australské prostředí nasvědčují, že tento invazivní druh přeměňuje celé komunity v tropické Austrálii prostřednictvím přímých negativních účinků a také usnadňuje podmínky druhům nepřímo zasaženým (Doody et al. 2013).

Trofické dotace jsou velmi důležitý mechanismus, který přímo podporuje invazní druhy predátorů v několika případech a tím i nepřímo ovlivňuje populace původních organismů 1 (Kraus 2015). Příkladem mohou být početné populace skokanů Perezových *Pelophylax perezi* (López-Seoane, 1885), které slouží jako častá a snadná kořist invazivního druhu užovky maurské *Natrix maura* (Linnaeus, 1758) na Mallorce. Díky skokanům, kteří slouží jako živná základna, jsou počty užovek stabilní a vysoké. Tímto je vytvářen silný a omezující predační tlak na ohrožený endemický druh ropušky baleárské *Alytes muletensis* (Sanchíz & Adover, 1977). Ta se nyní vyskytuje pouze na stanovištích, která jsou velmi příkrá a nedostupná pro užovky maurské (Moore et al. 2004).

Hybridizace neboli křížení je v přírodě obvykle běžný jev (zhruba u 10 % živočichů), avšak introdukce zcela izolovaných linií může mít velmi zásadní dopad na původní organismy, potažmo na celý místní ekosystém. Hybridizace přispěla k extinkci mnoha druhů přímými i nepřímými prostředky. Zavlečené druhy mohou vést i k jinému druhu extinkce, a to k extinkci genetické (Rhymer & Simberloff 1996). Díky antropogenním vlivům je hybridizace mnohem častější jev. Určení, zda je hybridizace přirozená či antropogenní, je zásadní pro zachování druhů, avšak velmi často je obtížné toto zjistit. Allendorf et al. (2001) apelují na vy tvoření vhodné legislativy a managementu, který bude flexibilní, neboť obecná pravidla jsou velmi neefektivní.

Velmi často je dopad nepůvodních druhů nepředvídatelný a v kombinaci s jiných invazních druhem může mít tato synergie enormní dopady. Například se tomu tak stalo u invazivního druhu scinka *Carlia aylanpalai* Zug, 2004 introdukovaného na Guam v 60. letech. Bez přirozeného predátora dosáhla populace scinka obrovského počtu, a to jak v blízkosti lidských obydlí, tak i v nedotčených lesech (Campbell 1996). Zavlečený druh scinka představuje konkurenci původním druhům ještěřů. Zároveň obrovské množství scinků slouží jako primární kořist dalšímu invazivnímu druhu na Guamu; bojze hnědé *Boiga irregularis* (Bechstein, 1802). Velké rozšíření scinků i do oblastí obývaných člověkem přivedlo i bojgy do blízkého kontaktu s lidmi. Díky tomu je i transport invazivních bojg na nová území zjednodušen (Pitt et al. 2005).

V rámci boje s nepůvodními druhy nejen užovkovitých hadů existuje mnoho strategií. Jak již bylo několikrát zmíněno užovkovití hadi mají velmi rozmanitý způsob života a přesné informace o daném druhu mohou hrát klíčovou roli. Individuální sběr jedinců je možný, pakliže personál je odborně proškolen. Například některé druhy mohou být jedovaté, existuje mnoho obranných mechanismů (např. thanatóza, různé postoje apod.). Další možností je odchyt do pastí s pomocí živých či jen olfaktorických nástrah. V boji s invazivním druhem bojgy hnědé *Boiga irregularis* je používáno i biologických zbraní, ve formě různých virů, toxinů, parazitů

apod. Další možností je i introdukce jiného biologického likvidátora. V případě selhání výše popsaných strategií, nebo jako jejich doplnění je další možností vybudování vhodných bariér, a tudíž zamezení dalšího šíření nepůvodních druhů do okolí (Amand 2000; Clout & Veitch 2002).

6.2.1 Korálovka pruhovaná *Lampropeltis getula*

Jeden z přímo vybraných druhů pro tuto práci, je již přímou invazivní hrozbou pro přirozenou biodiverzitu EU, konkrétně Kanárský ostrovů, zejména největší ostrov Gran Canaria. Přítomnost korálovky pruhované je zde doložena již v roce 1998. Kanárské ostrovy nemají na svém území žádné přirozené druhy hadů, tudíž zavlečený druh korálovky pruhované se stává schopným predátorem, ohrožující široké spektrum místní fauny (Roy et al. 2018). Jedním z nejvíce postižených druhů je endemický druh pěnkavy kanárské *Fringilla teydea* Webb, Berthelot & Moquin-Tandon, 1841. Dále je predací korálovky pruhované ohroženo mnoho endemických druhů ještěrek (např. veleještěrka obrovská *Gallotia stehlini* (Schenkel, 1901)), scinků (např. scink šestipruhý *Chalcides sexlineatus* Steindachner, 1891) a gekonů (např. gekon kanárský *Tarentola boettgeri* Steindachner, 1891) (Cabrera-Pérez et al. 2012; Monzón-Argüello et al. 2015). Korálovka pruhovaná je generalista a v přirozeném prostředí obývá velmi mnoho různých habitatů, od otevřených lesů a plání přes bažiny až po pouště. Její výskyt je potvrzen i v urbanizovaných oblastech. Studie Anguiano a Diffendorfera (2015) naznačuje, že korálovka pruhovaná dokáže přetrvávat i na výrazně menším území než jiné druhy hadů, což by v případě možného zavlečení do vysoce fragmentované krajiny EU mohla být výhoda v jejím etablování.

Korálovka pruhovaná *Lampropeltis getula*, získala hodnocení středně rizikového druhu dle použité metody ROUTE 2. Výsledná hodnota byla 3,3. Při zohlednění introdukční minulosti byla přerazena do jako vysoce riziková s výslednou hodnotou 4,74. Klimatická shoda byla vyhodnocena jako 0,318.

6.2.2 Bojga hnědá *Boiga irregularis*

Dalším z již nechvalně proslavených invazních druhů zástupců užovkovitých je bojga hnědá *Boiga irregularis*. Tato bojga je původem z Austrálie, Indonésie, Papui Nové Guinei a Šalamounových ostrovů. Bohužel se během 40. a 50. let minulého století dostala na tichomořský ostrov Guam, který byl proslaven vysokou mírou druhové pestrosti. V novém prostředí, kde je jen velmi málo potenciálních nepřátel, a s velkým množstvím potravy, došlo k její populační explozi. V 70. letech je její výskyt již popisován jako všudypřítomný (Lowe et al. 2000). Bohužel největší dopad na místní faunu představovalo takřka kompletní vyhubení místního endemického ptactva. Predace nejvíce postihuje jak ptáky, tak i ptačí vejce, malé savce, plazi a jejich vajíčka atd. (Savidge 1988). Jedna z mála výhod, která se připisuje vlivu bojgy hnědé na místní faunu, je eradikace invazních druhů ještěrek. Její přítomnost je závažnou hrozbou pro místní biologickou rozmanitost i na ostatních tropických ostrovech, pokud by došlo k jejímu dalšímu šíření. Toto riziko je největší zejména u ostrovů s vysokou mírou komerční dopravy. Kromě decimace přirozené fauny Guamu, zapříčinila její přítomnosti i mnoho

ekonomických škod. Způsobuje masivní výpadky elektrického proudu, její velmi agresivní povaha vzbuzuje u lidí negativní emoce, a přináší i další problémy (Lowe et al. 2000).

V boji s tímto invazivním hadem bylo aplikováno mnoho strategií. Hlavním bodem je zamezit dovozu dalších zvířat na území Guamu. K tomu jsou využíváni vycvičení psi, kteří hledají ukryté bojgy hnědé v nákladních prostorech dopravních prostředků. Bylo dokázáno, že tento postup, použitý na leteckých základnách, přispěl ke zlepšení početních stavů ptactva v okolí těchto základen (Fritts 1988). Dále bylo přistupováno k ručnímu odchytu jedinců. Tento způsob je ovšem velmi limitující, neboť je zapotřebí patřičného tréninku. V praxi je rovněž běžné používání pastí, které se ukázaly jako efektivní nástroj za použití olfaktorických nástrah, i živých zvířat (nejčastěji hlodavců). Mimo jiné je zde také snaha budovat fyzické bariéry v podobě elektrických odpuzovačů. Tento přístup je ovšem neefektivní v případě velkých zvířat. Není výjimečné ani trávení zvířat, pomocí shazování mrtvých návnad napuštěných jedy (nejč. paracetamolem). Za zmínku stojí také vývoj biologických zbraní v boji s bojgou hnědou. Jedná se o vývoj toxinů, specifických pro jejich hubení. Použití různých virů, a dokonce i parazitů. Avšak stále jedním z nejdůležitějších kroků pro boj s tímto invazivním druhem (vesměs s každým invazivním druhem) je osvěta široké veřejnosti (Amand 2000).

V této práci byly hodnoceny dva příbuzné druhy bojgy hnědé. Jedná se o druh bojgy psí *Boiga cynodon* (Boie, 1827) a bojgy stromové *Boiga dendrophila* (Boie, 1827). Oba druhy byly vyhodnoceny jako minimální riziko s výsledkem 2,94. Totožná byla i nulová klimatická shoda. Ani u jednoho z těchto druhů nebyl evidován záznam o introdukci mimo původní rozšíření.

6.3 Vybrané druhy vyhodnocené jako nejrizikovější

Tato kapitola je věnována druhům, které byly považovány za nejrizikovější dle použité metodiky. Výběr byl vytvořen za předpokladu, že u daného druhu byla vyhodnocena šance na úspěšnou introdukci jako vysoká (high) i za předpokladu, že dle Kraus Herp Database u těchto druhů nebyla evidována žádná úspěšná introdukce.

Ze zadaných druhů bylo takto vyhodnoceno 7 druhů. 6 z čeledi Colubridae (štíhlovka americká *Coluber constrictor*, vejcožrout africký *Dasypeltis scabra*, užovka proužkovaná *Thamnophis sirtalis*, *Thamnophis sauritus*, heterodon nosatý *Heterodon nasicus*, užovka červená *Pantherophis guttatus*) a 1 z čeledi Lamprophiidae (užovka domácí *Boaedon fuliginosus*).

6.3.1 Užovka proužkovaná *Thamnophis sirtalis*

Užovka proužkovaná *Thamnophis sirtalis* je patrně nejběžnější zástupcem užovkovitých na území severní Ameriky. Její rozšíření se táhne od centrální Kanady až po sever Mexika. Na území Mexika se jedná spíše o izolované populace. Užovka proužkovaná je velmi adaptabilní živočich. Nelze standardizovat vhodný biotop, neboť se vyskytuje takřka všudypřítomně, snad jen vyjma suchých pouští; nenachází se tedy například na území států Arizona a Utah. Mají tendenci soustřeďovat se v okolí vodních toků, sezónně zatopených území, préríí, pastvin a luk, okrajů lesních porostů, ale i v oblastech využívaných lidmi (například opuštěné budovy apod.)

(Gould 1998; Frost et al. 2015). Aktivita užovky proužkovaná je spíše denní. Během chladných měsíců od října do dubna zimuje, přičemž v jednom úkrytu může být i více jedinců (Zimmerman 2013). Po probitnutí z hibernace dochází k páření, sexuální aktivita je v tomto období největší. Někdy i stovky samců se souběžně dvoří samici, přičemž vytvářejí útvar zvaný hadí koule, v angličtině “snake ball” (Aleksiuk & Lavies 1975). Užovky proužkované jsou ovoviviparní živočichové, samice porodí živá mláďata zhruba po 2 - 3 měsících od páření. V přirozených podmínkách jedinci dospívají přibližně okolo 24 měsíců (Zimmerman 2013). V jídelníčku užovky proužkované jsou hlavně obojživelníci, dále také malí savci, hmyz, ryby, plazi a ptáci. Mladí jedinci se živí primárně žížalami (Fitch 2001).

Taxonomicky se řadí užovka proužkovaná do čeledi Colubridae, rodu *Thamnophis* Fitzinger, 1843. Dále je rozlišováno celkem 13 poddruhů užovky proužkované. Dle Kraus Herp Database je evidováno několik zatím neúspěšných pokusů o introdukci mimo její přirozené prostředí. Jedná se o Bahamské ostrovy, Brazílii, Nový Zéland, ale i evropské státy jako například Švédsko, Německo a Rakousko. Hlavní způsob zavlečení mimo její domovské prostředí je prostřednictvím nákladní přepravy, ale časté jsou také samovolné úniky či vypuštění, související s obchodem se zájmovými druhy zvířat. Databáze IUCN Redlist označuje tento druh jako málo dotčený taxon se stabilním populačním trendem (Zimmerman 2013).

6.3.2 Štíhlovka americká *Coluber constrictor*

Štíhlovka americká *Coluber constrictor*, jak napovídá název, obývá území severní Ameriky a části střední Ameriky. Její rozšíření je uváděno pro oblast rozkládající se od jižní Kanady po Guatemalu. V rámci biotopů preferuje tento druh spíše sušší oblasti s vysokým příjmem slunečního svitu. Během chladných zimních měsíců je štíhlovka inaktivní, hibernující v úkrytech. Jedná se o jednoho z nejrychlejších hadů severní Ameriky a díky své rychlosti dokáže ukořistit prakticky jakoukoliv kořist (Fitch 1963). Její strava je velmi pestrá, od hmyzu a jiných bezobratlých, po malé savce, ptáky, obojživelníky a plazi. Právě v rámci její lovecké úspěšnosti je štíhlovka americká považována za prospěšný druh, v oblasti likvidace škůdců (zejména hlodavců) (Greene 1997). Sexuální dospělost nastává přibližně okolo 24 měsíců, u samců se udává časnější nástup než u samic. Páření probíhá po hibernaci v jarních měsících (nejčastěji květen), samice zhruba po měsíci naklade 3 - 32 vajíček. Průměrný dospělec dosahuje délky okolo 90-190 cm (Harding 1997).

Taxonomicky je štíhlovka americká řazena do čeledi Colubridae, rod *Coluber* Linnaeus, 1758, následně se druh *Coluber constrictor* člení na 11 poddruhů. V rámci databáze IUCN Redlist je štíhlovka americká hodnocena jako málo dotčený taxon (Hammerson et al. 2013). V databázi Kraus Herp Database jsou zaznamenány dva potenciální pokusy o introdukci tohoto druhu na území Havajských ostrovů (Kraus & Cravalho 2001).

6.3.3 Užovka červená *Pantherophis guttatus*

Užovka červená *Pantherophis guttatus* je pravděpodobně nejběžněji chovaný had v zájmových teraristických chovech. Je velmi často doporučována začátečníkům, díky relativně nenáročnému chovu, velikosti (dospělí jedinci dorůstají 130 - 180 cm) a velké celosvětové

chovatelské základně. Je známo více než 50 barevných variací, i proto je tento druh velmi atraktivní pro zájmové chovatele. V přirozených podmínkách se užovka červená živí širokým spektrem kořisti. Je predátorem mnoha druhů ještěrek, hlodavců, obojživelníků, ptáků i ptačích vajec (Griswold 2001). Přirozené rozšíření je endemické pro severní Ameriku, konkrétně jihovýchodní část USA. Užovka červená obývá velmi široké spektrum biotopů; od suchých oblastí po vlhké lesy. Její rozšíření zahrnuje borové lesy, travnaté pláně, otevřená kamenitá prostranství i vlhké tropické oblasti (Echternacht & Hammerson 2016). Běžně se vyskytuje ve venkovských a příměstských oblastech. Její aktivita je zejména noční. Ačkoliv skvěle šplhá, jedná se spíše o terestrický druh, který je také běžně uváděn také jako semi-fossoriální (; Griswold 2001; Echternacht & Hammerson 2016).

Dle taxonomického řazení je užovka domácí v široké čeledi Colubridae. Rodové přiřazení prošlo v posledních letech mnoha změnami. Utiger et al. (2002) zjistili, že rod *Elaphe* Fitzinger in Wagler, 1833, do kterého byla řazena i užovka červená, je parafyletickým rodem. Tudíž došlo k novému zařazení do rodu *Pantherophis* Fitzinger, 1843. V roce 2002 také k došlo k povýšení dříve uznávaných poddruhů užovky červené na samostatné druhy. Konkrétně se jedná o druh *Pantherophis slowinskii* (Burbrink, 2002) a *Pantherophis emoryi* (Baird & Girard, 1853) (Burbrink 2002).

Databáze IUCN Redlist hodnotí tento druh užovky červené jako málo dotčený taxon s velmi stabilní populací ve volné přírodě (Echternacht & Hammerson 2016). Užovka červená je vedena jako úspěšně etablovaný invazivní druh na mnoha ostrovech v Karibiku. Jmenovitě na Panenských ostrovech, Kajmanských ostrovech, Bahamských ostrovech a mnoha dalších oblastech (Kraus 2009; Powell et al. 2011; Giery 2013; Echternacht & Hammerson 2016; McFadden et al. 2017). Díky obchodu se zájmovými druhy zvířat bylo dále potvrzeno její nepůvodní rozšíření na Havajských ostrovech (Kraus & Cravalho 2001). V Kraus Herp Database je rovněž uvedeno několik zatím neúspěšných introdukcí užovky červené na území EU. Konkrétně se jedná se o Německo (Münch 1992) a Španělsko (Pleguezuelos 2004). Příčinou jejich zavlečení byl i v tomto případě obchod se zájmovými druhy zvířat, nejspíše únik či vypuštění chovateli.

6.3.4 *Thamnophis sauritus*

Druhým zástupcem rodu *Thamnophis* je druh *Thamnophis sauritus*, který nemá české přízvisko. Jedná se o relativně drobného a štíhlého hada, který v dospělosti dosahuje délky od 40 do 60 cm. Samice může dosáhnout až 100 cm (Metelka 2018). Svým rozšířením pokrývá *Thamnophis sauritus* východní část USA a zasahuje až do jihovýchodní Kanady. Tento druh obývá stejnou niku, která je v Evropě vyhrazena užovkám rodu *Natrix* Laurenti, 1768. Tento druh je velmi vázán na vodní prostředí. Nejčastěji se vyskytuje ve vlhkých loukách, bažinách, sezónně zaplavených prériích, rašeliništích, vlhkých lesích, okrajích řek a jezer apod. *Thamnophis sauritus* je také výborný plavec (Hammerson 2007). Tento druh je také velmi tolerantní k nízkým teplotám. Období hibernace trvá přibližně od října do dubna. V jarních měsících, po hibernaci, probíhá páření. Neobvyklé není ani druhé páření na podzim. Samice je ovoviviparní a v období mezi červencem a srpen porodí 4 - 27 živých mláďat (průměrně 12). Mláďata rostou relativně rychle a pohlavní dospělosti dosahují přibližně ve 24 měsících. U

některých samic bylo zdokumentováno, že se do reprodukce nezapojují před třetím rokem života (Dewey 2005). Dospělí jedinci jsou skvělými predátory jak žab, tak i ocasatých obojživelníků, dále loví ryby a měkkýše. Mladí jedinci se živí i žížalami. Ct.gov-Odbor energetiky a životního prostředí státu Connecticut (2018) vyzdvihuje tento druh jako velmi prospěšný v boji se škůdci, zejména pak se slimáky a larvami hmyzu. *Thamnophis sauritus* je rovněž pokládán za jeden z indikátorů kvality mokřadů.

Taxonomické rozdělení řadí druh *Thamnophis sauritus* mezi užovky čeledi Colubridae, výše zmiňovaného rodu *Thamnophis*. Dále jsou pod tímto druhem známy 4 poddruhy. Kraus Herp Database uvádí u tohoto druhu zatím neúspěšné pokusy o introdukci na Bahamské ostrovy, a dokonce i v rámci USA na západním pobřeží ve státě Kalifornie. Databáze IUCN Redlist označuje tento druh za málo dotčený taxon (Hammerson 2007).

6.3.5 Vejcožrout africký *Dasypeltis scabra*

Vejcožrout africký *Dasypeltis scabra* je had velmi atraktivní v umělém chovu, zejména pro svou proslulou potravní specializaci. Jak název napovídá, tento druh je úzce specializován na vejce ptáků, která pojídá vcelku a následně je pohybem svalstva rozbíjí o ostré výběžky obratlů. Nepoživatelná skořápka je velmi záhy vyzvrácena (Gartner & Greene 2008; Mattison 2014). Opět velmi vypovídající druhový název odpovídá rozšíření tohoto užovkovitého hada, které se táhne od jihu Afrického kontinentu až po subsaharské oblasti v Súdánu. Dále jsou roztroušené izolované populace v Egyptě a na jihozápadě Arabského poloostrova. Tento druh je obecně nejvíce spojován se savanou, avšak jeho výskyt zasahuje i do polopouštních oblastí, a dokonce i do tropického deštného lesa (Hughes 1997; Geniez et al. 2010). Vejcožrout africký je standardně považován za terestrický druh, avšak je také výborným lezcem v korunách stromů. Vejcožrout je oviparní druh, přičemž samice může v přirozeném prostředí naklásť až dvě snůšky během roku. Snůšky čítají přibližně 6-25 vajec a po zhruba 60 dnech inkubace se líhnou mláďata (Mattison 2014, Geniez et al. 2010). Tento druh je aktivní především v noci (Bates & Little 2013). Přibližná délka jedince v dospělosti je 60-110 cm (Mattison 2014).

Taxonomicky spadá tento druh do čeledi Colubridae, rodu *Dasypeltis* Wagler, 1830. Druh *Dasypeltis scabra* se dále dělí do dvou poddruhů; *Dasypeltis scabra loveridgei* Mertens, 1954 a *Dasypeltis scabra scabra* (Linnaeus, 1758). V rámci IUCN Redlist je vejcožrout africký považován za málo dotčený taxon, avšak je zdůrazněno, že tento druh je častým obchodním artiklem v rámci mezinárodního obchodu se zájmovými druhy zvířat. Zejména se poukazuje na problematický odchyt subpopulace v Egyptě (Geniez et al. 2010). V rámci Kraus Herp Database nemá tento druh, ani žádný jiný příslušník rodu *Dasypeltis*, zaznamenanou introdukci mimo své původní rozšíření.

6.3.6 Heterodon nosatý *Heterodon nasicus*

Heterodon nosatý *Heterodon nasicus* je had velmi populární v zájmových chovech plazů, zejména pro svůj vzhled a snadnost chovu. Jedinci jsou nápadní svým vzhledem, zejména zploštělou rostrální oblastí. Jde o poměrně malý druh; dospělý jedinec měří přibližně 50 - 60 cm, maximální délka v přírodě je udávána okolo 150 cm. Samice jsou obecně delší než samci

(Walley & Eckerman 1999; Mattison 2004). Rozšíření heterodona nosatého je endemické pro severní Ameriku. Konkrétně lze výskyt zúžit na oblast západně - centrální, od jihu Kanady po střední Mexiko. Směrem na východ se populace fragmentuje. Heterodon nosatý vyhledává sušší biotopy spíše písčitého typu, zejména prairie, polopouště, údolí, ale také se vyskytuje v lesích a často i v zemědělských oblastech (ne intenzivně využívaných). V chladných měsících od listopadu do března heterodon nosatý hibernuje (Hammerson 2007). Největší složku v potravě heterodona nosatého tvoří obojživelníci (zejména žáby), dále ještěrky a v malém měřítku i hlodavci. Samci dospívají přibližně ve 21 měsících, samice později okolo 24 měsíců. Páření nastává mezi červnem a srpnem, následně samice naklade do písku až 23 vajec (průměrně okolo 10). Mláďata se líhnou zhruba po 50 - 60 dnech (Averill-Murray 2006; Iverson JB. 2019).

Taxonomicky se heterodon nosatý řadí do čeledi Colubridae, rod *Heterodon* Latreille in Sonnini & Latreille, 1801. Dále jsou uvedeny dva poddruhy; *Heterodon nasicus nasicus* Baird & Girard, 1852 a *Heterodon nasicus kennerlyi* Kennicott, 1860. Tento druh je veden jako málo dotčený v rámci databáze IUCN Redlist (Hammerson 2007). V rámci databáze Kraus Herp Database je uveden neúspěšný pokus o introdukci na Havajských ostrovech, díky nákladním prostorům v dopravních prostředcích (Kraus & Cravalho 2001).

6.3.7 Užovka domácí *Boaedon fuliginosus*

Užovka domácí *Boaedon fuliginosus* je již podle Haagnera (1987) nejběžnější had Afrického kontinentu. Její rozšíření je takřka všudypřítomné na jih od Saharské pouště. Konkrétně od jižního Maroka po Somálský poloostrov a směrem na jih až po Jihoafrickou republiku. Jak je patrné z takto velkého rozšíření, je užovka domácí velmi přizpůsobivá a je velmi často i v okolí lidských sídel. Mezi nejvíce preferované biotopy patří sušší travnaté savany s bohatými porosty, kde loví nejčastěji malé druhy hlodavců, a dokonce i odpočívající netopýry. V chladných měsících je inaktivní ve svých skrýších (Hughes 1997). Na mnoha portálech pro chovatele je tento druh veden jako vhodný pro začátečníky, a to díky své nenáročnosti v umělém chovu, ale i pro svou relativně malou délku. V dospělosti dosahuje užovka domácí od 80 do 130 cm, přičemž samice jsou opět jsou průměrně delší než samci (Chmelová). Kromě zájmových chovů je tento druh často využíván jako modelový organismus například pro studium hormonů. Ačkoli z výše popsaného vyplývá, že máme mnoho informací o chování druhu v umělých chovech, bohužel je k dispozici jen velmi málo informací o jejich životě v přirozeném prostředí (Durso 2018). V přírodě dospívají užovky domácí zhruba ve 24 měsících. K rozmnožování dochází po probuzení z inaktivního stádia. Samice naklade v průměru 5-10 vajec (max. 16). Přibližně po 2 měsících se líhnou mláďata. V umělých chovech se může užovka domácí množit až 6x během roku (Ford 2001).

Taxonomické rozdělení je v případě užovky domácí poněkud složitější. V odborné literatuře došlo k rozdělení čeledi Colubridae na další čeledi, včetně čeledi Lamprophiidae, do které je řazen i druh užovky domácí. Problematické je rodové zařazení. V některých publikacích je tento druh stále veden pod starším rodovým označením *Lamprophis* Fitzinger, 1843, novější práce již řadí tento druh do rodu *Boaedon* Duméril, Bibron & Duméril, 1854 (Durso, 2018). Dále se tento druh člení na dva poddruhy; *Boaedon fuliginosus fuliginosus* (Boie, 1827) a *Boaedon fuliginosus mentalis* (Günther, 1888). Kraus Herp Database

zaznamenává jeden neúspěšný pokus o introdukci v USA, konkrétně ve státě Kalifornie. Tento záznam byl uskutečněn díky trhu se zvířaty. V databázi IUCN Redlist druh užovky domácí není veden.

6.4 Reprodukce

Dle metody van Wilgen a Richardson ROUTE 2 je kladen velký důraz na reprodukční data.

Reprodukční strategie u hadů vykazují velmi pozoruhodnou flexibilitu a rozmanitost. Různé strategie samic (sezónnost, vícenásobné páření, reprodukční režim, frekvence atd.) jim umožňují flexibilní maternální kontrolu. Samice mohou manipulovat nejen s genotypy svých potomků (jak výběrem partnera, tak i zvýšenou konkurencí spermií), ale i s jejich fenotypy (prostřednictvím behaviorálních rozhodnutí, termoregulací, výběrem místa k hnízdění apod.) (Shine 2003).

U mnoha druhů hadů se samice nezapojují do reprodukce, dokud jejich tělesné hodnoty nedosáhnou určité prahové hodnoty. Pohlavně dospělé samice tedy nemusí být i nutně pohlavně aktivní (Bonnet et al. 2002). Samci se naopak do reprodukce zapojují každoročně po dosažení pohlavní dospělosti (na základě vývoje varlat). U samců také dochází k časnějšímu pohlavnímu dospívání než u samic (Parker 1987).

U některých druhů hadů se samci páří i velmi dlouho poté, co byly spermie produkovány. Například k páření dochází na jaře, zatímco ke spermatogenezi došlo již na podzim či v létě (Aldridge et al. 2009). Ukládání spermií u samců nebo samic je tak nezbytnou součástí reprodukčního cyklu u mnoha druhů hadů. Jedná se o jeden z mnoha aspektů reprodukční strategie, dosahující vysoké míry flexibility; konkrétně uchování spermií umožňuje oddálit načasování oplodnění. Spermie mohou zůstat životaschopné uvnitř samičího reprodukčního traktu až několik let (Seigel et al. 1987). Uchovávání spermatu je velmi dobře popsáno na zástupcích užovek rodu *Thamnophis*. Užovkovití hadi (zejm. Colubrinae a Natriciae) mají nejvíce specializované anatomické a fyziologické struktury pro úschovu spermatu, s velkým množstvím komplexních alveolárních žláz. Jako příklad je často uváděna užovka proužkovaná *Thamnophis sirtalis*. U bojgy hnědé *Boiga irregularis* byla provedena studie pod vedením Bull et al. (1997), která zjišťovala sezónní změny v reprodukčním cyklu v závislosti na geografickém rozšíření. U samců v subtropických oblastech docházelo k výrazné regresi varlat v průběhu vlhkých letních měsíců. Tito jedinci skladovali sperma nejméně 6 měsíců od doby maximálního vývoje varlat okolo podzimních měsíců, do doby, než docházelo k páření na jaře či na počátku léta. Samci z tropických oblastí Papui Nové Guinei vykazovali stabilní produkci spermií v průběhu celého roku.

6.4.1 Viviparie a oviparie

Z vybraných druhů hadů zkoumaných v této práci bylo 7 živorodých 38 vejcorodých z čeledi Colubridae, 1 živorodý druh a 12 vejcorodých z čeledi Lamprophiidae a oba vybrané druhy čeledi Homalopsiidae byly živorodé. V čeledi Colubridae se jednalo o živorodé druhy z rodů *Thamnophis*, *Nerodia* Baird & Girard, 1853, *Oocatochus* Helfenberger, 2001 a

Ahaetulla Link, 1807. Jak bylo popsáno výše, za zvláště rizikové byly považovány hned dva ze tří vybraných druhů rodu *Thamnophis*. V čeledi Lamprophidae byl jediný živorodý rod, *Psammophylax* Fitzinger, 1843. V čeledi Homalopsidae se jednalo o oba dva zástupce z rodů *Homalopsis* Kuhl & Hasselt, 1822 a *Erpeton* Lacépède, 1800. Nutno podotknout, že oba druhy z čeledi Homalopsidae jsou výhradně akvatické, a oba byly v této práci vyhodnoceny v této jako minimálně rizikové druhy.

Živorodost přináší hned několik benefitů; mláďata jsou chráněna před hrozbami vnějšího prostředí, samice zaručí optimální teplotu pro jejich vývoj a v neposlední řadě může samice pro porod mláďat vybrat nejvhodnější místo. Vejcorodost s sebou samozřejmě také nese několik výhod. Samice je například separována od vajec, a proto jsou mláďata v případě její smrti schopna i nadále přežívat (Tinkle & Gibbons 1977).

Viviparie je asociována s adaptací na chladné klimatické podmínky. Tento způsob reprodukce se u hadů vyvinul v nejméně 30 nezávislých liniích (Blackburn 1985). Živorodost se pravděpodobně vyvinula v takových podmínkách, kde jsou období rozmnožování krátká, a ve kterých jsou podmínky pro vývoj živě narozených mláďat příznivé (Tinkle & Gibbons 1977). Pyron & Burbrink (2014) předpokládají, že v teplých a méně produktivních oblastech selekční tlak předurčuje druhy k oviparii. Současné geografické rozložení nemusí odpovídat klimatickým podmínkám v období speciace daného druhu. Předpokládá se, že mnoho druhů živorodých hadů obývajících teplé oblasti je příbuzných druhům, které se vyvinuly v oblastech s chladným klimatem a jejich současná přítomnost v daných teplých lokalitách je výsledkem fylogenetického konzervatismu. Samozřejmě živorodé druhy hadů se nevyskytují výhradně v lokalitách s chladným klimatem; užovka obojková *Natrix natrix* (Linnaeus, 1758) obývá i velmi chladné lokality ve Skandinávii a na severu Ruska (Shine 1983).

6.4.2 Pohlavní dospělost

Pohlavní dospělost není u hadů udávána jako časový údaj, stejně jako u většiny živočichů, avšak určující bývá délka a kondice. Takto je tomu i u samců želv, velmi často dospělost je spojována s minimální velikostí, než s dosaženým věkem (Whitfield Gibbons 1990). V tomto smyslu se například nedoporučuje množit užovky červené *Pantherophis guttatus*, které měří méně než 100 cm (Balcárková 2016). U hadů obecně platí, že u menších druhů dochází k nástupu pohlavní dospělosti rychleji (přibližně mezi 12 - 24 měsíci). U větších druhů je udávána pohlavní dospělost přibližně okolo 24 - 48 měsíců. Některé druhy hadů mohou růst po celý svůj život. Společným znakem těchto druhů s druhy s ukončeným růstem, je rapidní růst do dosažení dospělosti a následné zpomalení. Rozmanitost je také mezi pohlavími; samci obecně dospívají v mladším věku při kratší délce těla (Ernst & Zug 2004).

6.5 Porovnání s dalšími metodami

Šmídová (2018) vypracovala na téma hodnocení rizika invaze zájmově chovaných užovkovitých druhů na území Evropské unie bakalářskou práci, za použití dvou různých statistických metod. V své práci hodnotila totožné druhy užovkovitých hadů jako v této práci, až na užovku červenou *Pantherophis guttatus*, která do seznamu nebyla zařazena z neznámých důvodů. Při použití statistických metod nebyly některé další druhy zpracovány z důvodů nedostačujících podkladových dat. Hodnota klimatické shody v programu Climatch byla zpracována skrze stejné stanice Evropské unie a VB (celkem 1143).

První z použitých metod byl zpracován model RAM (Risk Assessment Model) dle Bomford (2008). Výpočet RAM zohledňuje hodnotu klimatické shody, která byla vyhodnocena stejně jako v této práci pomocí programu Climatch. Dále metoda RAM pracuje s tzv. Prop. Species value. Jedná se o parametr zohledňující invazní historii druhu. Hodnoty byly stanoveny pomocí záznamů uvedených v Kraus herp database a pomocí následujícího výpočtu; úspěšné pokusy o usazení druhu na nepůvodním území byly vyděleny celkovým počtem pokusů o usazení mimo původní rozšíření. Posledním údajem vkládaným do výpočtu RAM je tzv. Family random effect, který představuje teoretickou úspěšnost uchycení se druhu. Tato hodnota je přímo převzata pro každou čeleď z Bomford (2008). Výsledné skóre se pohybovalo mezi 0 až 1 a bylo rozřazeno do čtyř kategorií:

- nízká šance uchycení (low): $<0,16$
- střední (moderate): $0,17 - 0,39$
- vysoká (serious): $0,39 - 0,85$
- extrémně vysoká (extreme): $>0,85$

Pomocí RAM metody byla z hodnocených 45 druhů většina (31 druhů) vyhodnocena jako nízké riziko uchycení pro Evropskou unii a VB. 10 druhů představuje střední riziko a pouze 4 vysoké riziko. Žádný z druhů nebyl vyhodnocen jako extrémně rizikový druh. Vysoké riziko představují druhy; užovka proužkovaná *Thamnophis sirtalis*, užovka domácí *Boaedon fuliginosus*, vejcožrout africký *Dasypeltis scabra* a smaragdovka proměnlivá *Philothamnus semivariiegatus* (Smith, 1840).

AS-ISK (Aquatic Species Invasiveness Screening Kit) je, jak název prozrazuje, nástroj primárně určený pro hodnocení invazního rizika pro akvatické druhy organismů, proto nebylo možné odpovědět na veškeré otázky. Jedná se o kvalitativní metodu založenou na 55 otázkách o třech významných okruzích, vypracovaných pro každý druh jednotlivě. Výsledkem je skóre BRA (Basic Risk Assessment), které zohledňuje biogeografické podobnosti dvou lokalit a historické souvislosti (domestikace, introdukce apod.) a biologii druhu (pohlavní dospělost, hybridizaci atd.). Druhým výsledným skóre je BRA + CCA (Climate Change Assessment), který spolu s hodnotou BRA kalkuluje i s klimatickými změnami. Výstup BRA se pohybuje v intervalu -20 až 60, skóre BRA + CCA v rozmezí -32 až 80 (Copp et al. 2016).

Tab. 9. Vybrané druhy použité při hodnocení invazního rizika užovkovitých hadů a jejich výsledné hodnoty za použití tří statistických metod; RAM, AS-ISK a metoda van Wilgen a Richardson ROUTE 2. Data RAM a AS-ISK byla převzata z Šmídová (2018). Klimatická shoda je vyčíslena pomocí programu Climatch.

	RAM	— AS - ISK —		— Route 2 —		Klimatická shoda
		BRA Scóre	BRA + CCA	0 invazní historie	s invazní historií	
<i>Thamnophis sirtalis</i>	0,662 Serious	14	26	5,28 High	6,88 High	1
<i>Boaedon fuliginosus</i>	0,482 Serious	10	22	4,38 High	4,78 High	0,623
<i>Dasypeltis scabra</i>	0,401 Serious	9	21	4,76 High	4,76 High	0,71
<i>Thamnophis sauritus</i>	0,58 Moderate	13	25	4,02 High	5,02 High	0,463
<i>Coluber constrictor</i>	0,067 Low	11	23	4,92 High	5,92 High	0,97
<i>Heterodon nasicus</i>	0,178 Low	10	22	4,38 High	4,78 High	0,729
<i>Phillothamnus semivariiegatus</i>	0,731 Serious	8	20	3,12 Moderate	3,12 Moderate	0,197
<i>Thamnophis marcianus</i>	0,369 Moderate	14	26	3,3 Moderate	3,3 Moderate	0,144
<i>Lampropeltis getula</i>	0,122 Low	27	39	3,3 Moderate	4,74 High	0,318
<i>Nerodia taxispilota</i>	0,100 Low	14	26	2,94 Low	3,34 Moderate	0,255

V tabulce 9 jsou zaneseny výsledky obou prací hodnotící invazní riziko u užovkovitých hadů. Žádný z hodnocených druhů v obou pracích nebyl označen jako extrémně rizikový. Nutno ovšem opět zopakovat, že některé druhy hodnocené v této práci nebyly zahrnuty v práci předcházející. Jak je patrné jako velmi rizikové druhy metodou RAM byly shodně vyhodnoceny užovka proužkovaná *Thamnophis sirtalis*, užovka domácí *Boaedon fuliginosus* a vejcožrout africký *Dasypeltis scabra*. Užovka proužkovaná je v obou použitých metodách RAM i ROUTE 2 hodnocena jako nejrizikovější druh z vybraných druhů užovkovitých hadů. Užovka proužkovaná také získala druhé nejvyšší skóre při použití metody AS-ISK.

Porovnání metody ROUTE 2 van Wilgen & Richardson společně s metodou AS-ISK ukázalo větší rozdílnost výsledků. Nejrizikovějším druhem metodou AS-ISK byla vyhodnocena korálovka pruhovaná *Lampropeltis getula*. Ta je dle ROUTE 2 s ohledem na invazní historii hodnocena také jako rizikový druh. Pokud ovšem srovnáme metodu RAM a AS-ISK, je metodou RAM vyhodnocena korálovka pruhovaná jako málo rizikový druh. Korálovka pruhovaná zaznamenala nejvyšší hodnoty při použití AS-ISK metody. Druhé nejvyšší skóre bylo vyhodnoceno u užovky proužkované *Thamnophis sirtalis*, užovka kostkovaná *Thamnophis marcianus* (Baird & Girard, 1853) a užovka chřestýší *Nerodia taxispilota*. Užovka kostkovaná byla metodou RAM i metodou van Wilgen a Richardson ROUTE 2 vyhodnocena shodně jako středně riziková. Shodné byly výsledky i u užovky chřestýší, která ovšem představuje riziko nízké a s ohledem na její invazní historii riziko střední.

Dva druhy vyhodnocené v této práci za použití metody ROUTE 2 van Wilgen & Richardson jako rizikové, byly vyhodnoceny použitím metody RAM jako velmi nízké rizikové. Jedná se o druhy štíhlovka americká *Coluber constrictor* a heterodon nosatý *Heterodon nasicus*. V rámci AS-ISK dosáhly stejné hodnoty jako vejcožrout africký *Dasypeltis scabra* nebo užovka domácí *Boaedon fuliginosus*.

6.6 Klimatická shoda s lokacemi EU a VB

Klimatická shodnost je důležitým parametrem při vyhodnocování rizika invaze plazů. Mnoho z vybraných druhů užovkovitých hadů nebylo vyhodnoceno jako rizikové (EH, nebo H), pouze jako mírně rizikové (M) a málo rizikové (L), avšak při vyhodnocování klimatické shodnosti se některé lokace Evropské unie a VB ukázaly jako velmi vhodné. Při následném výpočtu dle metody van Wilgen & Richardson ROUTE 2 byly tyto jednotlivé lokální shodnosti nepatrné v porovnání s celkovým studovaným územím EU.

Jako oblast s nejčastější hodnotou klimatické shodnosti byl vyhodnocen Kypr. Tento třetí největší ostrov Středozemního moře je geograficky již členěn k Asii, avšak politicky je členem EU od roku 2004. Dle programu Climatch jsou na tomto ostrově zpracovány informace z 32 klimatických stanic. U více jak sedmi hodnocených druhů užovkovitých hadů byla klimatická shodnost s jednou nebo více stanicemi na této lokaci rovna 8, u šesti z nich pak rovna 9, tedy velmi vysoká klimatická shoda. Jednalo se zejména o druhy; štíhlovka americká *Coluber constrictor*, užovka dlouhonosá *Rhinocheilus lecontei* Baird & Girard, 1853, užovka diadémová *Spalerosophis diadema*, korálovka pruhovaná *Lampropeltis getula*, heterodon nosatý *Heterodon nasicus*, a užovka proužkovaná *Thamnophis sirtalis*. Tři z těchto druhů byly vyhodnoceny v této práci dle použité metody jako vysoce rizikové. Další vysoce rizikový druh vejcožorout africký *Dasypeltis scabra* měl klimatickou shodnost se stanicemi na Kypru nejvýše 8. Zbylé vysoce rizikové druhy měly klimatickou shodnost se stanicemi na Kypru rovnu nebo menší než 6.

Klimatické stanice nacházející se na území pevninského Řecka a velmi početných řeckých ostrovech byly shodné pro velké množství vybraných druhů užovkovitých hadů. Zejména Kréta získala skóre klimatické shodnosti 8 u mnoha druhů, například u štíhlovky americké *Coluber constrictor*, korálovky kalifornské *Lampropeltis getula*, užovky diadémové *Spalerosophis diadema* vejcožorouta afrického *Dasypeltis scabra* atd. Další řecké ostrovy byly klimaticky shodné pro další druhy: užovka chřestýší *Nerodia taxispilota*, užovka dlouhonosá *Rhinocheilus lecontei* atd. Zajímavá je poměrně velká klimatická shoda na území států Švédska a Finska u vybraných druhů užovky proužkované *Thamnophis sirtalis* a heterodona nosatého *Heterodon nasicus*.

Během zpracování výstupních map programu Climatch bylo patrné soustředění vysokého skóre klimatické shodnosti do určitých lokalit. Jedná se o jednotlivé státy Kypr, Řecko a Malta. Dále se jedná o rozsáhlejší státní celky rozdělené na podoblasti; pevninské Portugalsko a samostatně portugalské souostroví Azory (zejména největší ostrov São Miguel). Italský ostrov Sardinie a jižní část Apeninského poloostrova zahrnující regiony Abruzzo, Basili, Campania, Calabria, Lazio a Molise. Španělské vnitrozemí, zahrnující zejména autonomní společenství; Extramadura, Kastile-León, Kastilie La Mancha, Madrid a španělské jižní pobřeží zahrnující zejména oblasti Andalusie, Murcia a Valencie. Vybrané státy východní EU zahrnují zejména území balkánských států; Bulharsko, Chorvatsko, Slovinsko, Rumunsko a Maďarsko. Poslední vybranou lokalitou je spojení Švédska a Finska.

Tab. 10. Vybrané druhy užovkovitých hadů, vyhodnocené dle metody van Wilgen a Richardson ROUTE 2 jako rizikové pro EU a VB a jejich klimatická shoda u vybraných lokalit. Symbolem x je označena klimatická shoda 8 a vyšší dle programu Climatch. Počet stanic EU vyjadřuje počet klimatických stanic použitých v programu Climatch pro danou lokalitu.

¹ jižní část Apeninského poloostrova, zahrnující regiony Abruzzo, Basili, Campania, Calabria, Lazio a Molise.

² vnitrostátní území Španělska, zejména autonomní společenství; Extramadura, Kastile-León, Kastilie La Mancha a Madrid

³ španělské jižní pobřeží zahrnující zejména oblasti Andalusie, Murcia a Valencie.

⁴ území států Bulharsko, Chorvatsko, Maďarsko, Rumunsko a Slovinsko.

Vybrané lokality EU	Počet stanic EU	— Vybrané druhy užovkovitých hadů vyhodnocené jako nejrizikovější —						
		<i>Pantherophis guttatus</i>	<i>Coluber constrictor</i>	<i>Dasypeltis scabra</i>	<i>Thamnophis sauritus</i>	<i>Thamnophis sirtalis</i>	<i>Heterodon nasicus</i>	<i>Boaedon fuliginosus</i>
Kypr	32	-	x	x	-	x	x	-
Portugalsko- pevninské	25	-	x	x	-	x	-	x
- Azory	6	-	-	x	-	-	-	x
Řecko	35	x	x	x	-	x	-	-
Malta	3	-	-	x	-	-	-	-
Itálie - jih ¹	28	x	x	x	-	x	-	x
- Sardinie	15	-	-	x	-	-	-	x
Španělsko- vnitrozemí ²	16	x	x	x	-	x	-	x
- jižní pobřeží ³	27	-	-	x	-	-	-	x
Vybrané státy východní EU ⁴	96	-	x	-	x	x	x	-
Švédsko a Finsko	98	-	-	-	-	x	x	-

Tabulka 10 zobrazuje vybraných 11 lokalit v souvislosti s vybranými druhy užovkovitých hadů vyhodnocených jako nejrizikovější v této práci. V případě, že v dané lokalitě získal druh klimatické skóre 8 a vyšší, je v tabulce zaznamenáno x. Jak je patrné, vejcožrout africký *Dasypeltis scabra* získal nejvíce z vybraných lokalit. Z výsledkové mapy klimatické shodnosti je možné za klimaticky vhodné označit téměř celé pobřeží Středozemního moře. Sedm z vybraných lokalit je teoreticky klimaticky vhodných pro užovku proužkovanou *Thamnophis sirtalis*. Šest z vybraných lokalit získaly štíhlovka americká *Coluber constrictor* a užovka domácí *Boaedon fuliginosus*. Tři vybrané lokality byly zásadní pro užovku červenou *Pantherophis guttatus* a heterodona nosatého *Heterodon nasicus*. *Thamnophis sauritus* získal největší klimatickou shodu v lokalitě vybraných států východní EU.

Nejčastější z vybraných lokalit pro nejrizikověji vyhodnocené druhy je jižní část Itálie a vnitrozemí Španělska. Obě tyto lokality byly klimaticky vhodné pro totožné druhy. Dalšími častými lokalitami je Kypr, pevninské Portugalsko a Řecko. Pouze jediný druh z vybraných rizikových, vejcožrout africký *Dasypeltis scabra*, získal skóre klimatické shody 8 na ostrově Malta.

7 Závěr

Predikce rizika invazivity je velmi důležitý krok v boji s nepůvodními druhy organismů. Druhy užovkovitých hadů z čeledí Colubridae, Lamprophiidae a Homalopsidae jsou velmi často chované v zajetí. Do dnešních dnů je známo velmi mnoho již evidovaných úspěšných, i neúspěšných pokusů o introdukci na nepůvodní území po celém světě. Avšak v rámci legislativních předpisů Evropské unie není žádný ze zástupců těchto čeledí veden jako rizikový. Je proto nezbytné předpovídat možnou rizikovost těchto často chovaných druhů a případně v rámci prevence podniknout nutná opatření. Kvantitativní metoda van Wilgen & Richardson stanovuje hodnotu invazivity na základě klimatické podobnosti, taxonomické příbuznosti, reprodukčních parametrů a invazivní minulosti. Do této práce bylo zařazeno 60 nejčastěji chovaných nepůvodních druhů užovkovitých hadů na území členských států Evropské unie a Spojeného království Velké Británie a Severního Irska. Výsledkem bylo vyhodnoceno 7 druhů jako vysoce rizikových; 6 z čeledi Colubridae a 1 z čeledi Lamprophiidae. Za druh s největším invazním potenciálem byl označen druh severoamerické užovky proužkované *Thamnophis sirtalis*. Žádný z vybraných druhů nedosáhl svým výsledkem k maximálním hodnotám; velmi vysoce rizikového a extrémně rizikového druhu.

8 Literatura

- Aldridge RD, Goldberg SR, Wisniewski SS, Bufalino AP, Dillman CB. 2009. The reproductive cycle and estrus in the colubrid snakes of temperate North America. *Contemporary Herpetology* **2009/4**: 1-31.
- Aleksiuk M, Lavies B. 1975. Manitoba's fantastic snake pits. *National Geographic* **148/5**: 714-723.
- Allendorf FW, Leary RF, Spruell P, Wenburg JK. 2001. The problems with hybrids: setting conservation guidelines. *Trends in Ecology & Evolution* **16/11**: 613-622.
- Amand A. 2000. *Boiga irregularis* (Brown Tree Snakes) on Guam and its effect on fauna. *Restoration and Reclamation Review* **6/6**: 1-6.
- Anguiano MP, Diffendorfer JE. 2015. Effects of fragmentation on the spatial ecology of the California kingsnake (*Lampropeltis californiae*). *Journal of Herpetology* **49/3**: 420-427.
- AOPK ČR. 2014. Aktuální stav invazních druhů v ČR. ZO ČSOP Veronica, Brno.
- Auliya M, Altherr S, Ariano-Sanchez D, Baard EH, Brown C, Brown RM, Hintzmann J. 2016. Trade in live reptiles, its impact on wild populations, and the role of the European market. *Biological Conservation* **204**: 103-119.
- Averill-Murray RC. 2006. Natural history of the western hog-nosed snake (*Heterodon nasicus*) with notes on envenomation. *Sonoran Herpetologist* **19/9**: 98-101.
- Balcárková M. 2016. Rozmnožování hadů. Labet. Available from: <https://www.labet.cz/rozmnozovani-hadu-px1086266/#gallery> (accessed November 2019).
- Bates MF, Little IT. 2013. Predation on the eggs of ground-nesting birds by *Dasypeltis scabra* (Linnaeus, 1758) in the moist highland grasslands of South Africa. *African journal of herpetology* **62/2**: 125-134.
- Bellard C, Cassey P, Blackburn TM. 2016. Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology letters* **12/2**: 20150623.
- Blackburn DG. 1985. Evolutionary origins of viviparity in the Reptilia. II. Serpentes, Amphisbaenia, and Ichthyosauria. *Amphibia-Reptilia* **6/3**: 259-291.
- Blackburn TM, Pyšek P, Bacher S, Carlton JT, Duncan RP, Jarošík V, Wilson JRU, Richardson DM. 2011. A proposed unified framework for biological invasions. *Trend in Ecology & Evolution- Cell Press* **26/7**: 333-339.
- Bomford M, Barry SC, Lawrence E. 2010. Predicting establishment success for introduced freshwater fishes: a role for climate matching. *Biological Invasions* **12/8**: 2559-2571.
- Bomford M, O'Brien P. 1995. Eradication or control for vertebrate pests? *Wildlife Society Bulletin* **23/2**: 249-255.

- Bomford M. 2008. Risk assessment models for establishment of exotic vertebrates in Australia and New Zealand. Invasive Animals Cooperative Research Centre. Canberra.
- Bonnet X, Lourdais O, Shine R, Naulleau G. 2002. Reproduction in a typical capital breeder: costs, currencies, and complications in the asp viper. *Ecology* **83/8**: 2124-2135.
- Borg J. 1939. Our insect visitors. *Archivum Melitense* **10/4**: 191-197.
- Bull KH, Mason RT, Whittier J. 1997. Seasonal Testicular Development and Sperm Storage in tropical and Subtropical Populations of the Brown Tree Snake (*Boiga irregularis*). *Australian Journal of Zoology* **45/5**: 479-488
- Burbrink FT. 2002. Phylogeographic analysis of the cornsnake (*Elaphe guttata*) complex as inferred from maximum likelihood and Bayesian analyses. *Molecular Phylogenetics and Evolution* **25/3**: 465-476.
- Cabrera-Pérez MA, 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.
- Cadi A, Delmas V, Prévot-Julliard AC, Joly P, Pieau C, Girondot M. 2004. Successful reproduction of the introduced slider turtle (*Trachemys scripta elegans*) in the South of France. *Aquatic conservation: Marine and Freshwater ecosystems* **14/3**: 237-246.
- Cadi A, Joly P. 2004. Impact of the introduction of the red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*) on survival rates of the European pond turtle (*Emys orbicularis*). *Biodiversity & Conservation* **13/13**: 2511-2518.
- Campbell EW. 1996. The effect of brown tree snake (*Boiga irregularis*) predation on the island of Guam's extant lizard assemblages. The Ohio State University.
- Clout MN, Veitch CR. 2002. Turning the tide of biological invasion: the potential for eradicating invasive species. IUCN SSC Invasive Species Specialist Group, Auckland.
- Copp GH, Vilizzi L, Tidbury H, Stebbing PD, Trakan 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.
- Ct.gov. 2018. Common Ribbonsnake, *Thamnophis sauritus*, State Species of Special Concern. Odbor energetiky a životního prostředí, Connecticut. Available from: <https://portal.ct.gov/DEEP/Wildlife/Fact-Sheets/Common-Ribbonsnake> (accessed December 2019).
- Černá A. 2018. Jsou organismy invazní ,nebo invazivní? *Živa* **5/2018**: 125.
- Česká národní rada. 1992. Zákon 114/1992 ze dne 1. 6. 1992 o ochraně přírody a krajiny in *Sbírka zákonů České republiky, 1992. Česká republika.*
- Dewey T. 2005. *Thamnophis sauritus*. Animal Diversity Web. Available from: https://animaldiversity.org/accounts/Thamnophis_sauritus/ (accessed December 2019).

- Doody JS, Castellano CM, Rhind D, Green B. 2013. Indirect facilitation of a native mesopredator by an invasive species: are cane toads re-shaping tropical riparian communities? *Biological Invasions* **15/3**: 559-568.
- Doody JS, Green B, Sims R, Rhind D, West P, Steer D. 2006. Indirect impacts of invasive cane toads (*Bufo marinus*) on nest predation in pig-nosed turtles (*Carettochelys insculpta*). *Wildlife Research* **33/5**: 349-354.
- Dorcas ME, Willson JD, Reed RN, Snow RW, Rochford MR, Miller MA, Meshaka WE, Andreadish PT, Mazzotie FJ, Romagosa CM, Hart KM. 2012. Severe mammal declines coincide with proliferation of invasive Burmese pythons in Everglades National Park. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **109/7**: 2418-2422.
- Durso A. 2018. The House Snake Mess for Dummies. Snake biology for everyone. Available from: <http://snakesarelong.blogspot.com/2018/03/the-house-snake-mess-for-dummies.html> (accessed December 2019).
- Echternacht S, Hammerson GA. 2016. *Pantherophis guttatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016. Available from: <https://www.iucnredlist.org/species/63863/71740603> (accessed December 2019).
- Ernst CH, Zug GR. 2004. *Snakes in Questions*, second Edition: Smithsonian Answer Book. Smithsonian Institution. Washington DC.
- European commission. 2016. *Invasive alien species*. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Fitch HS. 1963. Natural history of the racer *Coluber constrictor*. *Good Press* **15/8**: 351-468.
- Fitch HS. 2001. Further study of the garter snake, *Thamnophis sirtalis*, in northeastern Kansas.
- Fritts T. 1988. The Brown Tree Snake, *Boiga irregularis*, A Threat to Pacific Islands. Fish and Wildlife Service. *Biological Report* **31**: 1-36.
- Frost DR, Hammerson GA, Santos-Barrera G. 2015. *Thamnophis sirtalis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015. Available from: <https://www.iucnredlist.org/species/62240/68308267> (accessed December 2019).
- Gartner GEA, Greene HW. 2008. Adaptation in the African egg-eating snake: a comparative approach to a classic study in evolutionary functional morphology. *Journal of Zoology* **275/4**: 368-374
- Geniez P, Crochet PA, Maryan B, Broadley D. 2010. *Dasypeltis scabra*. The IUCN Red List of Threatened Species 2010. Available from: <https://www.iucnredlist.org/species/176780/7303182> (accessed December 2019).
- Genovesi P, Shine C. 2004. European strategy on invasive alien species: Convention on the Conservation of European Wildlife and Habitats (Bern Convention). *Nature and Environment* **137**.

- Giery ST. 2013. First records of Red Cornsnakes (*Pantherophis guttatus*) from Abaco Island, The Bahamas, and notes on their current distribution in the greater Caribbean region. *IRCF Reptiles and Amphibians* **20**: 23-29.
- Gould FD. 1998. A guide to North American garter snakes-Introduction to natural history and basic triage. *Journal of Wildlife Rehabilitation* **21/3**: 9-18.
- Greene HW. 1997. *Snakes: the evolution of mystery in nature*. Univ of California Press, California.
- Griffiths RA, Schley L, Sharp PE, Dennis JL, Roman A. 1998. Behavioural responses of Mallorcan midwife toad tadpoles to natural and unnatural snake predators. *Animal Behaviour* **55/1**: 207-214.
- Griswold WG. 2001. Captive Care and Breeding of the Corn Snake, *Elaphe guttata*. *Journal of Herpetological Medicine and Surgery* **11/4**: 35-40.
- Haagner GV. 1987. Reproductive data on the brown house snake (*Lamprophis fuliginosus*) (Boie, 1827). *The Journal of the Herpetological Association of Africa* **33/1**: 9-12.
- Hammerson GA, Acevedo M, Ariano-Sánchez D, Johnson J. 2013. *Coluber constrictor*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013. Available from: <https://www.iucnredlist.org/species/63748/3128579> (accessed December 2019).
- Hammerson GA. 2007. *Heterodon nasicus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2007. Available from: <https://www.iucnredlist.org/species/63819/12718545> (accessed December 2019).
- Hammerson GA. 2007. *Thamnophis sauritus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2007. Available from: <https://www.iucnredlist.org/species/63991/12727431> (accessed December 2019).
- Harding JH. 1997. *Amphibians and Reptiles of the Great Lakes Region*. University of Michigan Press, Michigan.
- Hughes B. 1997. *Dasypeltis scabra* and *Lamprophis fuliginosus*—two pan-African snakes in the Horn of Africa: a tribute to Don Broadley. *African Journal of Herpetology* **46/2**: 68-77.
- Hulme PE, Bacher S, Kenis M, Klotz S, Kühn I, Minchin D, Nentwig W, Olenin S, Panov V, Pergl J, Pysek P, Roques A, Sol D, Solarz W, Vilà M. 2008. Grasping at the routes of biological invasions: a Framework for integrating pathways into policy. *Journal of Applied Ecology* **45**: 403-414.
- Chmelová M. Užovkovití hadi – *Lamprophis* (Boaedon) *Fuliginosus*. *Farma Python, Dobrá*. Available from: <https://eshop.farmapython.cz/clanek/uzovkoviti-hadi-lamprophis-boaedon-fuliginosus> (accessed December 2019).
- Chomel BB. 2015. Diseases Transmitted by Less Common House Pets. *Microbiology Spectrum* **3/6**.

- Illsley CL. 2018. What are native, indigenous and endemic species? WorldAtlas. Available from: <https://www.worldatlas.com/articles/what-is-the-difference-between-a-native-and-indigenous-and-an-endemic-species.html/> (accessed September 2019).
- Iverson JB. 2019. Female reproduction in western hognose snakes (*Heterodon nasicus*) in the Nebraska Sandhills, USA. *Herpetological Conservation and Biology* **14/3**: 627-640.
- Jayne BC, Voris HK, Ng PKL. 2002. Herpetology: Snake circumvents constraints on prey size, *Nature* **418/6894**: 143.
- Jeschke JM, Strayer DL. 2005. Invasion success of vertebrates in Europe and North America. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **102/20**: 7198-7202.
- Jeschke JM, Strayer DL. 2006. Determinants of vertebrate invasion success in Europe and North America. *Global Change Biology* **12/9**: 1608-1619.
- Johnson-Delaney CA. 1996. Reptile zoonoses and threats to public health. *Reptile medicine and surgery*, 20-33.
- Kiesecker JM, Blaustein AR. 1997. Population differences in responses of red-legged frogs (*Rana aurora*) to introduced bullfrogs. *Ecology* **78/6**: 1752-1760.
- Kilburn VL, Ibáñez R, Green DM. 2011. Reptiles as potential vectors and hosts of the amphibian pathogen *Batrachochytrium dendrobatis* in Panama. *Diseases of aquatic organism* **97/2**: 127-134.
- Kopecný O, Bílková A, Hamatová V, Kňazovická D, Konrádová L, Kunzová B, Slaměnilková 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.
- Kopecný O, Patoka J, Kalous L. 2016. Establishment risk and potential invasiveness of the selected exotic amphibians from pet trade in the European Union. *Journal for nature conservation* **31**: 22-28.
- Kraus F, Cravalho D. 2001. The risk to Hawaii from snakes. *Pacific Science* **55/4**: 409-417.
- Kraus F. 2008. Alien reptiles and amphibians: a scientific compendium and analysis (Vol. 4). Springer Science & Business Media.
- Kraus F. 2009. Alien Reptiles and Amphibians: a Scientific Compendium and Analysis Invading Nature - Springer Series in Invasion Ecology 4. Springer Science and Business Media. New York.
- Kraus F. 2015. Impacts from invasive reptiles and amphibians. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **46**: 75-97.
- Křížová B. 2019. Nepůvodní druhy živočichů ve světle unijní a české právní úpravy. *Acta Universitatis Carolinae - Iuridica* **3**: 55-68.
- Kůrka A, Pflieger V. 1984. Jedovatí živočichové. Academia. Praha.

- Livo LJ, Hammerson GA, Smith HM. 1998. Summary of amphibians and reptiles introduced into Colorado. *Northwestern Naturalist* **79**:1-11.
- Lowe S, Browne M, Boudjelas S, De Poorter M. 2000. 100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database. The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), Auckland.
- Masin S, Bonardi A, Padoa-Schioppa E, Bottoni L, Ficetola GF. 2014. Risk of invasion by frequently traded freshwater turtles. *Biological Invasions* **16/1**: 217-231.
- Mattison C. 2014. Snakes and other reptiles and amphibians. Dk Publishing, London.
- 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* **38/4**: 499-504.
- Metelka M. 2013. Chov a (ne)odchov užovky *Thamnophis sauritus*. *TERAmagazín* **4**: 4-6.
- Midtgaard R. 2019. RepFocus – A Survey of the Reptiles of the World. Midtgaard, Denmark. Available from: <http://www.repfocus.dk/Serpentes.html> (accessed November 2019).
- Mikátová B, Šandera M. 2015. První rozmnožení želvy nádherné ve volné přírodě ČR. *Herpeta* **1**: 5-6.
- Milíkovský J, Stýblo P. 2006. Nepůvodní druhy fauny a flóry České republiky. ČSOP Vlašim, Vlašim.
- Moll EO. 1995. The turtle *Trachemys scripta* and the pet trade. *Aliens* **2**: 3.
- Monzón-Argüello C, Patiño-Martínez C, Christiansen F, Gallo-Barneto R, Cabrera-Pérez MÁ, Peña-Estévez MÁ, López-Jurado LF, Lee PL. 2015. Snakes on an island: independent introductions have different potentials for invasion. *Conservation genetics* **16/5**: 1225-1241.
- Moore RD, Griffiths RA, O'Brien CM, Murphy A, Jay D. 2004. Induced defences in an endangered amphibian in response to an introduced snake predator. *Oecologia* **141/1**: 139-147.
- Moravec, J. 2015. Fauna ČR – Plazi. Academia. Praha.
- Münch D. 1992. Abandoned amphibian and reptile species in Dortmund. *Dortmunder Beiträge zur Landeskunde. Naturwissenschaftliche Mitteilungen* **26**: 34-45
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, da Fonseca GA, Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* **403**: 853-858.
- Nentwig W, Bacher S, Kumschick S, Pyšek P, Vilà M. 2017. More than „100 worst“ alien species in Europe. *Biol Invasions* **20**: 1611-1621.
- Newberry R. 1984. The American red-eared terrapin in South Africa. *African Wildlife* **38**: 186-189.

- Parker WS. 1987. Population ecology. Snakes. *Ecology and Evolutionary Biology* 253-301.
- Pergl J, Dušek J, Hošek M, Knapp M, Simon O, Berchová K, Bogdan V, Černá M, Poláková S, Musil J, Sádlo J, Svobodová J. 2006. Metodiky mapování a monitoringu invazních (vybraných nepůvodních) druhů. AOPK ČR & Botanický ústav AV ČR, Praha. Available from https://www.researchgate.net/profile/Jan_Pergl/publication/312950036_Metodiky_mapovani_a_monitoringu_invaznich_vybranych_nepuvodnich_druhu_-_uvod/links/588b25c64585152212819329/Metodiky-mapovani-a-monitoringu-invaznich-vybranych-nepuvodnich-druhu-uvod.pdf (accessed December 2019).
- Pergl J, Sádlo J, Petrusek A, Pyšek P. 2016. Seznam prioritních invazních druhů pro ČR. *Ochrana přírody* **2/2016**: 29-33.
- Pergl J, Šíma J, Görner T, Pěkníková J. 2018. Biologické invaze a související právní nástroje. *Živa* **5/2018**:126-129.
- Pitt W, Vice D, Pitzler M. 2005. Challenges of invasive reptiles and amphibians. *Wildlife Damage Management* **84**: 112-119.
- Pleguezuelos JM. 2004. Introduced species of amphibians and reptiles. Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España, Madrid.
- Pluháček J. 2018. Invazní druhy a omezení jejich chovu v zoologických zahradách. *Živa* **5/2018**: 134-135.
- Portillo F, Stanley EL, Branch WR, Conradie W, Rödel MO, Penner J, Bauer AM. 2019. Evolutionary history of burrowing asps (Lamprophiidae: Atractaspidinae) with emphasis on fang evolution and prey selection. *PloS one*, **14/4**.
- Powell R, Henderson RW, Farmer MC, Breuil M, Echternacht AC, Van Buurt G, Perry G. 2011. Introduced amphibians and reptiles in the Greater Caribbean: Patterns and conservation implications. In *Conservation of Caribbean Island Herpetofaunas. Conservation Biology and the Wider Caribbean* **1**: 63-143.
- Pyron RA, Burbrink FT. 2014. Early origin of viviparity and multiple reversions to oviparity in squamate reptiles. *Ecology letters* **17/1**: 13-21.
- Pyšek P. 2018. Historie, definice, hypotéza a budoucnost biologických invazí. *Živa* **5/2018**: 210-213.
- Pyšková K. 2018. Živočišné invaze a vymírání původních druhů. *Živa* **5/2018**: 246-248.
- Rabitsch W, Genovesi P. 2012. Invasive alien species indicators in Europe. European Environmental Agency, Copenhagen.
- Rataj AV, Lindtner-Knific R, Vlahović K, Mavri U, Dovč A. 2011. Parasites in pet reptiles. *Acta Veterinaria Scandinavica* **53/33**.

- Reed RN. 2005. An ecological risk assessment of nonnative boas and pythons as potentially invasive species in the United States. *Risk Analysis: An International Journal* **25/3**: 753-766.
- Rhymer JM, Simberloff D. 1996. Extinction by hybridization and introgression. *Annual Review of Ecology and Systematics* **27**: 83-109.
- Ricciardi A, Steiner WWM, Mack RN, Simberloff D. 2000. Toward a global information system for invasive species. *BioScience* **50/3**: 239-244.
- Richardson DM, van Wilgen BW, Brian W. 2004. Invasive alien plants in South Africa: How well do we understand the ecological impacts? *South African Journal of Science* **100**: 45-52.
- Roy HE, Rabitsch W, Scalera R. 2018. Study on invasive alien species—development of risk assessments to tackle priority species and enhance prevention. Publications Office of the European Union, Luxembourg. Available from (accessed September 2019).
- Sauteur PMM, Relly C, Hug M, Wittenbrink MM, Berger C. 2013. Risk factors for invasive reptile-associated salmonellosis in children. *Vector-Borne and Zoonotic Diseases* **16/6**: 419-421.
- Savidge JA. 1988. Food habits of *Boiga irregularis*, an introduced predator on Guam. *Journal of Herpetology* **22/3**: 275-282.
- Seigel RA, Collins JT, Novak SS. 1987. *Snakes: ecology and evolutionary biology*. Blackburn Press.
- Shine C, Williams N, Gündling L. 2000. A guide to designing legal and institutional frameworks on alien invasive species (No. 40). IUCN. Gland, Switzerland Cambridge and Bonn.
- Shine C. 2007. Invasive species in an international context: IPPC, CBD, European Strategy on Invasive Alien Species and other legal instruments. *EPPO bulletin* **37/1**: 103-113.
- Shine R. 1983. Reptilian viviparity in cold climates: testing the assumptions of an evolutionary hypothesis. *Oecologia* **57/3**: 397-405.
- Shine R. 2003. Reproductive strategies in snakes. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* **270/1519**: 995-1004.
- Shine R. 2012. Invasive species as drivers of evolutionary change: cane toads in tropical Australia. *Evolutionary Applications* **5/2**: 107-116.
- Schembri PJ, Lanfranco E. 1996. *Introduced species in the Maltese Islands*. University of Malta 29-54.
- Stringham OC, Lockwood JL. 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.

- Stuart YE, Campbell TS, Hohenlohe PA, Reynolds RG, Revell LJ, Losos JB. 2014. Rapid evolution of a native species following invasion by a congener. *Science* **346/6208**: 463-466.
- Šmídová T. 2018. Hodnocení invazního rizika u chovaných druhů čeledi užovkovití pro území Evropské unie [BSc. Thesis]. Česká zemědělská univerzita. Praha.
- Telecky TM. 2001. United States import and export of live turtles and tortoises. *Turtle and Tortoise Newsletter* **4**: 8-13.
- Tinkle DW, Gibbons JW. 1977. The distribution and evolution of viviparity in reptiles. *Miscellaneous Publications Museum of Zoology, University of Michigan* **154**: 1-55.
- Turbelin AJ, Malamud BD, Francis RA. 2017. Mapping the global state of invasive alien species: patterns of invasion and policy responses. *Global Ecology and Biogeography* **26**: 78-92.
- Uetz P, Freed P, Hošek J. 2019. Reptile database. Available from: <http://www.reptile-database.org/db-info/taxa.html#Ser> (accessed December 2019).
- Utiger U, Helfenberger N, Schätti B, Schmidt C, Ruf M, Ziswiler V. 2002. Molecular systematics and phylogeny of Old and New World ratsnakes, *Elaphe* Auct., and related genera (Reptilia, Squamata, Colubridae). *Russian Journal of Herpetology* **9/2**: 105-124.
- van Wilgen NJ, Richardson DM. 2011. The roles of climate, phylogenetic relatedness, introduction effort, and reproductive traits in the establishment of non-native reptiles and amphibians. *Conservation Biology* **26/2**: 267-277.
- van Wilgen NJ, Wilson JRU, Elith J, Wintle BA, Richardson DM. 2010. Alien invaders and reptile traders: what drives the live animal trade in South Africa? *Animal Conservation* **13**: 24-32.
- Walley HD, Eckerman CM. 1999. *Heterodon nasicus*; Catalogue of American Amphibians and Reptiles. *The Society for Study of Amphibians and Reptiles* **698/1**: 698 -710.
- Warwick C. 1991. Conservation of red-eared terrapins *Trachemys scripta elegans*: threats from international pet and culinary markets. *Testudo* **3**: 34-44.
- Webb JK, Pearson D, Shine R. 2012. A small dasyurid predator (*Sminthopsis virginiae*) rapidly learns to avoid a toxic invader. *Wildlife Research* **38/8**: 726-731.
- Whitfield Gibbons J. 1990. Life history and ecology of the slider turtle. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.
- Zimmerman R. 2013. *Thamnophis sirtalis*, Animal Diversity Web. Available from: https://animaldiversity.org/accounts/Thamnophis_sirtalis/ (accessed December 2019).
- Zwach I. 2013. Obojživelníci a plazi České republiky. Grada. Praha.

